

Bedarf, Konstruktionsgrundlagen und Betrieb von Deponien für mechanisch-biologisch behandelte Restabfälle in Deutschland

Vom Fachbereich
Bauingenieur- und Vermessungswesen
der Universität Hannover

zur Erlangung des Grades

Doktor-Ingenieur

- Dr.-Ing. -

genehmigte Dissertation

von

Dipl.-Geogr. Matthias Kühle-Weidemeier
geboren am 22.07.1962 in Wolfsburg

2004

Referent:

Prof. Dr.-Ing. habil. H. Doedens

Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik

Universität Hannover

Korreferent:

Prof. Dr.-Ing. K. Fricke

Leichtweiss-Institut für Wasserbau

Abt. Abfallwirtschaft

Technische Universität Braunschweig

Tag der Promotion:

12. Dezember 2003

Kurzzusammenfassung

Schlagwörter: Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA), Deponie, Abfallablagereungsverordnung (AbfAbIV)

Die vorliegende Arbeit befasst sich zunächst mit dem Auslaufen von Übergangsvorschriften hinsichtlich der Anforderungen an Siedlungsabfalldeponien der Klasse 2 und den damit verbundenen Auswirkungen auf den Deponiebestand in Deutschland. Für die Kalkulation der Entwicklung des zur Verfüllung zur Verfügung stehenden Deponievolumens wird eine Prognose erstellt. Sie umfasst Abfallmengen, Abfallbehandlungskapazitäten, die Verteilung der Kapazitäten auf die mechanisch-biologische und thermische Abfallbehandlung sowie die abzulagernden Abfallmengen im Zeitraum bis 2010. Abschließend wird der Anteil des Outputs von mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen an der insgesamt auf Klasse 2 Deponien abzulagernden Abfallmenge bestimmt. Im nachfolgenden Teil der Arbeit werden die Ablageeigenschaften (Geomechanik, Hydraulik, Emissionsverhalten) mechanisch-biologisch behandelter Abfälle untersucht und auf Basis der Ergebnisse Empfehlungen für die Deponiekonstruktion gegeben.

Als Konsequenz des Auslaufens von Übergangsvorschriften, die bereits 1993 in der TA-Siedlungsabfall festgelegt wurden, werden bis zum 1.6.2005 ca. 50 – 75 % des am 1.1.2001 gebauten, freien Deponievolumens der Klasse 2 geschlossen werden, da diese Deponien die technischen Anforderungen insbesondere an die Basisabdichtung nicht erfüllen. Bis zum 16.7.2009 werden voraussichtlich weitere 15 % des gebauten Klasse 2 Deponievolumens geschlossen werden müssen. Dabei ist vor allem eine mangelhafte oder fehlende geologische Barriere Schließungsgrund. Ab dem 1.6.2005 müssen alle Abfälle die in der Abfallablagereungsverordnung (AbfAbIV) vorgegebenen Zuordnungskriterien für die jeweilige Deponieklasse einhalten. Für die Deponieklasse 2 bedeutet dies in der Praxis u.a., dass Hausmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall und etliche andere Abfallarten nur noch nach mechanisch-biologischer (MBA) oder thermischer (MVA) Abfallbehandlung ablagerungsfähig sind. Die Prognose ergab, dass am 1.6.2005 keine ausreichende Abfallbehandlungskapazität zur Verfügung stehen wird. Im Jahr 2010 wird die MBA voraussichtlich mit 5,5 Mio. Mg/a einen Anteil von 19 % an der zur Verfügung stehenden Restabfallbehandlungskapazität haben. Die auf Klasse 2 Deponien abgelagerten Abfälle werden sich 2010 voraussichtlich aus 57 % (4,0 Mio. Mg/a) unbehandelten, 23 % (1,6 Mio. Mg/a) MBA- und 20 % (1,4 Mio. Mg/a) MVA-Abfällen zusammensetzen.

MBA-Abfälle werden in den meisten Fällen die Zuordnungskriterien der AbfAbIV für die Deponieklasse 2 nur einhalten können, wenn heizwertreiche Abfallbestandteile durch eine Siebung auf < 60 mm oder auch deutlich feiner abgetrennt wurden. Die MBA führt zu einem leichten Anstieg des Reibungswinkels des abzulagernden Abfalls, aber durch den weitgehenden Entzug von bewehrenden Abfallbestandteilen (= Reduzierung des Zugwinkels) und potenziell ungünstigen Porenwasserdruckverhältnissen, die in der geringen Durchlässigkeit des Materials begründet sind, ist die Standfestigkeit gegenüber Rohabfall verringert. Der Porenwasserdruckentstehung ist durch betriebliche und ggf. auch bauliche Maßnahmen entgegen zu wirken. Die MBA reduziert die Sickerwasserbelastung im Vergleich zu jungen Rohabfalldeponien deutlich, ein Verzicht auf die Sickerwasserbehandlung ist aber bei weitem nicht möglich. Die Deponiegasproduktion verringert sich durch die Behandlung um etwa 90 % gegenüber dem Maximum bei unbehandelten Abfällen; die Gasbeschaffenheit ähnelt in den meisten Fällen mit einem Methananteil von 40 – 50 Vol.-% dem Gas bisheriger Deponien in der stabilen Methan- oder der Langzeitphase. Für eine besonders wirtschaftliche Gasbehandlung und Oberflächenabdichtung bietet sich eine Kapillarsperre mit überlagernder, methanoxidierender Rekultivierungsschicht an. Die Kapillarsperre als einziges Dichtungselement entspricht jedoch nicht den rechtlichen Vorgaben. Der Abfall kann mit einer Lagenstärke von 50 cm gut verdichtet eingebaut werden. Je nach Behandlungsverfahren und Anlageninput werden oberflächennah Einbaudichten von ca. 1,0 – 1,6 g/cm³ erreicht. Mit zunehmender Auflast steigt die Lagerungsdichte deutlich, während die Durchlässigkeit um mehrere 10er-Potenzen abnimmt. Die MBA führt zu einer erheblichen Reduktion der Deponieemissionen. MBA-Deponien lassen sich auf Grundlage individuell notwendiger Untersuchungen und Berechnungen sowie einer angepassten Bauweise standsicher errichten und problemlos betreiben.

Abstract

Key words: Mechanical-biological waste treatment (MBT), landfill, landfill ordinance

The thesis first deals with the coming end of transition periods for legal demands on the technical properties and the location of class-2 landfills for municipal solid waste in Germany and its consequences for the stock of class-2 landfill capacity. For the calculation of the development of the available landfill volume a prognosis of waste amounts, waste treatment capacities and the share of mechanical-biological (MBT) and thermal waste treatment (combustion / incineration) and the amount of waste to be landfilled is worked out. Next, the share of mechanically-biologically treated waste on the total amount of landfilled waste is determined.

Afterwards the landfill properties of MBT-waste (geomechanic, hydraulic, emissions) are investigated and recommendations for the landfilling of MBT-waste are given.

As a consequence of the end of the transition times, which were already defined in 1993 in the TA-Siedlungsabfall (German landfill guideline), 50 – 75 % of the vacant class-2 landfill volume existing at the 1st of January 2001 will be closed until the 1st of June 2005, because it doesn't comply to the technical standards, mainly the bottom landfill liner. Another 15 % will be closed until 16th of July 2009, which is mostly caused by an insufficient geological barrier.

After the 30th of May 2005 all landfilled waste has to comply to the standards in the Abfallablagungsverordnung AbfAbIV (German landfill ordinance). For domestic waste the boundary values can only be achieved, if the waste has undergone mechanical-biological or thermal (combustion / incineration) treatment. The prognosis pointed out, that there won't be enough treatment capacities at the 1st of June 2005. In 2010 with 5.5 million Mg/a MBT will have a share of 19 % of the German treatment capacity for residual waste. The waste which will be landfilled in 2010 on class-2 landfills will consist of 57 % (4.0 Mg/a) untreated waste (e.g. mineral waste), 23 % (1.6 million Mg/a) MBT-waste and 20 % (1.4 Mg/a) incineration bottom ash.

In most cases MBT-waste will only fulfill the future standards, if high calorific waste components are removed by sieving the waste < 60 mm or even significantly finer. MBT leads to a slight increase of the friction angle. Because of the extensive removal of armouring components (=huge reduction of the angle of tensile) and potentially adversarial pore water pressure conditions caused by the low water permeability of MBT-waste, the slope stability is lower compared to untreated residual waste. The rise of pore water pressure has to be prevented by operational and constructional measures. The leachate contamination of MBT-landfills is significantly lower compared to young landfills with untreated residual waste, but leachate treatment is definitely necessary. The gas production is reduced about 90 % compared to the maximum gas production of untreated waste. In most cases the methane concentration in the landfill gas is between 40 and 50 Vol.-%. With respect to the low gas production, a capillary barrier covered by a methane oxidising revegetation layer would be an adequate solution for the landfill cover, but a capillary barrier as a single sealing element doesn't comply to the legal standards.

The waste can be emplaced well compacted in 50 cm (thick) layers. Depending on the kind of MBT and the MBT-input, emplacement densities between about 1.0 and 1.6 g/cm³ can be achieved close to the surface. With increasing surcharge in the landfill, density increases while permeability decreases several orders of magnitude.

MBT leads to significantly reduced landfill emissions. Based on individually examinations, calculations and an adapted way of construction, MBT-landfills can be built stable and can be operated without problems.

0 Verzeichnisse

0.1 Inhalt

0 VERZEICHNISSE	5
0.1 Inhalt	5
0.2 Abkürzungsverzeichnis	9
1 EINLEITUNG	10
2 BESTAND AN DK-II-DEPONIEN	13
2.1 Datenerhebung zu den aktuell betriebenen Dk-II-Deponien	13
2.1.1 Bestehende Informationsquellen	13
2.1.1.1 Auswertung von Erhebungen gem. UStatG	13
2.1.1.2 Siedlungsabfallbilanzen der Länder	13
2.1.1.3 Deponiebewirtschaftungskonzepte der Länder	13
2.1.1.4 Entsorgungsanlagenverzeichnis des Umweltbundesamtes (UBA)	14
2.1.1.5 Umweltatlas / Datenbank Ökobase (Hrsg. UBA)	14
2.1.1.6 Deponiejahresberichte	15
2.1.1.7 Weitere Datenquellen	15
2.1.2 Eigene Datenerhebung	15
2.1.2.1 Grunderhebungsbogen	15
2.1.2.2 Nacherhebung	16
2.2 Ermittlung des überlebensfähigen Deponiebestandes nach Auslaufen rechtlicher Übergangsfristen in den Jahren 2005 und 2009	17
2.2.1 Rechtlich-technische Stilllegungskriterien	17
2.2.1.1 TA-Siedlungsabfall (TASi)	17
2.2.1.2 Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV)	18
2.2.1.3 EU-Deponierichtlinie	19
2.2.1.4 Deponieverordnung (DepV)	19
2.2.1.5 Zusammenfassung	19
2.2.2 Aktueller Deponiegesamtbestand	20
2.2.3 Deponien mit Weiterbetriebmöglichkeit nach 2005 bzw. 2009	22
3 ABFALLMENGENPROGNOSE (BESEITIGUNG, BEHANDLUNG, ABLAGERUNG)	34
3.1 Abfallmengenentwicklung	34
3.1.1 Einführung	34
3.1.2 Abfallarten für die Abfallmengenprognose	35
3.1.3 Struktur und Ansatz der Prognose	35
3.1.4 Bisherige Entwicklung der Abfallmengen	36
3.1.4.1 Abfallstatistiken nach UStatG	36
3.1.4.2 Abfallbilanzen der Bundesländer mit Zusammenfassung zu Mengen in Deutschland	37
3.1.4.3 Empfehlungen zur Weiterentwicklung der Siedlungsabfallbilanzen der Länder	42
3.1.4.4 Statistiken der Wirtschaft und der Entsorgungsbranche	43
3.1.5 Einflussfaktoren auf die weitere Entwicklung der Abfallmengen	45
3.1.5.1 Sozioökonomische Einflussfaktoren	45
3.1.5.2 Abfallrechtliche und abfallpolitische Einflussfaktoren	47
3.1.6 Prognose der künftigen Abfallmengenentwicklung	50
3.1.6.1 Bisherige Mengenprognosen anderer Autoren	50
3.1.6.2 Eigene Mengenprognose	52
3.2 Bestand und Bedarf an Behandlungskapazitäten	54
3.2.1 MVA-Kapazitäten 2000 /2005 und 2010	54
3.2.2 MBA-Kapazitäten 2000 /2005 und 2010	56
3.2.3 Kapazitäten zur Mitverbrennung und energetischen Verwertung	56

3.3	Vergleich des Behandlungskapazitätsbedarfs mit vorhandenen Kapazitäten	57
3.4	Prognose der abzulagernden Abfallmengen und des benötigten DK-II-Volumens	61
4	VERGLEICH VON DEPONIEVOLUMENBEDARF UND -BESTAND	66
4.1	Grundlagen der Ermittlung des Deponievolumenbestandes und Ergebnisse für Deutschland	66
4.2	Deponievolumenbestand nach Bundesländern 2005 /2009	73
4.3	Schlussfolgerungen und Empfehlungen für einen sinnvollen Umgang mit dem Deponievolumenbestand und den Behandlungskapazitäten	74
4.4	Zusammenfassende Darstellung der Bedeutung von MBA und MBA-Deponien in der künftigen Abfallwirtschaft	75
5	BEHANDLUNGSZIELE UND VERFAHREN DER MBA VOR DER ABLAGERUNG	78
5.1	Behandlungsziele, rechtliche Grundlagen und Grenzwerte	78
5.1.1	Behandlungsziele	78
5.1.2	Rechtliche Grundlagen und Grenzwerte für das abzulagernde Material	78
5.2	Eingangsmaterialien	79
5.3	Behandlungsstufen	79
5.3.1	Vorbemerkung	79
5.3.2	Mechanische Behandlung	79
5.3.2.1	Mechanische Behandlung vor der biologischen Stufe	79
5.3.2.2	Mechanische Behandlung nach der biologischen Stufe	80
5.3.3	Biologische Behandlung	80
5.3.3.1	Aerobe Behandlung	80
5.3.3.2	Anaerobe Behandlung	81
5.4	Behandlungsdauer	82
5.5	Verhältnisse der grenzwertrelevanten Parameter zueinander	83
5.6	Stoffströme aus der MBA	89
5.7	Vorbemerkungen zu Auswirkungen der Behandlung auf die Ablagerungseigenschaften	91
6	GEOMECHANISCHE UND HYDRAULISCHE EIGENSCHAFTEN DES MBA-OUTPUTS	92
6.1	Einleitung	92
6.2	Datenquellen	92
6.2.1	Literatur	92
6.2.2	Eigene Untersuchungen	93
6.2.2.1	Vorbemerkung	93
6.2.2.2	Untersuchung von jeweils 3 Siebfraktionen aus 2 MBA-Pilotversuchen im Landkreis Schaumburg	93
6.2.2.3	Testfelder auf dem Gelände der Deponie Lahe (aha [ehem. AWB] Hannover)	96
6.3	Korngrößenverteilung	105
6.3.1	Grundlagen und Literatur	105
6.3.2	Eigene Untersuchungen	110
6.3.2.1	Grobkorn	110
6.3.2.2	Einfluss der Korngrößenverteilung (Grobkorn) auf die Stabilisierungskriterien	113
6.3.2.3	Feinkorn	116
6.3.2.4	Beurteilung der Filterstabilität zum Basisabdichtungssystem	118
6.3.3	Zusammenfassende Bewertung	119
6.4	Scher- und Zugverhalten	120
6.4.1	Grundlagen	120
6.4.2	Literatur	123
6.4.3	Eigene Untersuchungen	126
6.4.3.1	Material (H 0 – 30 mm) aus den Versuchen an der Deponie Lahe	126
6.4.3.2	Material aus dem Landkreis Schaumburg	127
6.4.4	Bewertung	129
6.4.5	Prüfung der Standsicherheit	129

6.5	Kompressionsverhalten	132
6.5.1	Grundlagen	132
6.5.2	Literatur	132
6.5.3	Eigene Untersuchungen	134
6.5.3.1	Material aus den Versuchen an der Deponie Lahe	134
6.5.3.2	Material aus dem Landkreis Schaumburg	134
6.5.4	Fazit	136
6.6	Wasserdurchlässigkeit	136
6.6.1	Grundlagen	136
6.6.2	Literatur	137
6.6.3	Eigene Untersuchungen	141
6.6.3.1	Laboruntersuchungen	141
6.6.3.2	In-situ Messungen	144
6.6.4	Bewertung	145
6.7	Zusammenfassende Darstellung der fraktionsbezogenen geomechanischen Daten	146
6.8	Einbauverhalten	146
6.8.1	Grundlagen	146
6.8.2	Literatur	146
6.8.3	Eigene Untersuchungen	150
6.8.3.1	Verdichtbarkeit	150
6.8.3.2	Befahrbarkeit	158
6.9	Setzungen	158
6.9.1	Lysimeter an der Universität Essen	158
6.9.2	Setzungsmessungen unter Auflast in Reaktoren am Fraunhofer Institute	158
6.9.3	MBA-Deponietestsektor Erbenschwang	158
6.10	Mathematische Modellierung der hydraulischen Verhältnisse in einer MBA-Deponie	159
6.10.1	Grundlagen	159
6.10.2	Porenwasserdruck	160
6.10.3	Ergebnisse der Modellrechnung von Friedrich (2002)	161
6.10.4	Anwendung des von Obermann (1999) entwickelten Modells WATFLOW	162
6.10.4.1	Beschreibung des Modells	162
6.10.4.2	Bestehende Modellrechnungen mit WATFLOW	162
6.10.4.3	WATFLOW-Simulationen mit den Eigenschaften der Materialien aus den Versuchen im Landkreis Schaumburg und auf der Deponie Lahe	166
6.11	Versuche zum Oberflächenabfluss	175
6.11.1	Grundlagen	175
6.11.2	Literatur	175
6.11.3	Eigene Untersuchungen	176
6.11.3.1	Testfelder Deponie Lahe	176
7	EMISSIONSVERHALTEN VON MBA-OUTPUT AUF DER DEPONIE	180
7.1	Vorbemerkung	180
7.2	Deponiegas	180
7.2.1	Grundlagen	180
7.2.2	Gasprognose von Felde 1999	180
7.2.3	Änderung der Deponiegaszusammensetzung im Verlauf des Abbauprozesses	181
7.2.4	Versuche mit Deponiesimulationsreaktoren und Großlysimetern	182
7.2.4.1	Gasmenge	184
7.2.4.2	Gaszusammensetzung	187
7.2.5	Langzeitversuche in Deponiesimulationsreaktoren an der TU Darmstadt	187
7.2.5.1	Material und Versuchseinrichtung	187
7.2.5.2	Gasmenge	188
7.2.5.3	Gaszusammensetzung (Hauptkomponenten)	191
7.2.6	Deponiesimulationsreaktoren am Fraunhofer Institut	194
7.2.7	(Offene) Lysimeter an der Universität Essen	197
7.2.7.1	Lysimeter und Material	197
7.2.7.2	Gaszusammensetzung	198
7.2.8	Deponie Erbenschwang	199
7.2.8.1	Material und Messungen	199
7.2.8.2	Gasmenge	199

7.2.8.3 Gaszusammensetzung	199
7.2.9 MBA-Deponien in Niedersachsen	200
7.2.10 Reaktor mit Output der MBA Lüneburg	200
7.2.11 Zusammenfassung und Bewertung	200
7.3 Sickerwasser	202
7.3.1 Sickerwasserqualität	202
7.3.1.1 Lysimeter an der Universität Essen	202
7.3.1.2 MBA-Deponien Lüneburg und Erbenschwang	202
7.3.1.3 Zusammenfassung und Bewertung	204
7.3.2 Sickerwassermenge	204
7.3.2.1 Lysimeter Universität Essen	204
7.3.2.2 Testfeld Erbenschwang	205
7.3.2.3 MBA-Deponien in Niedersachsen	205
7.3.2.4 Zusammenfassung und Bewertung der Verhältnisse bei offener Einbaufläche	206
7.3.2.5 Sickerwasserspende einer streng AbfAbIV-konform betriebenen MBA-Deponie	206
7.4 Temperatur in der Deponie	208
8 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNGEN FÜR KONSTRUKTION UND BETRIEB VON MBA-DEPONIE	210
8.1 Deponiebestand und abzulagernde Abfallmengen	210
8.2 Einbaugeräte und Einbauverfahren	212
8.2.1 Einzubauendes Material	212
8.2.2 Verdichtungsverfahren- und geräte	212
8.2.3 Einbaulagenstärke	213
8.2.4 Anzahl der Verdichtungsübergänge	213
8.2.5 Einbaudichte und Einbauwassergehalt	214
8.2.6 Befahren des Abfalls	214
8.3 Wassermanagement	214
8.4 Entgasung	215
8.5 Standsicherheit, hydraulische Verhältnisse und Deponiegeometrie	215
8.6 Basis- und Oberflächenabdichtung	216
8.7 Ausblick und weiterer Forschungsbedarf	218
9 LITERATUR	220
10 ANHANG	230
10.1 Detaillierte Ergebnisse der direkten Scherversuche	230
10.2 Last-Setzungs-Diagramme SHG	233
Versuch 5	234
10.3 Oberflächenwasseranalysen Testfelder Deponie Lahe	236
10.4 Standsicherheitsberechnungen	237
11 WISSENSCHAFTLICHER WERDEGANG	245

0.2 Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
AbfAbIV	Abfallablagerungsverordnung
AbwV	Abwasserverordnung
AT ₄	Atmungsaktivität (Sauerstoffzehrung) in 4 Tagen
BA	biologische Anlage
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
d	Tag
DepV	Deponieverordnung
DK	Deponieklasse nach AbfAbIV und DepV
DSD	Duales System Deutschland für die Verwertung von Verpackungsabfällen
E	Einwohner
EI	Eluat
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
FS	Feuchtsubstanz
GB ₂₁	(anaerobe) Gasbildung in 21 Tagen
GV	Glühverlust
Ho	oberer Heizwert
Hu	unterer Heizwert
hwr	heizwertreich(e)
k.A.	keine Angabe
kg	Kilogramm
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
MA	mechanische Anlage
MBA	mechanisch-biologische Anlage
MBS	mechanisch-biologische Stabilisierung
Mg	Megagramm (t)
MVA	Müllverbrennungsanlage
örE	öffentlich-rechtlicher Entsorgungsträger
SHG	Landkreis Schaumburg
SiA	Siedlungsabfall
TASi	Technische Anleitung Siedlungsabfall
TOC	total organic carbon
TS	Trockensubstanz
wf	wasserrfrei
WG	Wassergehalt
WS	Wertstoffe

1 Einleitung

Der Anfang der 90er Jahre herrschende Abfall- und Deponie"notstand" in Deutschland veranlasste viele Entsorgungsträger zu einem erheblichen Ausbau der Deponiekapazitäten um eine mittel- bis langfristige Entsorgungssicherheit zu gewährleisten. Spätestens nach Inkrafttreten der TA Siedlungsabfall (TASi, 1993), in der stringente Anforderungen an Deponiestandort, -inhalt und -abdichtung festgelegt wurden, mussten neu zu genehmigende Deponien / Deponieabschnitte (zwangsläufig) so eingerichtet, dass sie unter rechtlichen Gesichtspunkten auch nach den in der TASi (für Altdeponien) festgelegten Übergangsfristen weiterbetrieben werden können.

Dem Ausbau von Deponiekapazitäten, der durch aus den neuen Bundesländern hinzukommenden, unter Bestandsschutz stehenden Ablagerungsraum ergänzt wurde, stehen verhältnismäßig rasche Veränderungen im Abfallrecht und der Abfallwirtschaft gegenüber. Die verstärkte Abfallverwertung in Verbindung mit der Einführung des DSD und der Umsetzung des KrW-/AbfG (1996), das gewerbliche Abfallerzeuger im Falle einer Verwertung ihrer Abfälle von der Andienungspflicht an öffentlich rechtliche / kommunale Entsorger (örE) freistellte, führte in den Folgejahren zu einem erheblichen Rückgang der zu deponierenden Abfälle, was verstärkt zu Lasten derjenigen Deponiebetreiber ging, die neue, dem Stand der Technik entsprechende Deponiebereiche (inkl. Peripherie¹) errichtet hatten.

Durch die Umsetzung der TA Siedlungsabfall, der Ablagerungsverordnung (AbfAbIV, 2001), der Deponieverordnung (DepV, 2002) und der EU-Deponie-Richtlinie, die durch die aufgeführten Verordnungen in deutsches Recht umgesetzt wurde, werden sich sowohl die zu beseitigenden Siedlungsabfallmengen als auch vor allem die zu deponierenden Siedlungsabfallmengen durch die ab Juni 2005 weitgehend notwendige Vorbehandlung weiter drastisch verändern.

Obwohl in den letzten Jahren in Deutschland kaum noch neue Deponiekapazitäten geschaffen wurden, bestehen durch diese Entwicklungen derzeit noch relativ große ungenutzte Deponievolumina. Diese Deponie-Überkapazitäten senken die möglichen Annahmeentgelte, und damit wird die Deckung der fortbestehenden Fixkosten der vorhandenen Deponien mit teuren Infrastruktureinrichtungen über Gebühren kaum noch aufrecht zu erhalten sein. Auch die Erzielung der notwendigen Rücklagen für die Nachsorgephase stillzulegender Deponien wird durch die rückläufigen Ablagerungsmengen stark erschwert.

Eine weitere entscheidende Einflussgröße in dieser Entwicklung ist die notwendige Schließung nicht verordnungskonformer Deponien zu den Zeitpunkten 2005 und 2009.

¹ Sickerwasserbehandlung, Gasfassung etc.

Zum geeigneten Umgang mit dieser Situation und als Planungsgrundlage für die Entsorgungswirtschaft sowie für die Weiterentwicklung einer umweltpolitischen Strategie für den Umgang mit Dk-II-Deponien¹, fehlten bisher insbesondere

- eine bundesweite Übersicht über die vorhandenen Siedlungsabfalldeponien mit deren Restvolumen und technischer Ausstattung sowie den von den Genehmigungsbehörden bisher zugelassenen Restlaufzeiten bzw. den aus den Vorgaben der TASI bzw. der EU-Richtlinie abzuleitenden maximalen Betriebszeiten;
- eine aktuelle Statistik der entsorgten Siedlungsabfallmengen (die letzte publizierte Siedlungsabfallstatistik nach UStatG war bis vor kurzem die für das Jahr 1993; zum Bearbeitungszeitpunkt war diejenige für 1996-1998 publiziert (NN, 2002)) sowie eine verlässliche Prognose der Restsiedlungsabfallmenge und des Bedarfes an DK-II-Deponievolumen bei Umsetzung der Verordnungen.

Nur vereinzelt gab es in den Bundesländern Programme zur Deponieschließung und –bewirtschaftung (z.B. Rheinland-Pfalz, Thüringen), in den meisten anderen EU-Staaten besteht aufgrund anderer abfallwirtschaftlicher Situationen eher ein Mangel an technisch hochwertigem Deponievolumen, so dass hier nur wenige Erkenntnisse zu übernehmen waren. Auch in der Literatur fanden sich nur wenige Hinweise (Doedens und Grieße, 2001) zur Beantwortung der beschriebenen Fragen.

Im Rahmen des vom Umweltbundesamt beim Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) der Universität Hannover und Kooperationspartnern beauftragten Vorhabens „Untersuchung rechtlicher, organisatorischer und / oder ökonomischer Ansätze zur Schließung von Siedlungsabfalldeponieraum“ (FKZ 299 34 301) wurden vom Autor die zur Beantwortung dieser Fragen notwendigen Daten erhoben, ausgewertet und bewertet.

Wesentliche Schritte waren dabei:

- Datenerhebung und -gewinnung zum Bestand an Siedlungsabfalldeponien sowie Darstellung des Bestandes;
- Prognose der zu beseitigenden Siedlungsabfallmengen und der auf Siedlungsabfalldeponien abzulagernden Abfallmengen;
- in Verbindung damit Darstellung des Bestandes und Prognose der künftigen Entwicklung von Abfallbehandlungskapazitäten und deren Bedarf,
- Aufstellung einer Deponieabsterbeordnung aufgrund der Abschneidekriterien der AbfAbIV und der EU-Deponierichtlinie in den Jahren 2005 und 2009 sowie Vergleich von Deponiebedarf und Deponievolumenbestand.

Diese Untersuchungen sind die Grundlage des abfallwirtschaftlichen Teils der vorliegenden Arbeit. Die Kapitel 2 bis 4.2 entsprechen weitgehend den entsprechenden Abschnitten im Schlussbericht des Projektes (Doedens, Kühle-Weidemeier et al., 2003), es wird jedoch von einer etwas höheren Ablagerungsdichte ausgegangen als im Schlussbericht des Projektes.

¹ Das BMU (Eckpunktepapier) verfolgt für 2020 das Ziel einer möglichst vollständigen Abfallverwertung und damit deponiefreien Siedlungsabfallwirtschaft (erfordert ggf. Abbau von Deponieüberkapazitäten).

Ein wichtiger, wenn auch im Vergleich zur thermischen Abfallbehandlung weniger bedeutender Anteil der künftigen Abfallbehandlung ist die mechanisch-biologische Abfallbehandlung. Sie wird in Form von Endrotteanlagen (MBA vor der Deponierung) insbesondere an Standorten mit großem unverfülltem Deponierestvolumen anzutreffen sein, da hier zur Erwirtschaftung der notwendigen Rücklagen auch weiterhin eine möglichst große Ablagerungsmenge benötigt wird.

Bisher gibt es noch keine MBA-Anlagen, die den gem. AbfAbIV spätestens ab 1.6.2005 für die Ablagerung von MBA-Output geltenden Anforderungen entsprechendes Material produzieren¹. Dementsprechend gibt es kaum großtechnische Erfahrungen mit der Ablagerung von MBA-Output.

Für die Festlegung der Behandlungsziele (Grenzwerte) standen fundierte wissenschaftliche Erkenntnisse zur Verfügung, die allerdings nicht unbedingt durchgehend bei der Erstellung der Verordnung berücksichtigt wurden.

Die Anforderungen an die Ablagerung wurden hingegen teilweise spekulativ oder nur auf mangelhafter wissenschaftlicher Grundlage festgelegt. Sie können möglicherweise zu einer ineffizienten oder sogar ungeeigneten Ablagerungsform führen.

Im abfalltechnischen Teil dieser Arbeit wird auf Grundlage von Untersuchungen im Labor- und technischen Maßstab, sowie an bestehenden Deponien (von MBAs mit hohem technischen Standard) erhobenen Daten, das Deponieverhalten von MBA-Output beschrieben bzw. prognostiziert. Darauf aufbauend werden Leitlinien für die Konstruktion und den Betrieb von MBA-Deponien entwickelt. Die Untersuchungen wurden größtenteils im Rahmen von Aufträgen des (ehem.) Abfallwirtschaftsbetriebes der Stadt Hannover (AWB, jetzt aha) und der Abfallwirtschaftsgesellschaft des Landkreises Schaumburg (AWS) durchgeführt, oder aus Eigenmitteln des ISAH finanziert.

¹ Einige der bereits bestehenden Anlagen werden dazu jedoch mit relativ geringen Änderungen der Betriebsweise in der Lage sein.

2 Bestand an DK-II-Deponien

2.1 Datenerhebung zu den aktuell betriebenen Dk-II-Deponien

2.1.1 Bestehende Informationsquellen

2.1.1.1 Auswertung von Erhebungen gem. UStatG

Bei Beginn der Datenerhebung standen der Öffentlichkeit für die Jahre nach 1993 noch keine ausgewerteten abfallwirtschaftlichen Daten aus den Erhebungen gem. UStatG zur Verfügung, im Verlauf der Bearbeitung wurde dann die Abfallstatistik 1996, 1997 und 1998 veröffentlicht. Aufgrund der einschneidenden Auswirkungen von TASI und KrW/AbfG auf die Entsorgungswirtschaft und die zu deponierenden Abfallmengen sind für die zu klärenden Fragestellungen jedoch nur möglichst aktuelle Daten (Stichtag 31.12.2000) verwertbar.

2.1.1.2 Siedlungsabfallbilanzen der Länder

Die Siedlungsabfallbilanzen der Länder liefern für das Vorhaben vor allem Angaben zur Abfallmengenentwicklung; überwiegend als Landessummen für bestimmte Abfallströme. Teilweise sind auch Angaben zu einzelnen Deponien enthalten. Umfang und Detaillierungsgrad unterscheiden sich jedoch erheblich von Land zu Land. Eine teilweise uneinheitliche Terminologie sowie eine von Land zu Land unterschiedliche Aufsummierung von Abfallströmen bedingen allerdings einige Einschränkungen in der Auswertbarkeit.

Zu Vorhabensbeginn lagen die Siedlungsabfallbilanzen der Länder bis zum Jahr 1999 vor. Im Sommer 2002 lagen die Siedlungsabfallbilanzen der Länder für das Jahr 2000 vollständig vor und konnten beschafft werden. Sie wurden zur Ergänzung der im Rahmen der Projektbearbeitung gewonnenen Daten genutzt.

2.1.1.3 Deponiebewirtschaftungskonzepte der Länder

Einzelne Länder haben Deponiebewirtschaftungskonzepte und / oder Abfallwirtschaftspläne erstellt. Im Rahmen des Vorhabens konnten die in Tabelle 2-1 aufgeführten Konzepte / Pläne beschafft und ausgewertet werden. Es lagen jedoch nicht immer deponiescharfe Angaben vor. Teilweise waren die Namen der Deponien anonymisiert. So weit möglich, wurden die Daten zur Ergänzung der im Rahmen des Projektes erhobenen Daten verwendet.

Tabelle 2-1: Deponiebewirtschaftungskonzepte und Abfallwirtschaftspläne

Bundesland	Titel	Datum
Bayern	Abfallwirtschaftsplan Bayern	Februar 2002
Bremen	Abfallwirtschaftsplan 2000	2002
Rheinland – Pfalz	Organisationsüberlegungen zu einer Müll AG Rheinland-Pfalz	27.9.1999
Schleswig-Holstein	Bewirtschaftungskonzept für die vorhandenen Hausmülldeponiekapazitäten.	März 1999
Schleswig-Holstein	Abfallwirtschaftsplan Schleswig-Holstein	Dezember 1998
Thüringen	Verbundkonzept zur Vermeidung von Überkapazitäten auf Thüringer Hausmülldeponien	19.9.1997
Thüringen	Fortschreibung des Vorschlages für ein Verbundkonzept Hausmülldeponien in Thüringen	26.4.1999
Thüringen	Landesabfallwirtschaftsplan Thüringen, Teilplan Siedlungsabfälle.	Dezember 2000

2.1.1.4 Entsorgungsanlagenverzeichnis des Umweltbundesamtes (UBA)

Auf Basis der Abfallbilanzen und Abfallwirtschaftspläne der Bundesländer hat das Umweltbundesamt anlagen-/ deponiescharf Daten zusammengetragen (UBA, 2001). Für die Deponien sind Restvolumen und voraussichtliche Restlaufzeit angegeben. Datengrundlage sind jedoch die Abfallbilanzen / -wirtschaftspläne von 1998 oder 1999 (je nach Bundesland). Sie wurden zur Ergänzung im Rahmen des Vorhabens beschaffter, überwiegend aktuellerer Daten genutzt.

2.1.1.5 Umweltatlas / Datenbank Ökobase (Hrsg. UBA)

Vom Umweltbundesamt wird in Zusammenarbeit mit der Clemens Hölter GmbH die Umweltdatenbank Ökobase (UBA, 2001a) herausgegeben. Darin sind für viele Siedlungsabfalldeponien z.T. detaillierte Angaben zur technischen Ausstattung, Restvolumen, jährlicher Ablagerungsmasse und Restlaufzeit enthalten. Die Daten stammen jedoch überwiegend aus den Jahren 1995 und 1996, sodass sie nicht die gewünschte Aktualität besitzen. Von Herrn Hölter wurden auf Nachfrage zu einigen Deponien und ausgewählten Merkmalen im Jahr 2000 nacherhobene Daten zur Verfügung gestellt. Die Daten aus Ökobase und der genannten Nacherhebung wurden zur Ergänzung der im Rahmen des Vorhabens erhobenen Daten verwendet.

2.1.1.6 Deponiejahresberichte

Von den Deponiebetreibern sind jährlich Deponiejahresberichte / Erklärungen zum Deponieverhalten zu erstellen, die sehr detaillierte Angaben zur Deponie enthalten und theoretisch die ideale Datenquelle wären. Diese liegen jedoch nicht in veröffentlichter Form vor. Außerdem wäre ihre Auswertung im Rahmen des Vorhabens nicht möglich gewesen.

2.1.1.7 Weitere Datenquellen

Viele Deponiebetreiber stellen Informationen zu ihren Deponien ins Internet. Im Rahmen der für die Untersuchung zur Verfügung stehenden Projektmittel waren Einzelerhebungen jedoch nicht möglich. In einigen Fällen wurden jedoch von Deponien ergänzende Daten aus dem Internet oder durch telefonischen Kontakt erhoben oder überprüft. Außerdem gibt es von einigen Landesumweltämtern (z.B. NRW, BY) Internetseiten mit Deponiedaten. Diese lieferten jedoch keine über die selbst erhobenen Daten (Abschnitt 2.1.2) hinausgehenden Erkenntnisse für die zu betrachtenden Fragestellungen.

2.1.2 Eigene Datenerhebung

2.1.2.1 Grunderhebungsbogen

Zur Bearbeitung der Aufgabenstellung des Gesamtvorhabens war zunächst eine umfangreiche Erhebung technischer und ökonomischer Deponiedaten aller in Betrieb befindlichen deutschen Siedlungsabfalldeponien erforderlich (inhaltliche Aspekte in den Folgeabschnitten). Des Weiteren wurden Informationen über bereits bestehende oder in Bearbeitung befindliche Deponieschließungs- und / oder Bewirtschaftungsprogramme sowie die Siedlungsabfallbilanzen (1998/99/2000) der Länder zusammengetragen. Zusätzlich wurde eine Internetrecherche nach Deponiedaten durchgeführt.

Der entwickelte Fragebogen einschließlich eines erläuternden / empfehlenden Schreibens des BMU wurde am 10.10.2001 an alle Landesumweltministerien mit Bitte um Bearbeitung und Rückgabe bis zum 15.11.2001 versandt (inkl. Datei).

Für die in der vorliegenden Dissertation zu klärenden Fragestellungen sind lediglich die in dieser Grunderhebung abgefragten laufzeitrelevanten Daten von Bedeutung. Daher wird auf den sehr umfangreichen Grunderhebungsbogen an dieser Stelle nicht näher eingegangen. Die laufzeitrelevanten Daten wurden in einer Nacherhebung nochmals erfasst, die im Weiteren noch ausführlich dargestellt ist.

Am 15.11.01 lagen nur von wenigen Ländern und überwiegend sehr lückenhafte Unterlagen vor. Das Gros der Länder hatte bis Ende Februar 2002 Daten geliefert. Im April 2002 folgten noch Unterlagen aus Bremen und Baden-Württemberg. Als letztes Bundesland stellte Bayern im September 2002 (Volumen) Daten zur Verfügung. Hessen hatte den Erhebungsbogen an die Deponiebetreiber weitergeleitet, von denen jedoch nur 2 antworteten. Aus Brandenburg gab es keine schriftliche Reaktion.

Die gelieferten Daten waren häufig sehr lückenhaft. Sie enthielten neben der Adresse überwiegend Volumenangaben und teilweise Informationen zur Ausstattung der Deponiebasis (nicht abschnittspezifisch und teilweise sehr ungenau). Ökonomische Daten wurden nur von Berlin, Saarland und Sachsen-Anhalt geliefert. Diese Länder und Rheinland-Pfalz lieferten in der Grunderhebung den umfassendsten Datenbestand.

Die von den Ländern gelieferten Daten wurden durch aus anderen Quellen (siehe Abschnitt 2.1.1) recherchierte Daten ergänzt, um wenigstens einen Teil der Datenlücken schließen zu können.

2.1.2.2 Nacherhebung

Aufgrund des überwiegend unvollständigen, uneinheitlichen und teilweise häufig nicht zweifelsfrei interpretierbaren Datenrücklaufes wurde eine Nacherhebung durchgeführt. Die Auswertung der Grunderhebung führte zu der Einschätzung, dass nur bei Daten zur Deponiebasis und zum Restvolumen mit einem nennenswerten Datenrücklauf zu rechnen war, da sich die bereits gelieferten Daten weitgehend auf diese Merkmale beschränkten. In der Nacherhebung wurden alle laufzeitrelevanten Daten abgefragt, um zumindest zur zentralen Frage der Restlaufzeiten und Restvolumina einen verwertbaren Datenbestand zu bekommen.

In Tabelle 2-2 ist der Aufbau des Nacherhebungsbogens dargestellt, der mit Bitte um Ergänzung und ggf. Korrektur übersandt wurde. Die Länder erhielten ihn Anfang Juni 2002 komplett mit allen zu diesen Punkten aus der Grunderhebung entnehmbaren Daten, die durch die recherchierten Daten ergänzt wurden. Für die vorhandenen und noch zu ergänzenden Eintragungen wurde ein Schlüssel vorgegeben, der sicherstellt, dass für die Auswertung Datenquelle und Bezugsjahr klar erkenntlich sind.

Tabelle 2-2: Nacherhebungsbogen mit Schlüssel für Bezugsjahr und Datenquelle

Deponie	Qualität geol. Barriere		Art der (geol.) Barriere		Basisabdichtung	Sickerwasserfassung	GW-Flurabstand >1m	Restvol. aktuell	Ablagemasse	Restlaufzeit bis	
	gem. TASI	gem. EU-Dep.-RI.	natürlich	technisch						gem. TASI	gem. TASI
Musterdeponie	ja	nein	ja		nein	ja	ja	500	35.000	2013	2005

Schlüssel für Bezugsjahr und Datenquelle:

Blau	Siedlungsabfallbilanzen der Länder 2000
braun	ländereigene Angaben 1998
Rot	ländereigene Angaben 1999
Schwarz	ländereigene Angaben 2000
Fett	Angaben mit Bezugsjahr 2001
Hellgrün	Ökobase Erhebung 2000
Grün	Ökobase 4.0
Lila	UBA 1999
Lila kursiv	UBA 1998

Der Datenrücklauf der Nacherhebung war ebenfalls lückenhaft, trotzdem konnte die Datengrundlage bei den laufzeitrelevanten Daten erheblich verbessert werden. Aus den Ländern Hessen und Brandenburg wurden erstmals überhaupt Daten geliefert.

Der Datenrücklauf der Nacherhebung muss in Zusammenhang mit der Grunderhebung betrachtet werden; einige Länder, die in der Grunderhebung relativ umfangreiche Daten geliefert hatten, konnten keine weiteren Daten ergänzen.

2.2 Ermittlung des überlebenschfähigen Deponiebestandes nach Auslaufen rechtlicher Übergangsfristen in den Jahren 2005 und 2009

2.2.1 Rechtlich-technische Stilllegungskriterien

2.2.1.1 TA-Siedlungsabfall (TASi)

In der TA-Siedlungsabfall vom 14. Mai 1993 werden in Nr. 10 die besonderen Anforderungen an (neu zu errichtende) Deponien definiert. In 10.3 werden die Anforderungen an den Standort festgelegt, in 10.4.1 Vorgaben für die Basisabdichtung und die Sickerwasserfassung getroffen. Nr. 11 enthält Bestimmungen für Altdeponien und in Nr. 12 sind Übergangsfristen geregelt.

Von besonderer Bedeutung für Betrachtungen bezüglich der Deponielaufzeit in Abhängigkeit von der Konformität mit den gesetzlichen Vorgaben sind die Anforderungen an Deponiestandort, Basisabdichtung und Sickerwasserfassung, da deren Übereinstimmung mit den gesetzlichen Anforderungen nach Bau bzw. Inbetriebnahme mit vertretbarem Aufwand nicht mehr zu beeinflussen ist. Die Anforderungen an Deponiestandort, Basisabdichtung und Sickerwasserfassung waren nach Inkrafttreten der TASI bei neu zu genehmigenden Deponien oder Deponieabschnitten vollständig einzuhalten, für **in diesen Punkten** nicht konforme Altdeponien wurden keine laufzeitbeschränkende Regelungen erlassen.

In Anhang B der TASI sind Zuordnungswerte für auf Deponien der Klasse I und II abzulagernde Abfälle festgelegt. In Nr. 12.1 TASI ist verfügt, dass Abweichungen von diesen Zuordnungswerten maximal bis zum 1. Juni 2005 gestattet werden dürfen. Die Gestattung dieser Abweichungen ist jedoch nur zulässig, „wenn absehbar ist, dass der Abfall aus Gründen mangelnder Behandlungskapazität die Zuordnungskriterien nicht erfüllen kann“. Weiter wird festgelegt, dass spätestens ab dem 1. Juni 1999 bei Altdeponien und bei Deponien der Klasse II durch zusätzliche Maßnahmen die Einbaudichte erhöht und die Gehalte an nativ-organischen Bestandteilen in den Abfällen reduziert werden **sollen**.

2.2.1.2 Abfallablagerungsverordnung (AbfAbIV)

Die Abfallablagerungsverordnung vom 20. Februar 2001 nimmt hinsichtlich der Anforderungen an Deponiestandort und –basis direkten Bezug auf die TASI. Da diese Regelungen nun Verordnungscharakter haben, sind sie rechtsverbindlich von allen einzuhalten und strafbewehrt (Ordnungswidrigkeit).

In §6 (2) Nr. 1 AbfAbIV wird u.a. die Ablagerung von Abfällen, die nicht die Zuordnungskriterien des Anhangs 1 bzw. 2 AbfAbIV einhalten, ab dem 1.6.2005 untersagt bzw. die (unter dort definierten Voraussetzungen bestehende) Möglichkeit der Zulassung von Ausnahmen bis zum 31.5.2005 befristet.

Gem. §6 (2) Nr. 1 und Nr. 3 Satz 4 AbfAbIV kann auf Antrag unter dort definierten Bedingungen zugelassen werden, dass bis zum 31. Mai 2005 Abfälle auch auf Deponien abgelagert werden dürfen, die die Anforderungen nach Nr. 10 TASI (Besondere Anforderungen an Deponien) nicht einhalten (Verweis auf §3 (1) AbfAbIV), wenn die Anforderungen nach Nr. 11 TASI (Anforderungen an Altanlagen) erfüllt sind.

Gem. §6 (2) 3. AbfAbIV kann auf Antrag zugelassen werden, dass Abfälle, die die Zuordnungskriterien des Anhangs 1 bzw. 2 AbfAbIV einhalten, bis zum 15. Juli 2009 auch auf Deponien abgelagert werden dürfen, die alle Anforderungen der TASI mit Ausnahme von Nr. 10.3.1 (Allgemeines) und 10.3.2 (Geologische Barriere) erfüllen. Daraus ergibt sich, dass ab dem 17. Juli 2009 nur noch Deponien betrieben werden dürfen, die auch die allgemeinen Anforderungen an den Standort und die Anforderungen an die geologische Barriere gem. TASI erfüllen, oder dieses Schutzziele durch gleichwertige technische Sicherungsmaßnahmen erfüllen und

das Wohl der Allgemeinheit nicht beeinträchtigt wird¹. Ebenso wird damit bestimmt, dass für den Deponiebetrieb ab dem 1. Juni 2005 die Anforderungen an die Abdichtungssysteme und die Lage zum Grundwasser einzuhalten sind.

2.2.1.3 EU-Deponierichtlinie

Die EU-Deponierichtlinie wurde mittels AbfAbIV und DepV in deutsches Recht umgesetzt. Daher wird hier nicht weiter auf den Inhalt der Richtlinie eingegangen.

2.2.1.4 Deponieverordnung (DepV)

Die Deponieverordnung legt als Umsetzung der EU-Deponierichtlinie in Anhang 1, 1. im Vergleich zur TASI erhöhte Anforderungen an die geologische Barriere und die mineralische Entwässerungsschicht fest.

Für die geologische Barriere wird ein (geringerer) Durchlässigkeitsbeiwert von $1 \cdot 10^{-9} \text{m/s}$ gefordert, gleichzeitig deren Mindestmächtigkeit auf 1 m reduziert. Ergänzend heißt es aber: „Die Anforderungen an die geologische Barriere sind auch erfüllt, wenn bei Einhaltung der geforderten Mindestmächtigkeit durch kombinatorische Wirkung von Durchlässigkeitsbeiwert, Schichtmächtigkeit und Schadstoffrückhaltevermögen ... die gleiche Schutzwirkung erzielt wird.“ Dies zielt klar auf die TASI, in der in 10.3.2 für die geologische Barriere eine Mächtigkeit von mehreren Metern und ein hohes Schadstoffrückhaltepotential gefordert werden.

Ähnlich verhält es sich bei der Entwässerungsschicht. Es wird zwar eine gegenüber der TASI mindestens 20 cm höhere Schichtmächtigkeit (50 cm) gefordert, eine Mächtigkeit von (min.) 30 cm ist aber auch zulässig, „wenn nachgewiesen wird, dass die hydraulische Leistungsfähigkeit ausreicht, um langfristig einen Wassereinstau im Deponiekörper zu verhindern.“

In § 3 Abs. 2 der DepV wird explizit festgelegt, dass geologische Barrieren und Basisabdichtungen, die TASI-konform sind, auch den Anforderungen der DepV genügen.

Die Deponieverordnung wird also keine über das bereits durch die AbfAbIV bedingte Maß hinausgehenden Deponieschließungen aus technischen Gründen zur Folge haben.

2.2.1.5 Zusammenfassung

Die künftig an Deponien der Klasse 2 zu stellenden Anforderungen wurden in der TASI definiert und durch die AbfAbIV besser vollziehbar sowie mit Übergangsfristen versehen. Die für die künftige Weiterbetriebmöglichkeit einer Deponie entscheidenden Übergangsfristen sind in Tabelle 2-3 zusammengefasst.

¹ Detailliert: Von einer Befristung von Ausnahmen von den Anforderungen der Nr. 10.3.1 (Allgemeines) und Nr. 10.3.2 (Geologische Barriere) TASI kann nach § 6 Abs. 2 Nr. 3 Satz 3 AbfAbIV abgesehen werden, wenn im Einzelfall der Nachweis erbracht wird, dass die Schutzziele nach Nr. 10.3.1 und Nr. 10.3.2 TASI durch andere gleichwertige, technische Sicherungsmaßnahmen erreicht wurden und das Wohl der Allgemeinheit – gemessen an den Anforderungen der AbfAbIV – nicht beeinträchtigt wird.

Tabelle 2-3: Anforderungen gem. TASI, die entsprechend AbfAbIV ab den aufgeführten Stichtagen einzuhalten sind.

Einzuhalten ab	Anforderung an			
	Standort allgemein 10.3.1 TASI	geologische Barriere 10.3.2 TASI	Lage zum Grundwasser 10.3.3 TASI	Basisabdichtung inkl. Siwa-Fassung 10.4 TASI
1.6.2005	nein (auf Antrag) sonst ja	nein (auf Antrag) sonst ja	ja	ja
17.7.2009	ja	ja	ja	ja

2.2.2 Aktueller Deponiegesamtbestand

Auf Grundlage der Nacherhebung, in die vor Versand schon selbst recherchierte Daten und die Auswertung der Grunderhebung eingegangen waren, ist für jede Deponie die künftige Weiterbetriebmöglichkeit bewertet worden. Bei der Deponiebasis wurde im Zweifelsfall der bestausgestattete [= der neuste] Deponieabschnitt zugrunde gelegt. In die Auswertung wurden nur Deponien einbezogen, deren Laufzeit nach den vorliegend Angaben über den 31.12.2000 hinausging.

In die Auswertungen und Berechnungen wurden Daten / Informationen einbezogen, die bis Ende Oktober 2002 vorlagen. Es gab danach noch zu einzelnen Deponien Informationen, dass die Situation anders als in den zur Verfügung gestellten Daten sei¹, dies konnte aber nicht mehr berücksichtigt werden, da die Berechnungen bereits abgeschlossen und Tabellen und Diagramme bereits fertig gestellt waren. Zudem waren in dem Vorhaben keine Einzelerhebungen zu Deponien vorgesehen, wenngleich dieses bei etlichen Deponien trotzdem geschehen ist. Der Einfluss einzelner Deponien auf bundesweite Betrachtungen ist im Allgemeinen ohnehin gering.

Abgesehen von den Volumenangaben lagen im Bundesdurchschnitt bei den übrigen laufzeitrelevanten Merkmalen bestenfalls für die Hälfte der Deponien Angaben vor. Tabelle 2-4 dokumentiert auf Landes und Bundesebene den Prozentsatz der Deponien, für die beim jeweiligen Merkmal Einträge vorliegen. Außerdem sind dort als Landes- und Bundessummen die Restvolumina und jährlichen Ablagerungsmassen dokumentiert.

Bei 99% der Deponien konnten Angaben zum Restvolumen ermittelt werden. Allerdings hatten diese Daten teilweise unterschiedliche Bezugsjahre (1998-2001). Um einen vergleichbaren Datenbestand zu bekommen, wurde in solchen Fällen mit Hilfe der angegebenen jährlichen Ablagerungsmasse das Restvolumen am 31.12.2000 berechnet. Dabei wurde vereinfachend davon ausgegangen, dass auf Deponien, auf denen unbehandelte Abfälle abgelagert werden, erfahrungsgemäß eine Ablagerungsdichte von ca. 1 Mg / m³. Da das Bezugsjahr bis auf weni-

¹ Betroffen waren u.a. die Standorte Blankenhagen, (geplanter) Deponieverbund Südniedersachsen, Hamm-Bockum-Hövel, Ihlenberg, Kirchberg, Vorketzin, Schöneiche.

ge Ausnahmen nur 1 Jahr vom vorgegebenen Bezugsjahr (2000) abwich, können die Ungenauigkeiten, die sich aus unterschiedlichen Abfalleigenschaften, Einbautechniken und über die Jahre nicht konstantem Abfallvolumen ergeben, in Kauf genommen werden.

Tabelle 2-4: Datenbasis laufzeitrelevante Deponiemerkmale

Bundesland	Angaben	Anzahl der Deponien	Qualität geol. Barriere*		Art der geol. Barriere	Basis-abd.	Siwa-Fassung	GW-Flur-abstand > 1 m	Restvol. 12/2000 Mio. m³	Ablageungs-masse 2000 Mio. Mg / a	Restlaufzeit bezgl. 2000			
			gem. TASI	gem. EU-Dep.-RI							gem. TASI	gem. Verfüllvolumen [a]	Jahr	gem. Genehmigung etc. [a]
Brandenburg	Summe	33							7.699	1.579				
	Angaben		0%	0%	0%	0%	0%	30%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
Berlin	Summe	5							15.810	1.056				
	Angaben		40%	40%	0%	40%	40%	0%	100%	100%	60%	100%	100%	100%
Baden-Württemberg	Summe	45							48.254	2.700				
	Angaben		0%	0%	0%	9%	0%	51%	100%	100%	96%	96%	96%	4%
Bayern	Summe	51							10.911	0.729				
	Angaben		2%	2%	0%	2%	2%	45%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
Bremen	Summe	2							1.691	0.091				
	Angaben		0%	0%	0%	0%	0%	50%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
Hessen	Summe	15							24.732	1.589				
	Angaben		87%	87%	93%	100%	73%	93%	100%	100%	93%	93%	93%	0%
Mecklenburg-Vorpommern	Summe	5							10.591	0.655				
	Angaben		20%	20%	0%	20%	20%	20%	100%	80%	80%	60%	60%	0%
Niedersachsen	Summe	35							21.483	2.160				
	Angaben		100%	100%	97%	100%	100%	63%	100%	100%	77%	74%	100%	100%
Nordrhein-Westfalen	Summe	40							94.879	6.687				
	Angaben		53%	53%	0%	53%	53%	75%	100%	98%	78%	78%	78%	33%
Rheinland-Pfalz	Summe	23							24.580	1.200				
	Angaben		83%	83%	0%	100%	100%	43%	100%	74%	96%	96%	96%	0%
Schleswig-Holstein	Summe	10							6.660	0.975				
	Angaben		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	90%	90%	90%	20%
Saarland	Summe	3							1.871	0.208				
	Angaben		100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	0%
Sachsen	Summe	20							6.249	1.891				
	Angaben		95%	100%	90%	100%	100%	90%	100%	100%	100%	100%	100%	15%
Sachsen-Anhalt	Summe	28							91.605	1.861				
	Angaben		100%	100%	100%	100%	100%	29%	93%	100%	100%	100%	100%	100%
Thüringen	Summe	18							8.313	1.236				
	Angaben		0%	0%	0%	94%	94%	44%	94%	94%	100%	100%	100%	0%
Bundessumme	Summe	333							375.327	24.616				
	Angaben		46%	46%	32%	54%	52%	54%	99%	97%	92%	92%	92%	26%

Die Summe der aus den im Rahmen des Vorhabens über die Deponiedaten erhobenen Ablagerungsmengen ("Bundessumme") deckt sich mit der aus den Siedlungsabfallbilanzen im Abschnitt 3.4 berechneten, jährlich abzulagernden Abfallmenge (vgl. Tabelle 3-12). Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Bundessumme nur 97% der betrachteten Deponien repräsentiert und zudem die auf im Laufe des Jahres 2000 geschlossenen Deponien abgelagerten Abfallmengen nicht umfasst.

2.2.3 Deponien mit Weiterbetriebmöglichkeit nach 2005 bzw. 2009

Auf Basis der in Tabelle 2-4 aufgeführten Merkmale (außer Restvolumen 12/2000 und Ablagerungsmasse 2000) wurde anhand der in Tabelle 2-3 aufgeführten Kriterien entschieden, ob eine Deponie über den 31.5.2005 und ggf. den 16.7.2009 hinaus weiter betrieben werden kann. Das Entscheidungsschema ist in Bild 2-1 dargestellt.

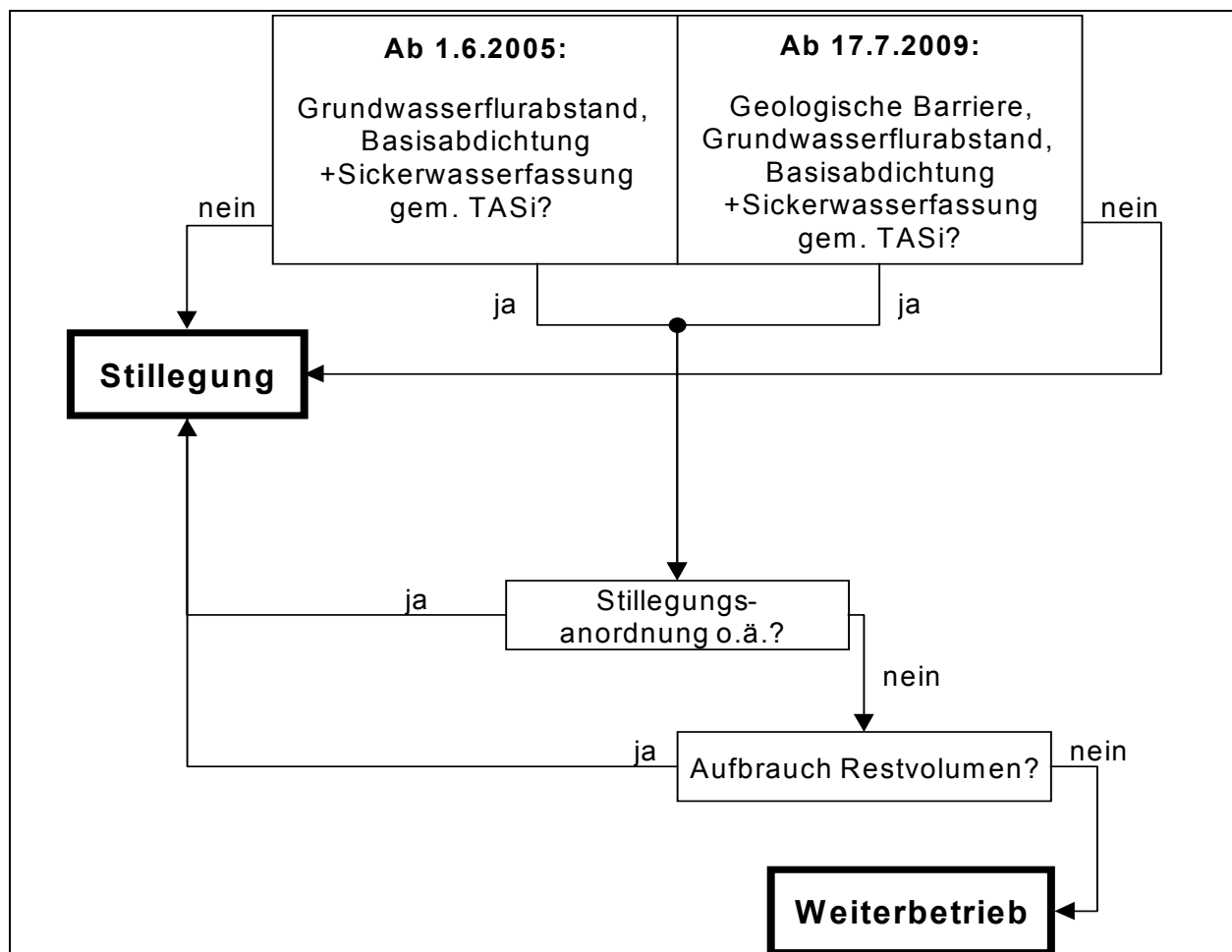


Bild 2-1: Auswahlschema Weiterbetrieb oder Stilllegung

Die Laufzeitbegrenzung durch Aufbrauch des Restvolumens und aufgrund in der Genehmigung, öffentlich-rechtlichen Verträgen etc. festgelegter Laufzeitbegrenzungen wurde anhand der in den Spalten „Restlaufzeit bzgl. 2000“ durch die Länder eingetragenen und selbst recherchierten Angaben berücksichtigt.

Die Entscheidungsfindung wurde dadurch erschwert, dass nur bei etwa der Hälfte der potentiell über den 31.5.2005 und ggf. den 16.7.2009 hinaus betreibbaren Deponien vollständige Angaben zu den nach Tabelle 2-3 abzurufenden technischen Kriterien vorlagen („sicherer Datenbestand“). In der Gesamtheit der Deponien war dieser Anteil noch niedriger. Daher wurden zwei Szenarien betrachtet:

1. Sicherer Datenbestand: Bei diesen Deponien sind alle stilllegungsrelevanten technischen Merkmale (Standort, Basis) bekannt und sprechen alle nicht gegen einen Weiterbetrieb. Sofern Angaben zur Restlaufzeit vorliegen, sprechen auch diese nicht gegen einen Weiterbetrieb nach dem betrachteten Stichtag.

2. Unsicherer Datenbestand: Bei diesen Deponien sind nicht alle stilllegungsrelevanten Merkmale bekannt, aber alle bekannten Merkmale sprechen nicht gegen einen Weiterbetrieb.

Alle im Folgenden dargestellten Unterschiede zwischen sicherem und sicherem + unsicherem Datenbestand resultieren aus unvollständigen Informationen in der Grund- und Nacherhebung. Bei vollständigen Informationen in der Nacherhebung würde die Notwendigkeit der Unterscheidung entfallen.

Tabelle 2-5: Landessummen sicherer und sicherer+unsicherer Deponiebestand¹

Weiterbetriebs- möglichkeit nach	31.12.2000		31.05.2005				16.07.2009			
	Einstufung		sicherer+unsicherer Datenbestand		sicherer Datenbestand		sicherer+unsicherer Datenbestand		sicherer Datenbestand	
Bundesland	Anzahl Deponien	Rest- volumen [1000 Mg]	Anzahl Deponien	Rest- volumen 31.12.2000 [1000 Mg]	Anzahl Deponien	Rest- volumen 31.12.2000 [1000 Mg]	Anzahl Deponien	Rest- volumen 31.12.2000 [1000 Mg]	Anzahl Deponien	Rest- volumen 31.12.2000 [1000 Mg]
Brandenburg	33	7.699	3	709	0	0	1	343	0	0
Berlin	5	15.810	1	3.700	0	0	0	0	0	0
Baden- Württemberg	45	48.254	24	30.309	0	0	23	28.168	0	0
Bayern	51	10.911	45	10.507	0	0	34	8.956	0	0
Bremen	2	1.691	2	1.691	0	0	2	1.691	0	0
Hessen	15	24.732	8	18.663	5	12.613	6	14.509	4	8.754
Mecklenburg- Vorpommern	5	10.591	2	640	1	546	2	640	1	546
Niedersachsen	35	21.483	12	8.194	7	4.568	12	8.194	7	4.568
Nordrhein- Westfalen	40	94.879	21	74.727	14	66.642	14	59.375	10	58.276
Rheinland-Pfalz	23	24.580	3	14.510	1	1.010	3	14.510	1	1.010
Schleswig- Holstein	10	6.660	2	526	2	526	0	0	0	0
Saarland	3	1.871	3	1.871	3	1.871	3	1.871	3	1.871
Sachsen	20	6.249	2	1.627	2	1.627	1	735	1	735
Sachsen-Anhalt	28	91.605	3	820	0	0	2	670	0	0
Thüringen	18	8.313	8	4.019	0	0	8	4.019	0	0
Summe	333	375.327	139	172.514	35	89.403	111	143.682	27	75.760

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

Tabelle 2-5 vergleicht die Landessummen für die Anzahl der Deponien und das Restvolumen am 31.12.2000 der beiden Szenarien miteinander und führt zusätzlich die Bundessumme auf. Die Entwicklung der Bundessummen ist in Bild 2-2 dargestellt. Das aufgeführte Restvolumen ist das Restvolumen der nach dem angegebenen Stichtag weiter betreibbaren Deponien am 31.12.2000 und nicht das Restvolumen am Stichtag.

Wie bereits aufgeführt, bezieht sich die Auswertung auf nach dem 31.12.2000 weiter bestehendes, bereits ausgebautes Restvolumen. Bei der Eingruppierung in die Gruppe der zu schließenden Standorte wurde bewusst nicht berücksichtigt, dass eine wegen Nichterfüllung der Kriterien auf den bisherigen Deponieflächen nicht weiter zu betreibende Deponie in Einzelfällen dadurch „geheilt“ werden könnte, dass die Deponiebasis auf neuen Schüttfeldern technisch nachgerüstet werden kann.

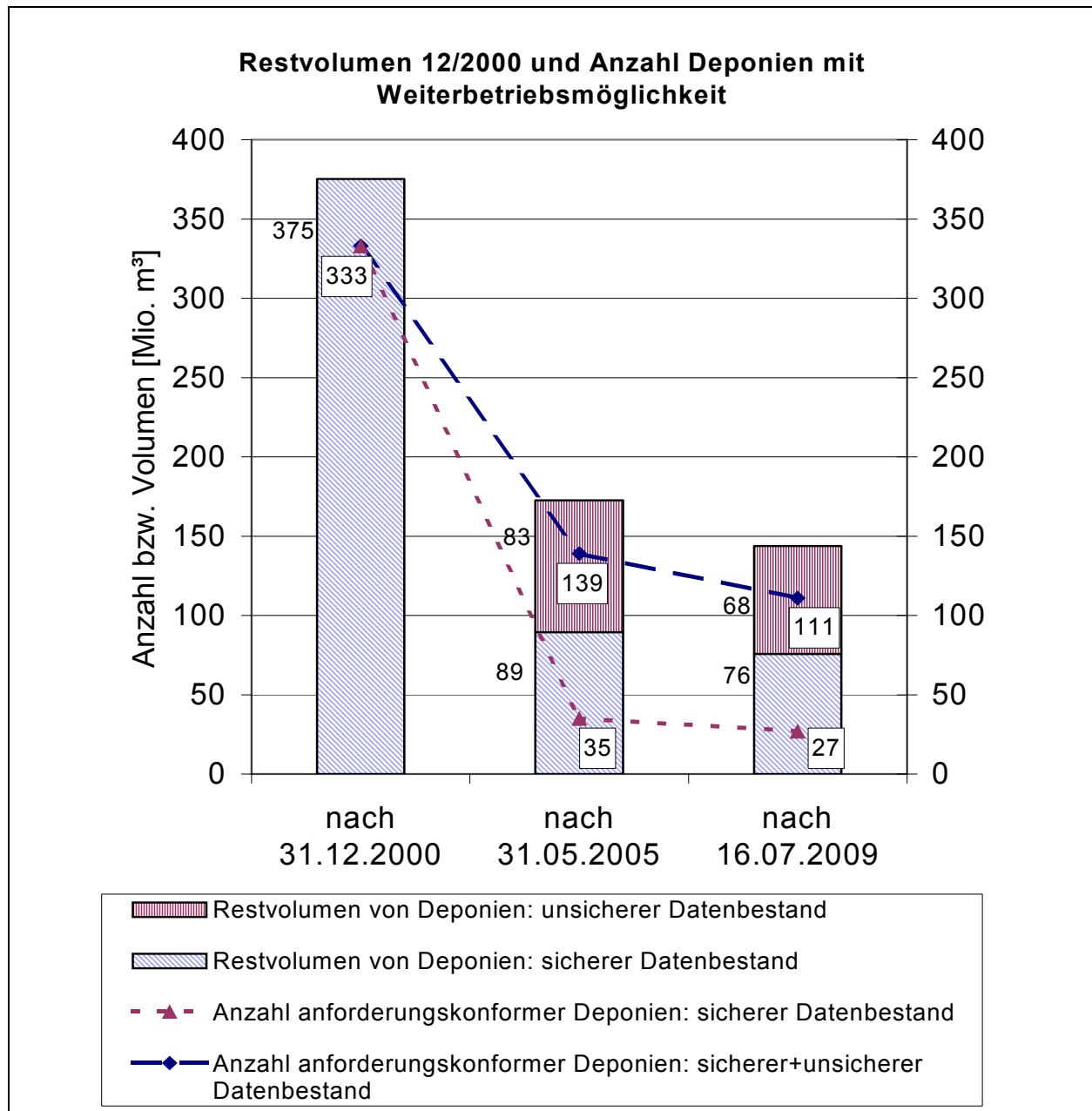


Bild 2-2:¹ Anzahl der Ende 2000 vorhandenen und 2005 bzw. 2009 weiter betreibbaren Deponien mit Restvolumen (Bezug: Volumen 31.12.2000!)

Mindestens mehr als die Hälfte der Deponien bzw. des Restvolumens (Bezug: Restvolumen 31.12.2000!) müssen zum Zeitpunkt 31.5.2005 geschlossen werden.

Maximal kommt es bei der Anwendung der für diesen Stichtag geltenden Prüfkriterien zu einer Viertelung des Restvolumens bezogen auf den 31.12.2000. Die Anzahl der Deponien würde sich hierbei auf ein Zehntel des Bestandes Ende 2000 verringern.

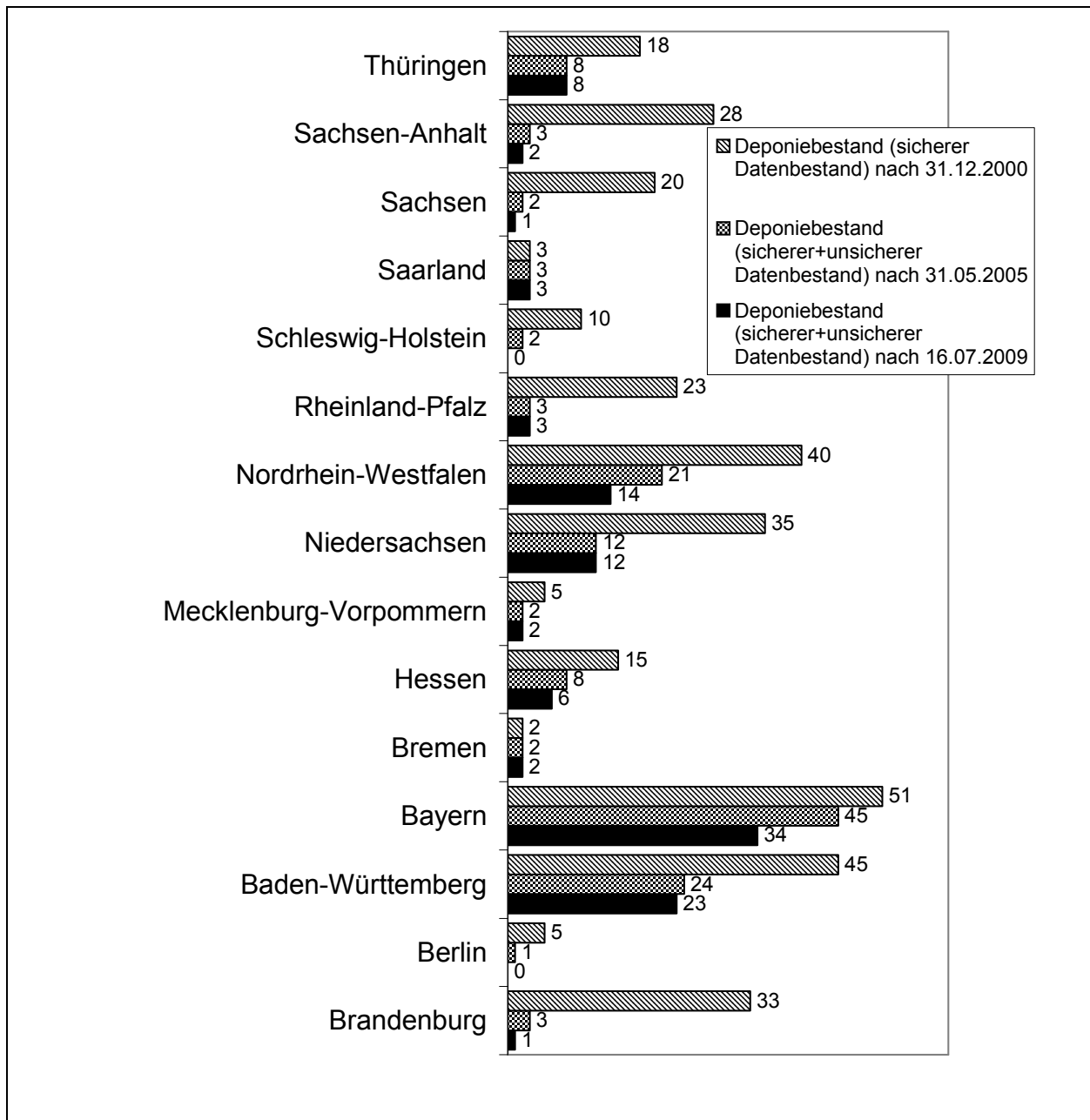
¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

Daraus, dass prozentual mehr Deponien als Deponievolumen geschlossen werden, wird deutlich, dass vorrangig größere Deponien weiter betrieben werden, und dies, obwohl die Schließung des größten Einzelvolumens der Deponie Halle-Lochau mit enthalten ist. Bei der vorrangigen Schließung der kleinen Deponien spielt jedoch möglicherweise auch die Tatsache eine Rolle, dass für größere Deponien umfangreichere Daten vorliegen und von diesen daher mehr im sicheren Datenbestand enthalten sind.

Im Zeitraum nach dem 16.7.2009 kommt es innerhalb beider Szenarien gegenüber 2005 zu einem weiteren Rückgang des Restvolumens bezogen auf den 31.12.2000 um ca. 15%, während sich die Anzahl der weiter betreibbaren Deponien um gut 20% verringert. Auch hieraus ist wiederum die vorrangige Schließung kleinerer Deponien zu erkennen.

Von den Deponieschließungen sind die Bundesländer in sehr unterschiedlichem Maß betroffen. Bild 2-3 zeigt den besten Fall als Summe von sicherem und unsicherem Datenbestand. Bild 2-4 gibt zum Vergleich den sicheren Datenbestand wieder. Bereits im Minimalfall zeigt sich bei den Ländern Brandenburg, Rheinland-Pfalz, Sachsen-Anhalt und Sachsen ein drastischer Rückgang der Anzahl der betreibbaren Deponien auf ungefähr ein Zehntel nach dem 31.5.2005. Mit Ausnahme von Rheinland Pfalz reduziert sich der Deponiebestand nach dem 16.7.2009 nochmals. Für diese Länder wäre daher eine Abfallbehandlung mit möglichst geringen Masseströmen zur Ablagerung (thermische Behandlung mit möglichst hohem Verwertungsanteil der Reststoffe) und ein effizientes Abfalllogistikkonzept von besonderer Bedeutung. In abgemildertem Umfang trifft dies auch für Schleswig-Holstein zu. Berlin und Schleswig-Holstein haben den Daten zufolge nach dem 16.7.2009 keine bereits am 31.12.2000 in Betrieb oder im Ausbau befindlichen Deponieflächen mehr.

Bei Betrachtung des sicheren Datenbestandes (Bild 2-4) geht in den „deponiereichen“ Ländern Bayern und Baden-Württemberg bereits nach dem 31.5.2005 die Anzahl der Deponien im starken Gegensatz zum unsicheren + sicheren Datenbestand auf 0 zurück. Dieses ist darauf zurückzuführen, dass für diese Länder nahezu keine Informationen zur Deponiebasis vorliegen. In den meisten Bundesländern ist die Situation bei Betrachtung des sicheren Datenbestandes nicht wesentlich anders. Lediglich die Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und insbesondere das Saarland (im Verhältnis zu seiner Größe) verfügen dauerhaft über eine erhebliche Anzahl von Deponien.

Bild 2-3: Sicherer + unsicherer Datenbestand Anzahl Deponien in den Bundesländern¹

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

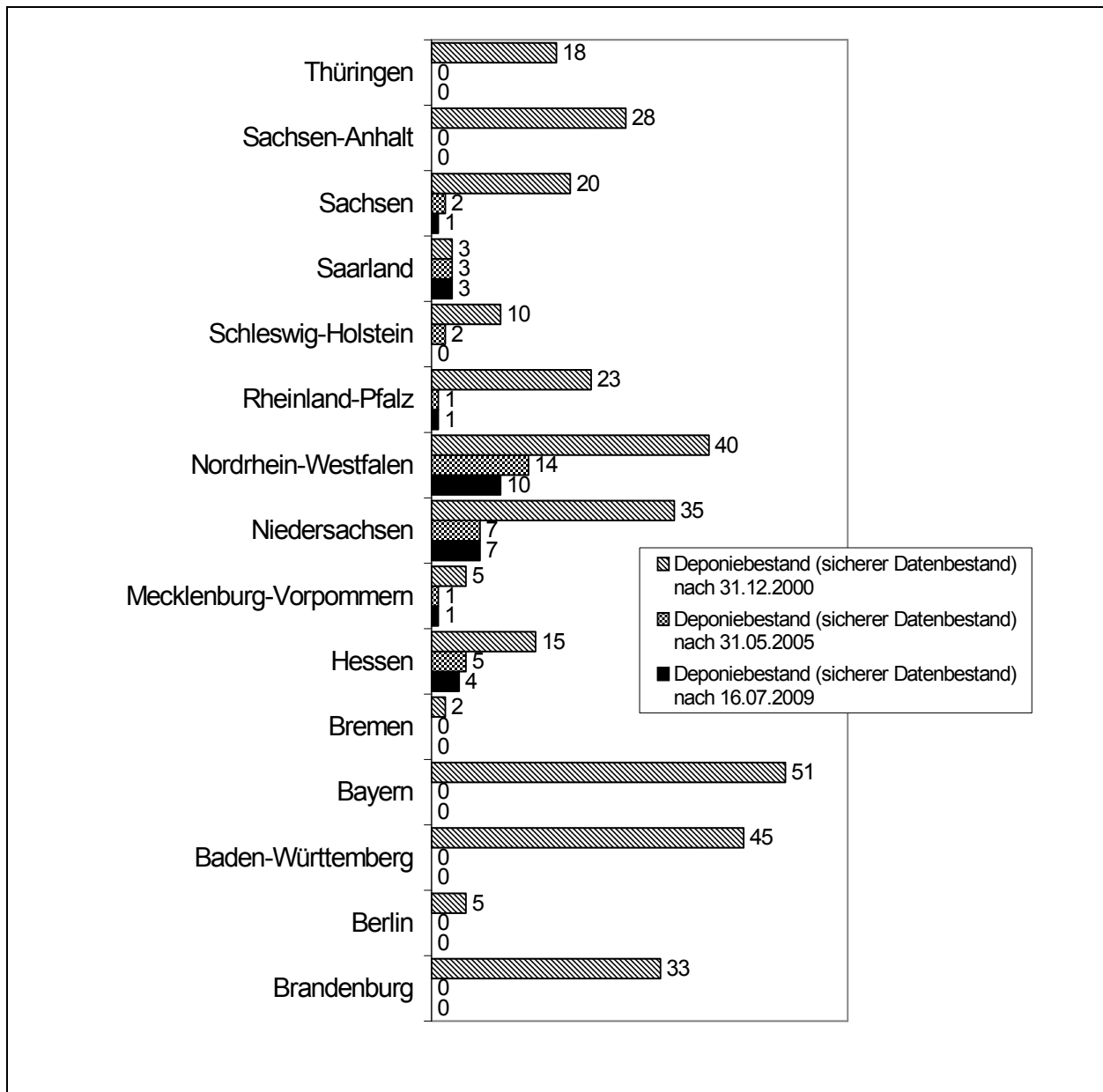


Bild 2-4: Sicherer Datenbestand Anzahl der Deponien in den Bundesländern¹

Bild 2-5 und Bild 2-6 zeigen den analogen Sachverhalt in Bezug auf das Restvolumen. Hier wird jedoch zusätzlich die spezielle Situation in Sachsen-Anhalt deutlich: Von dem bundesweit auf ein Land bezogenen zweitgrößten Restvolumen Ende 2000 hat nicht einmal 1 % Bestandsmöglichkeit über den 31.5.2005 hinaus. Dabei ist allerdings zu berücksichtigen, 88 % des sachsen-anhaltinischen Restvolumens Ende 2000 alleine auf die Deponie (Halle)-Lochau entfallen.

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht ordnungskonformer Deponien.

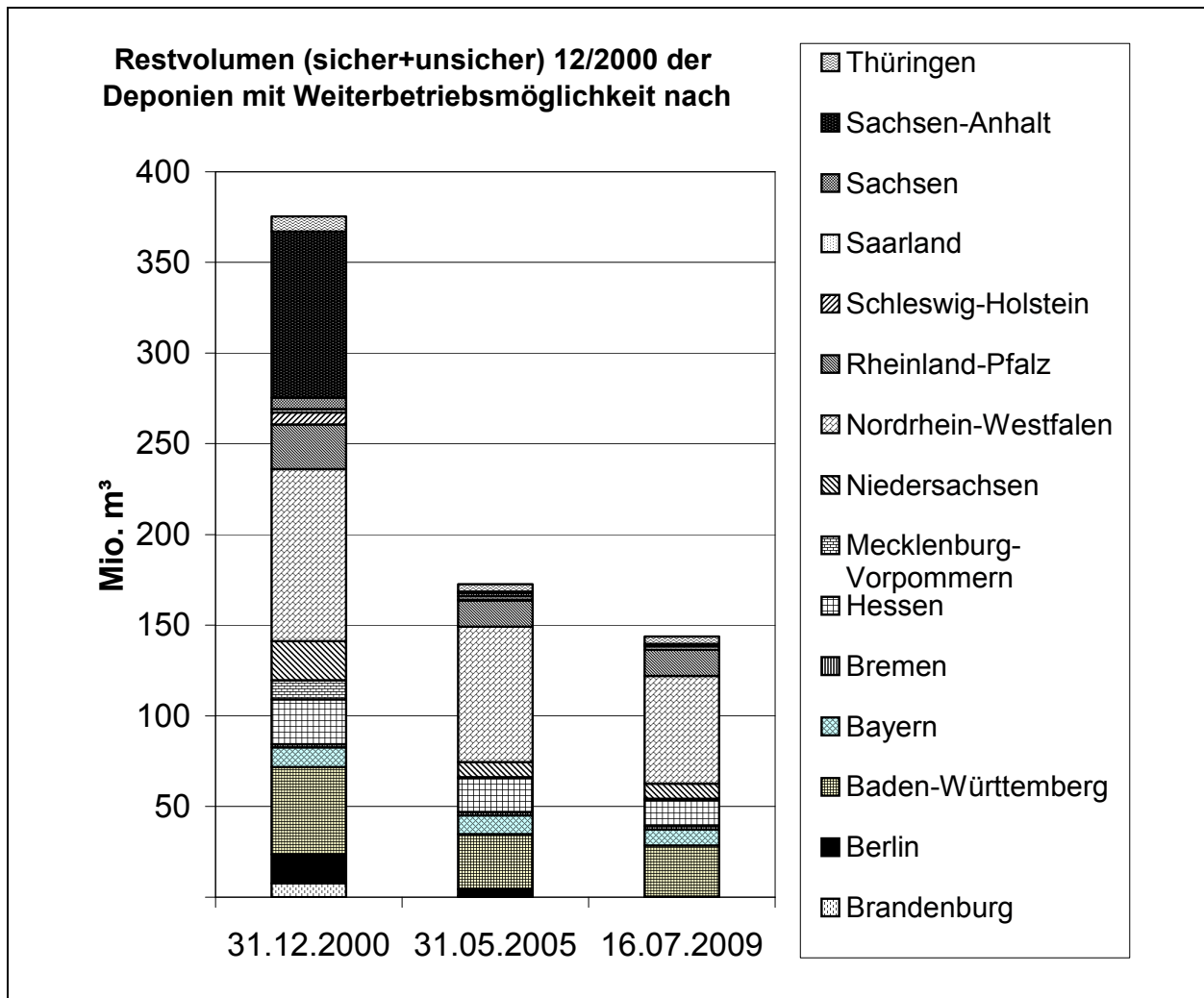


Bild 2-5 Sicherer + unsicherer Datenbestand Restvolumen 12/2000 der Deponien in den Bundesländern¹

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

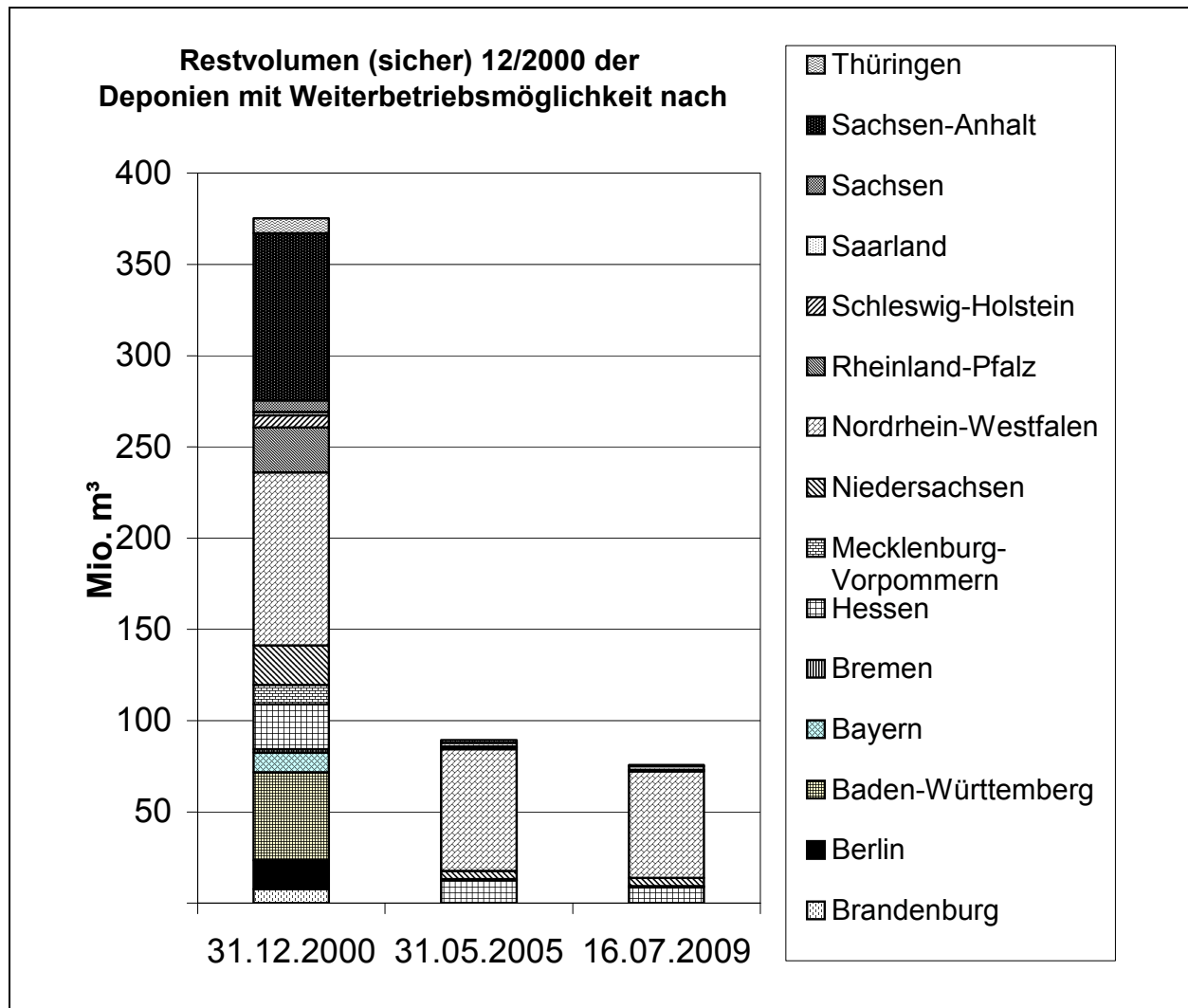


Bild 2-6 Sicherer Datenbestand Restvolumen 12/2000 der Deponien in den Bundesländern¹

Die Anzahl der Deponien oder das Restvolumen in Bezug auf 2000 sind insbesondere gut geeignet, um die Veränderungen innerhalb der Länder zu veranschaulichen und darzustellen, in welchen Bundesländern es zu besonders starken Veränderungen kommen wird. Außerdem ist so schnell erkennbar, wo die Schwerpunkte der deutschen Deponiekapazität liegen. Um jedoch landesspezifisch Aussagen über das Verhältnis von Kapazität zu Bedarf treffen zu können, müssten tatsächliches Deponierestvolumen und die Menge der auf DK-II-Deponien abzulagernden Abfälle landesspezifisch über den Untersuchungszeitraum berechnet / prognostiziert werden. Dieses ist aber auf der vorliegenden Datenbasis nicht mit hinreichender Zuverlässigkeit und Genauigkeit möglich.

Um jedoch eine ganz grobe Einschätzung zu ermöglichen, wird die Anzahl der grundsätzlich über die Stichtage hinaus überlebensfähigen Deponien in Relation zu der Einwohnerzahl des

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht ordnungskonformer Deponien.

jeweiligen Bundeslandes im Jahr 2000 gesetzt. In Tabelle 2-6 ist das Ergebnis für die Szenarien sicherer + unsicherer sowie sicherer Datenbestand dargestellt.

Tabelle 2-6 Einwohner 2000 pro Deponie in Abhängigkeit von der Weiterbetriebsmöglichkeit zu den Stichtagen¹

Weiterbetriebs- möglichkeit nach		31.12.2000	31.05.2005		16.07.2009	
Datenbestand			sicher + unsicher	sicher	sicher + unsicher	sicher
Bundesland	Einwohner 2000	Einwohner 2000 / Deponie	Einwohner 2000 / Deponie	Einwohner 2000 / Deponie	Einwohner 2000 / Deponie	Einwohner 2000 / Deponie
Brandenburg	2.600.146	78.792	866.715	keine Deponie	2.600.146	keine Deponie
Berlin	3.338.146	667.629	3.338.146	keine Deponie	keine Deponie	keine Deponie
Baden- Württemberg	10.497.659	233.281	437.402	keine Deponie	456.420	keine Deponie
Bayern	12.183.377	238.890	270.742	keine Deponie	358.335	keine Deponie
Bremen	660.225	330.113	330.113	keine Deponie	330.113	keine Deponie
Hessen	6.056.898	403.793	757.112	1.211.380	1.009.483	1.514.225
Mecklenburg- Vorpommern	1.784.126	356.825	892.063	1.784.126	892.063	1.784.126
Niedersachsen	7.899.000	225.686	658.250	1.128.429	658.250	1.128.429
Nordrhein- Westfalen	18.010.548	450.264	857.645	1.286.468	1.286.468	1.801.055
Rheinland-Pfalz	4.090.557	177.850	1.363.519	4.090.557	1.363.519	4.090.557
Schleswig- Holstein	2.789.761	278.976	1.394.881	1.394.881	keine Deponie	keine Deponie
Saarland	1.080.800	360.267	360.267	360.267	360.267	360.267
Sachsen	4.443.927	222.196	2.221.964	2.221.964	4.443.927	4.443.927
Sachsen-Anhalt	2.641.541	94.341	880.514	keine Deponie	1.320.771	keine Deponie
Thüringen	2.441.215	135.623	305.152	keine Deponie	305.152	keine Deponie

Da Hamburg keine DK-II-Deponien betreibt, sind die Einwohner Hamburgs hier nicht berücksichtigt. Abzulagernde Abfälle aus Hamburg gehen jedoch in die Nachbarländer. Sofern keine Einwohnerzahlen aus 2000 vorlagen, wurden die Werte aus 1999 verwendet.

Aus den Daten in Tabelle 2-6 wurden Ländergruppen mit ähnlicher Situation abgeleitet, die in Tabelle 2-7 dargestellt sind.

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

Tabelle 2-7 Ländergruppen nach Einwohnern 2000 pro Deponie zu den Stichtagen¹

Mio. Einwohner 2000 / Deponie	Weiterbetriebmöglichkeit nach				
	31.12.2000	31.5.2005		16.7.2009	
Datenbestand		sicher + unsicher	sicher	sicher + unsicher	sicher
bis 0,25	Brandenburg Baden-Württemb. Bayern Niedersachsen Rheinland-Pfalz Sachsen Sachsen-Anhalt Thüringen				
0,25 - 0,5	Bremen Hessen Mecklenburg-Vor. Nordrhein-Westf. Schleswig-Holstein Saarland	Baden-Württemb. Bayern Bremen Saarland Thüringen		Baden-Württemb. Bayern Bremen Saarland Thüringen	Saarland
0,5 - 1,0	Berlin	Brandenburg Hessen Mecklenburg-Vor. Niedersachsen Nordrhein-Westf. Sachsen-Anhalt		Mecklenburg-Vor. Niedersachsen	
1,0 - 1,5		Rheinland-Pfalz Schleswig-Holst.	Hessen Niedersachsen Nordrhein-Westf. Schleswig-Holst.	Hessen Nordrhein-Westf. Rheinland-Pfalz Sachsen-Anhalt	Niedersachsen
1,5 – 2,5		Sachsen	Mecklenburg-Vor. Sachsen		Hessen Mecklenburg-Vor. Nordrhein-Westf.
2,5 – 3,5		Berlin		Brandenburg	
3,5 – 4,5			Rheinland-Pfalz	Sachsen	Rheinland-Pfalz Sachsen
keine Deponie			Brandenburg Berlin Baden-Württemb. Bayern Bremen Sachsen-Anhalt Thüringen	Berlin Schleswig-Holst.	Brandenburg Berlin Baden-Württemb. Bayern Bremen Schleswig-Holst. Sachsen-Anhalt Thüringen

Anm.: Bei (sehr wahrscheinlichem) Weiterbetrieb der Deponie Ihlenberg ändert sich die Eingruppierung Mecklenburg-Vorpommerns.

Mit Hilfe der in Abschnitt 2.2.3 vorgenommenen Auswertungen lassen sich als belastbares Ergebnis die Bundesländer hinsichtlich ihrer Deponiesituation grob in 3 Gruppen klassifizieren (Tabelle 2-8):

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

Tabelle 2-8 Bewertung der Deponiesituation in den Bundesländern

Nr.	Gruppe	Bundesländer
1	Länder, mit auch langfristig ausreichender Deponiekapazität, die mögliche Überkapazitäten ermitteln und ggf. <u>vorübergehend</u> stilllegen sollten (Bewirtschaftungskonzept gemeinsam mit den Betreibern entwickeln).	Hessen Niedersachsen Nordrhein-Westfalen Saarland
2	Länder, die nur über einen geringen „überlebensfähigen“ Deponiebestand verfügen und daher möglichst stark volumenreduzierende Abfallbehandlungsverfahren einsetzen sollten. Empfehlenswert ist eine Kooperation mit den Bundesländern, die über große Deponiekapazitäten verfügen (Gruppe 1). Zur Vermeidung von Abfallferntransporten sollten in begrenztem Umfang auch Deponieerweiterungen oder Neubauten in Erwägung gezogen werden. Eine effiziente Konzeption der Abfalllogistik ist in diesen Ländern von besonderer Bedeutung.	Brandenburg Rheinland-Pfalz Sachsen-Anhalt Sachsen sowie mittelfristig auch Berlin Schleswig-Holstein
3	Länder, die nicht in Gruppe 1 oder 3 fallen <u>oder</u> bei denen sich die Situation auf Grundlage der vorliegenden Daten nicht eindeutig beurteilen lässt. Thüringen ist hier ein Beispiel für ein Land, das eine landesweite bedarfsorientierte, mittelfristige Deponiekapazitätsplanung betreibt, also weder ein sehr hohes (wie Gruppe 1) noch ein sehr geringes (wie Gruppe 2) Restvolumen vorhält.	Bremen Baden-Württemberg Bayern Hamburg (keine Deponien) Mecklenburg-Vorpommern* Thüringen

* bei (sehr wahrscheinlichem) Weiterbetrieb der Deponie Ihlenberg fällt MV in Gruppe 1

3 Abfallmengenprognose (Beseitigung, Behandlung, Ablagerung)

3.1 Abfallmengenentwicklung

3.1.1 Einführung

Abfallmengenprognosen sind ein unverzichtbares Instrument abfallwirtschaftlichen Handelns. Sie werden allerdings von so vielen schwer prognostizierbaren Faktoren beeinflusst, dass sich bisherige Prognosen immer wieder als schnell überholt erwiesen haben. Neben sehr langfristig wirksamen und besser kalkulierbaren Einflussfaktoren, wie

- Bevölkerungsentwicklung,
- Wohnform,
- Haushaltsgröße,
- Konsumverhalten

wirken sich auch abfallrechtliche Vorgaben des Bundes (z.B. Verpackungsverordnung; KrW-/AbfG, Gewerbeabfallverordnung, Novelle zur 17. BImSchV mit Wirkungen auf die energetische Verwertung) und der EU (z.B. Deponie- und Verbrennungs-Richtlinie) sowie auch abfallpolitisch neue Sichtweisen (z.B. Vorrang des Bodenschutzes vor einer Förderung der Verwertung (Diskussion um Klärschlamm- und Bioabfallverwertung)) gravierend und kurzfristig auf die Abfallmengen aus.

Resultat der letztgenannten Änderungen ist weniger die Veränderung des Abfallpotentials als die Veränderung der Aufteilung des Potentials auf die Verwertung und die Beseitigung. Dies belegen bei nahezu unverändertem Abfallpotential

- die Verminderung der Siedlungsabfälle zur Beseitigung in den letzten 20 Jahren um mehr als 50 % sowie
- die Verschiebung dieser Verminderung als Zuwachs bei den verwerteten Siedlungsabfällen.

Bei den Mengenbilanzen und besonders bei den Entsorgungskapazitäten spielt die energetische Verwertung in gewerblichen Anlagen als Ersatz oder Alternative zur thermischen Behandlung eine zunehmend wichtige Rolle. Die Verwertung von Abfällen erfolgt nicht nur im Inland, sondern kann nach Notifizierung auch im EU-Ausland stattfinden.

Aus diesen Erfahrungen ergeben sich folgende Konsequenzen:

- Mengenprognosen müssen das Abfallpotential umfassen und nicht nur die für die Dk-II-Ablagerung angegebenen Abfälle zur Beseitigung.
- Mengenprognosen sollten sich auf halbwegs überschaubare Zeiträume beschränken, gewählt wird hier der Zeitraum bis 2010.
- Mengenprognosen müssen jährlich der ggf. veränderten Situation aus der aktuellen Entwicklung der Mengen und Rahmenbedingungen angepasst werden.

- Vor Erlass von Verordnungen und Gesetzen im Bereich der Abfallwirtschaft muss eine sorgfältige Abschätzung der Wirkung auf Mengenströme erfolgen.
- Prognosen zu Entsorgungskapazitäten müssen auch den Bereich der Mitverbrennung in gewerblichen Anlagen berücksichtigen.

3.1.2 Abfallarten für die Abfallmengenprognose

Betrachtet werden alle Abfälle in Deutschland, die als Abfälle zur Verwertung und zur Beseitigung das Abfallpotential der Siedlungsabfälle mit den in Tab. 3-1 genannten Abfallarten bilden.

Tab. 3-1 Für die Abfallmengenprognose berücksichtigte Abfallarten

Abfallarten	EAK-Schlüssel
Abfälle zur Beseitigung	
Hausmüll	20 03 31
Sperrabfall	20 03 31
hmä. Gewerbeabfall	20 03 31
Marktabfälle	20 03 02
Straßenkehrsicht	20 03 03
Baustellenabfälle	1709
Sandfanggut, Rechengut	19 08 01 und 02
Klärschlamm aus kommunaler Abwasserreinigung	19 08 05
Abfälle zur Verwertung	
Bio- und Grünabfall	20 01 08; 20 02 01 und 20 02 03
Altpapier	20 01 01
DSD-Verpackungsabfall (ohne Altpapier)	20 01 02/ 03 / 05 / 06

Unberücksichtigt bleiben folgende Abfallarten:

- mineralische Bauabfälle
- in Gewerbe und Industrie direkt erfasste Abfälle zur Verwertung (z.B. Stahlschrott, Produktionsreste)

3.1.3 Struktur und Ansatz der Prognose

Die Abfallmengenprognose wird in folgenden 3 Stufen aufgebaut:

1. Auswertung der Mengendaten aus Statistiken nach UStatG, jährlichen Abfallbilanzen der Länder mit Zusammenfassung zu Bundesdaten, Wirtschaftsstatistiken, Statistiken und Berichten der Entsorgungsbranche;
2. Darstellung und Bewertung wesentlicher Einflussfaktoren auf zukünftige Mengenveränderungen;
3. Abfallmengenprognose für die Jahre 2005 und 2010

3.1.4 Bisherige Entwicklung der Abfallmengen

3.1.4.1 Abfallstatistiken nach UStatG

Den rechtlichen Rahmen für die bundesweite Erhebung abfallwirtschaftlicher Daten bildet das Umweltstatistikgesetz (UStatG) vom 21. September 1994, das am 1. Januar 1997 in Kraft getreten ist und das Umweltstatistikgesetz in der Fassung von 1980 abgelöst hat.

Das Abfall-Aufkommen wurde vor 1994 nach dem UStatG 1980 in dreijährigem Rhythmus zuletzt für das Jahr 1993 erhoben. Mit dem Inkrafttreten des Umweltstatistikgesetzes 1994 wurde die bisherige Erhebung bei den gewerblichen Abfallerzeugern (abfallerzeugerbezogene Primärerhebung) durch die erstmalig 1996 durchzuführenden Erhebungen bei den Entsorgungsanlagenbetreibern gemäß §§ 3 und 5 UStatG 1994 (entsorgungsanlagenbezogene Primärerhebung) in Ergänzung mit Auswertungen abfallwirtschaftlicher Vollzugsdaten gemäß § 4 UStatG 1994 (Sekundärerhebung) abgelöst. Die Ergebnisse der Datenerhebungen vor und nach 1994 sind nicht vergleichbar, da vor 1994 das Abfallaufkommen bei den Abfallerzeugern erhoben wurde, nach 1994 dagegen nur anlagenbezogen. Die folgende Tabelle 3-1 fasst die abfallbezogenen Datenerhebungen gemäß §§ 3, 4 und 5 UStatG 1994 zusammen.

Tabelle 3-1: Datenerhebungen von Abfällen gemäß §§ 3, 4 und 5 UStatG 1994

	Erfasste Abfälle	Zeitabstände
§ 3	regelt die Erhebung der Entsorgung (Behandlung, Verwertung und Beseitigung) von Abfällen auf allen zulassungsbedürftigen Anlagen (einschl. betriebseigener Entsorgungsanlagen) für die <u>nicht nachweispflichtigen Abfallarten</u> . Ergänzt wird dieser Teil um die Erhebung der Einsammlung der Siedlungsabfälle im öffentlichen bzw. öffentlich beauftragten Bereich sowie außerhalb der öffentlich-rechtlichen Entsorgung um die gewerblich betriebene Abfallentsorgung.	alle 2 bzw. 4 Jahre
§ 4	erfasst durch Sekundärerhebungen die Entstehung, den Ex- und Import sowie die Beseitigung und Verwertung <u>nachweispflichtiger Abfälle</u> sowie in den Entsorgungs- und Verwertungsnachweisen enthaltene Angaben über Abfallarten und Abfallmengen.	jährlich
§ 5	regelt die Erhebung von Daten zur Verwertung und Beseitigung bestimmter definierter Abfälle.	alle 2 Jahre bzw. jährlich

Die auf der Basis des UStatG 1994 für 1996- 1998 in NN, 2002 dokumentierten Daten sind für die Fragestellung dieses Berichtes nicht auswertbar. So sind in NN (2002) für die Ablagerung von Siedlungsabfällen auf DK-II in der Tabelle 4 gesamt genannt:

- 1996 13,526 Mio. Mg/a und
- 1998 12,506 Mio. Mg/a

sowie für die Siedlungsabfallarten (LAGA-Nr.) 91 und 99

- 1996 10,533 Mio. Mg/a und
- 1998 8,834 Mio. Mg/a.

Dem stehen aus den Siedlungsabfallstatistiken der Länder folgende plausiblere und doppelt so hohe Mengen auf Dk-II-Deponien abgelagerte Mengen gegenüber von:

- 1998 19,9 Mio. Mg/a nach (Doedens, Kühle-Weidemeier, 2002) oder
- 1998 22,5 Mio. Mg/a nach Tabelle 3-12
- bzw. 2000 24,6 Mio. Mg/a nach dem Ergebnis der Umfrage für dieses Vorhaben (vgl. Tabelle 2-4)

Die auf Grundlage des UStatG erhobenen Daten wurden bisher erst mit einer Verzögerung von mehr als 4 Jahren publiziert, für eine aktuelle Verfolgung der abfallwirtschaftlichen Trends also zu spät. Dementsprechend waren sie für die hier zu klärenden Fragen nicht nutzbar.

3.1.4.2 Abfallbilanzen der Bundesländer mit Zusammenfassung zu Mengen in Deutschland

In allen Bundesländern werden z.T. seit über 10 Jahren, ab 1998 auch als Pflichtaufgabe nach § 20 KrW-/AbfG und den Landesabfallgesetzen, jährliche Abfallbilanzen erhoben, die sehr zeitnah veröffentlicht werden. Diese Landes-Siedlungsabfallbilanzen können auch zu Bundesdaten aggregiert werden und sind für die hier betrachteten Fragestellungen damit eine sehr geeignete Datengrundlage.

Ein Manko der Siedlungsabfallbilanzen der Bundesländer ist jedoch, dass sie nicht nach einheitlichem Muster erhoben und ausgewertet werden. Es werden uneinheitliche Bezeichnungen benutzt und Abfallströme in teilweise nicht exakt dokumentierter Weise oder auch nachvollziehbar unterschiedlich aufsummiert / zusammengefügt. Unter dem gleichen Sammelbegriff oder der gleichen Abfallkategorie werden also bei den Ländern teilweise nicht identische Abfallströme gruppiert. Die länderspezifischen Besonderheiten sind im Anlagenband dokumentiert.

Für die Aufsummierung und den Vergleich der Siedlungsabfallbilanzen wurden zusätzlich zu einzeln bilanzierten Abfallarten folgende Gruppen gebildet:

Tabelle 3-2: Gruppierung von Abfallströmen zur Bilanzierung

<p>SIEDLUNGSABFALL ZUR BESEITIGUNG</p> <p>Restabfall aus Haushalten</p> <ul style="list-style-type: none"> Haus- und Geschäftsmüll <ul style="list-style-type: none"> Hausmüll (HM) Geschäftsmüll Sperrmüll <ul style="list-style-type: none"> Sperrmüll (SM) Kleinmengenselbstanlieferungen (KMS) <p>Feste Infrastrukturabfälle</p> <ul style="list-style-type: none"> Straßenkehrsicht Marktabfälle Garten- und Parkabfälle (verunreinigt) <p>Restabfall aus Industrie und Gewerbe (=Gewerbeabf. ohne Infrastrukturabf.)</p> <ul style="list-style-type: none"> Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall Baustellenabfälle inkl. Bau- und Abbruchholz und Baumischabfällen Sonstige und produktionsspezifische Abfälle <ul style="list-style-type: none"> Sonstige nicht ausgeschlossene Abfälle Produktionsspezifische Abfälle (PA) Krankenhausabfälle Küchenabfälle aus dem Gewerbe Sperrmüll aus dem Gewerbe Klärschlämme und sonstige Abfälle aus der Abwasserreinigung <ul style="list-style-type: none"> Klärschlämme (KS) Rechengut (RG) Sandfanggut (SFG) Rückstände aus der thermischen Abfallbehandlung Sortierreste <ul style="list-style-type: none"> Sekundärrückstände (SR) Sortier- und Aufbereitungsreste (SAR)
<p>SIEDLUNGSABFALL ZUR VERWERTUNG</p> <p>Wertstoffe aus Haushalten</p> <ul style="list-style-type: none"> Organikabfälle <ul style="list-style-type: none"> Vegetabile Abfälle Bioabfälle Grünabfälle Sonstige Wertstoffe (ohne Holz) <ul style="list-style-type: none"> Altpapier Altglas Leichtverpackungen / DSD Sonstige getrennte Sammlung <ul style="list-style-type: none"> Textilien Sonstiges <p>Altholz (aus SM und Gewerbe)</p> <p>Zusätzliche Wertstoffe aus Industrie und Gewerbe</p> <ul style="list-style-type: none"> Altpapier Altglas

Die Abfallbilanzen aller Bundesländer wurden vom ISAH für die Jahre 1998, 1999 und 2000 vollständig ausgewertet und in Tabelle 3-5 anderen Erhebungen für 1990 gegenübergestellt. In Tabelle 3-3 und Tabelle 3-4 wurden die Ergebnisse für 2000 zusätzlich detailliert und nach Bundesländern aufgelöst dargestellt. Aus den Siedlungsabfallbilanzen 2000 nicht entnehmbare Werte wurden durch Werte aus 1999 ersetzt oder aus Grieße (2002) übertragen.

Tabelle 3-3 Siedlungsabfälle zur Beseitigung in den Bundesländern 2000

Bundesland	Haus- und Geschäftsmüll	Sperrmüll	Gewerbeabfälle	davon		Sonstige Abfälle	davon		Sortierreste	Summe SiA zur Beseitigung ohne min. Bauabf. ohne Sort.-Reste
				Infrastrukturabf.	Baustellenabf.		prod.spez. Abf.			
	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	t/a	
Baden-Wü.	1.407.500	270.300	551.700	59.700	69.800	913.206	125.006	110.000	3.142.706	
Bayern	1.852.302	236.485	447.885	k.A.	27.000	595.110	300.000	58.706	2.536.672	
Berlin	975.000	7.000	685.700	2.000	468.700	231.059	231.059	38.000	1.898.759	
Brandenburg	560.740	108.100	246.313	29.063	120.000	190.744	58.744	239.000	1.105.897	
Bremen*	145.185	33.011	60.435	10.813	10.150	61.084	39.564	15.518	299.715	
Hamburg	585.900	88.000	452.950	19.750	400.000	0	0	30.000	1.126.850	
Hessen	1.243.686	180.647	499.712	k.A.	k.A.	172.861	150.000	83.000	2.096.906	
Mecklenburg-V.	392.672	93.050	382.374	23.103	36.843	60.306	8.663	52.696	928.402	
Niedersachsen	1.378.625	382.992	345.331	k.A.	k.A.	808.598	105.000	131.000	2.915.546	
Nordrhein-W.	3.702.914	704.699	2.216.147	223.449	746.992	1.121.032	1.073.452	2.288.361	7.744.792	
Rheinland-Pf.	677.839	217.573	265.688	31.864	35.112	119.472	62.125	110.240	1.280.572	
Saarland	281.389	46.083	51.951	441	2.855	35.864	3.620	13.000	415.287	
Sachsen	710.057	160.107	513.577	46.839	136.896	140.000	140.000	280.640	1.523.741	
Sachsen-Anh.	479.831	133.031	492.769	24.462	435.462	429.975	391.586	203.036	1.535.606	
Schleswig-H.	562.714	148.605	266.196	48.725	49.596	113.504	54.731	54.000	1.091.019	
Thüringen	370.000	127.000	313.000	18.000	120.000	114.000	81.000	191.000	924.000	
Summe:	15.326.354	2.936.683	7.791.728	538.209	2.659.406	5.106.815	2.824.550	3.898.197	30.566.470	
			GA ohne Infr.Ab., ohne BSA	4.594.113						

Tabelle 3-4 Siedlungsabfälle zur Verwertung und Gesamtmengen (Verwertung + Beseitigung) in den Bundesländern 2000

Bundesland	"trockene" Wertstoffe	WS aus dem Gewerbe	Vegetabile Abfälle	Summe SiA zur Verwertung	Summe SiA ohne min. Bauabfälle ohne Sort.-Reste	min. Bauabfälle	Gesamtsumme (ohne Sort.-Reste)
Baden-Wü.	1.688.000	45.000	1.353.000	3.086.000	6.228.706	9.980.300	16.209.006
Bayern	1.842.127	359.729	1.578.966	3.780.821	6.317.493	250.000	6.567.493
Berlin	516.911	106.401	41.733	665.045	2.563.804	1.898.000	4.461.804
Brandenburg	393.265	k.A.	47.606	440.871	1.546.768	497.000	2.043.768
Bremen*	105.146	104.092	48.118	257.356	557.071	155.230	712.301
Hamburg	207.600	606.400	37.400	851.400	1.978.250	5.300.000	7.278.250
Hessen	954.947	k.A.	708.047	1.662.994	3.759.900	1.272.055	5.031.955
Mecklenburg-V.	288.779	4.721	61.308	354.808	1.283.210	2.757.987	4.041.197
Niedersachsen	1.196.738	k.A.	1.144.072	2.340.810	5.256.356	k.A.	5.256.356
Nordrhein-W.	2.506.071	k.A.	1.698.624	4.204.695	11.949.487	5.342.279	17.291.766
Rheinland-Pf.	562.912	91.619	491.163	1.145.694	2.426.266	961.393	3.387.659
Saarland	126.377	k.A.	31.026	157.403	572.690	1.655.676	2.228.366
Sachsen	699.751	19.315	209.934	929.000	2.452.741	1.222.760	3.675.501
Sachsen-Anh.	390.327	2.007	142.748	535.082	2.070.688	666.846	2.737.534
Schleswig-H.	509.669	35.591	267.807	813.067	1.904.086	134.621	2.038.707
Thüringen	350.000	2.000	128.000	480.000	1.404.000	554.000	1.958.000
Summe:	12.338.620	1.376.875	7.989.552	21.705.046	52.271.516	32.648.147	84.919.663

Tabelle 3-5 Abfallmengen nach Siedlungsabfallbilanzen 1990- 2000

	1990	1998	1999	2000
Einwohnerzahlen	81.000.000	82.096.144	82.219.577	82.225.557
Abfallarten	[Mg/a]	[Mg/a]	[Mg/a]	[Mg/a]
Siedlungsabfall zur Beseitigung gesamt	53.233.000	31.651.522	31.744.502	34.038.414
• Restabfall aus Haushalten:	33.807.000	19.006.522	18.645.096	18.263.037
davon Hausmüll		15.921.994	15.710.222	15.326.354
davon Sperabfall		3.084.528	2.934.874	2.936.683
• Feste Infrastrukturabfälle **	k.A.	769.690	729.586	538.209
• Restabfall aus Industrie und Gewerbe:	k.A.	11.875.310	12.369.820	15.237.168
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle		4.639.873	4.716.560	4.594.113
Baustellenabfälle (incl Bau- und Abbruchholz)		2.200.897	1.896.344	2.659.406
Sonstige und produktions-spezifische Abfälle 0*		3.600.000	3.974.640	4.085.452
Sortierreste		1.434.540	1.782.276	3.898.197
Siedlungsabfälle zur Verwertung gesamt	11.594.000	31.677.561	33.263.501	34.244.171
• Verwertet aus Haushalten:	11.594.000	19.246.561	19.910.501	20.328.171
Organikabfälle *1	3.000.000	7.080.313	7.467.167	7.989.552
Sonstige Verwertung ohne Holz *2	8.594.000	12.166.248	12.443.334	12.338.620
• Altholz (aus Sperrabfall und Gewerbe) *3	k.A.	5.500.000	6.000.000	6.100.000
• Zusätzliche Verwertung aus Industrie und Gewerbe *4	k.A.	6.931.000	7.353.000	7.816.000
Summe Sia. zur Beseitigung + zur Verwertung	64.827.000	63.329.083	65.008.003	68.282.585
Summe Abfälle aus Haushalten *5	45.401.000	38.253.083	38.555.597	38.591.208

** Die verwerteten Anteile an Straßenkehrschutt, Markt- und Parkabfällen sind in den SiA-Bilanzen selten getrennt ausgewiesen.

* 0 keine einheitliche Definition in den SiA-Bilanzen: Oft wurden alle im Rahmen der öff. Abfallentsorgung entsorgten sonst. nicht ausgeschl. Abfälle + prod.spez. Abfälle + Klärschlämme + sonst. Schlämme zusammengefasst. Wegen teilw. Mitbilanzierung von Sekundärabfällen aus der therm. Behandlung (z.B. NRW 2000) hier nur 80% der Mengen in SiA-Statistik angesetzt

* 1 Organikabfälle: Bio- und Grünabfälle

* 2 bis einschl. 1990: nur AP+AG; für 1998 ff einschl. DSD ohne Altholz

* 3 geschätzte Mengen nach Angaben BVSE; gesamt abzügl. geschätzt 2 Mio Mg/a unter Baustellen- und Sperrabfall beseitigt

* 4 1998 errechnet aus AP gesamt abzg. DSD-Anteile + AG aus Gewerbe; 2005 und 2010 mit geschätzten Zuwächsen

* 5 Summe aus Restabfall verwertet aus Haushalten

Die ermittelten Werte unterscheiden sich von den Werten in UBA, 2001, da dort nur HM, SM und hmä. GA also keine Baustellen- und Infrastrukturabfälle und Sortierreste einbezogen wurden.

Aus der Tabelle 3-5 lassen sich insgesamt folgende Trends ablesen:

Trends ab 1990

- sehr starker Anstieg der Verwertung;
- leichter Anstieg des Abfallpotentials; von 1990 bis 2000 Anstieg des Potentials um ca. 6 %;
- Erfolge der Abfallvermeidung werden durch Wirtschaftswachstum und neue Abfallquellen überlagert.

Trends ab 1995

- relativ stärkerer Abfall der hausmüllähnlichen Gewerbeabfallmengen (hmä. GA) (vgl. Niedersachsen in Bild 3-1);

- Verschiebung von hmä. GA von Ländern mit hohen Entsorgungskosten in Länder mit niedrigem Gebührenniveau.

So hatten die Bundesländer Thüringen, Sachsen-Anhalt und Mecklenburg-Vorpommern (mit bekannt niedrigen Deponiegebühren) 1998 die höchsten einwohnerspezifischen Ablagerungsmengen auf Dk-II-Deponien mit 475 bis 692 kg/E*a im Vergleich zum Durchschnitt von ausgewerteten Ländern von 301 kg/E*a oder dem Bundesdurchschnitt von 19,9 Mio. Mg/a / 82 Mio. E = 242 kg/E*a (Doedens / Kühle-Weidemeier, 2002).

Trends ab 1998/ 2000

- Kein Rückgang der Abfallmengen zur Beseitigung; der deutliche Anstieg in 2000 ist vor allem durch den starken Anstieg der Sortierreste begründet. Hier fielen alleine in NRW ca. 2 Mio. Mg/a mehr Sortierreste (+ sonst. Reste) an. Möglicherweise wurden diese zuvor bei der Bilanzierung anderen Abfallströmen zugeordnet.
- Anstieg der Abfallmengen zur Verwertung (Altpapier und kompostierbare Abfälle).

Das Beispiel des Bundeslandes Niedersachsen aus den Jahren 1990 bis 2000 (vgl. Bild 3-1) zeigt die bundesweit zu beobachtenden Trends, dass sich das Abfallpotential wenig verändert, aber zunehmend von der Beseitigung auf die Verwertung umverteilt wird.

Der Rückgang bei den Abfällen zur Beseitigung erfolgte vor allem bei den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen. Würde hier die Verwertung der gewerblichen Abfälle umfassender dokumentiert, so wäre eine Zunahme des Potentials zu erwarten. Stark zugenommen hat die Verwertung von Bio- und Grünabfällen sowie von Papierabfall.

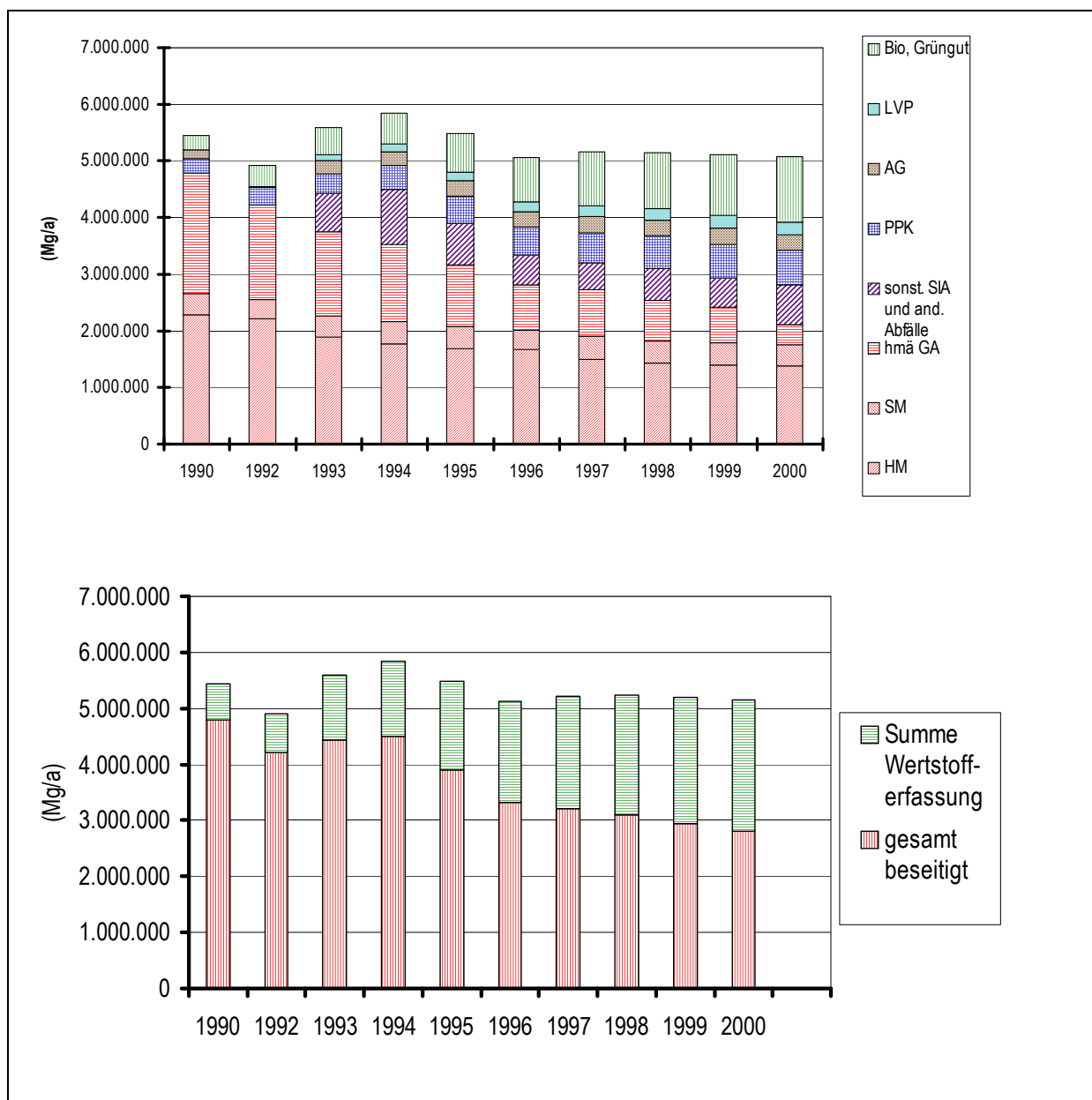


Bild 3-1 Abfallmengen nach Siedlungsabfallbilanzen für Niedersachsen 1990-2000

3.1.4.3 Empfehlungen zur Weiterentwicklung der Siedlungsabfallbilanzen der Länder

Der Aufwand und die Schwierigkeiten bei der Auswertung der Siedlungsabfallbilanzen der Länder geben Anlass zu folgender Empfehlung:

Es sind mehrere Institutionen bekannt, die unabhängig voneinander die jährlich 16 Landesbilanzen auswerten. Es wird daher an dieser Stelle angeregt, diese Aufgabe künftig an einer Stelle (z.B. LAGA, UBA, Institute o.ä.) durchzuführen oder durchführen zu lassen, um diese wichtigen Informationen für abfallwirtschaftlichen Planungen schnell zugänglich zu machen. Notwendig für eine eindeutige, einheitliche und schnellere Auswertung wäre

- eine einheitliche Form der Datenerhebung und ein Mindestrahmen für die Publikation für alle Länder, auch wenn hierbei in einigen Ländern Probleme mit der Vergleichbarkeit von Daten aus den Vorjahren auftreten, und
- eine deutlichere Differenzierung des Verbleibs der Abfälle, z.B.
- nicht "Ablagerung", sondern Ablagerung auf DK-I oder D-II-Deponie
- nicht "Verwertung" sondern differenziert nach Art der Verwertung
- Differenzierung von Bauabfällen nach mineralischen, nicht behandlungsbedürftigen Bauabfällen und behandlungsbedürftigen Baustellenabfällen.

Die gewünschten Differenzierungen im letzten Spiegelstrich erweisen sich dringend notwendig, weil im Gegensatz zum bisher wenig konsequent angewendeten Anhang B der TASI die Zuordnung nach den Anhängen 1 und 2 der AbfAbIV ab 2005 rechtlich verbindlich angewendet werden muss und aus den bisherigen Statistiken die notwendigen Daten zur Bedarfsplanung nicht oder nur ungenau und mit weiterer subjektiver Interpretation zu gewinnen sind.

3.1.4.4 Statistiken der Wirtschaft und der Entsorgungsbranche

Mengenrelevante Produkte, wie Papier, Kunststoff, Behälterglas und Bioabfälle prägen die Qualität und die Mengenentwicklung des Siedlungsabfalls. Die Entwicklung dieser Bestandteile gibt damit sowohl bei den Abfällen zur Verwertung wie auch bei den Abfällen zur Beseitigung Hinweise zu der Mengenentwicklung des Siedlungsabfalls. Die Produktion von Papier, Glas usw. als Vorstufe der Abfallerzeugung ist nicht aus den Abfallstatistiken, sondern aus Wirtschaftsstatistiken und Statistiken der Entsorgungsbranche zu entnehmen. Beispielhaft sollen hier die Bereiche Papier-, Glas- und Holzabfälle dargestellt werden.

Glasabfall

Der Inlands-Behälterglasabsatz ist seit Anfang der 90er Jahre rückläufig und es wird geschätzt, dass durch Wechsel auf Kunststoffverpackungen der Glasabfall - ohnehin zu über 80 % als Abfall zur Verwertung - weiter rückläufig sein wird. (vgl. Bild 3-2).

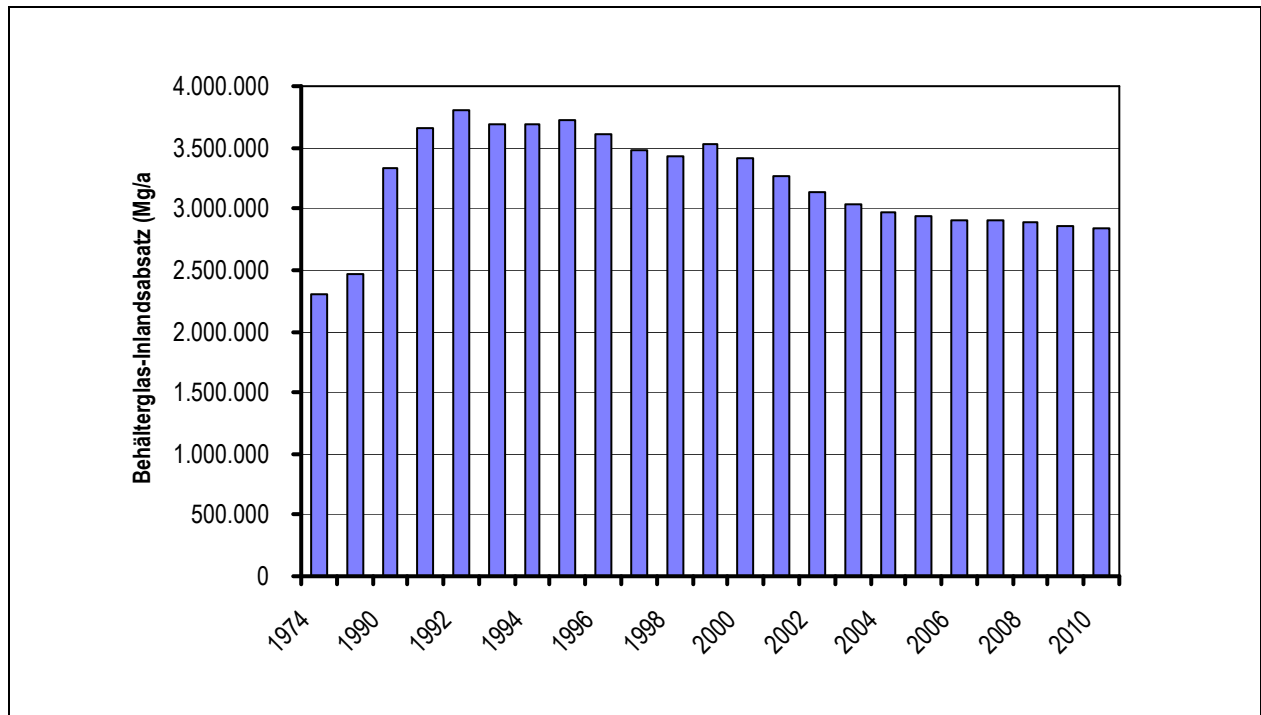


Bild 3-2 Behälterglas-Inlandsabsatz (bis einschl. 2000 Daten nach BVSE-Jahresberichten; ab 2001 Schätzung Scheffold (2001))

Papierabfall

Der Verbrauch von Papier, Pappe und Karton (PPK) nimmt seit 1996 deutlich zu, und zwar in allen Sparten, also sowohl bei Druck- und Pressepapieren als auch bei Verpackungspapieren. Durch Steigerung der Altpapier-Erfassungsquoten konnte aber der zu beseitigende Papierabfall bis 1996 ständig verringert und seitdem in etwa konstant gehalten werden (vgl. Bild 3-3). Für die Zukunft wird weiter mit einem leichten Anstieg des PPK-Verbrauchs gerechnet.

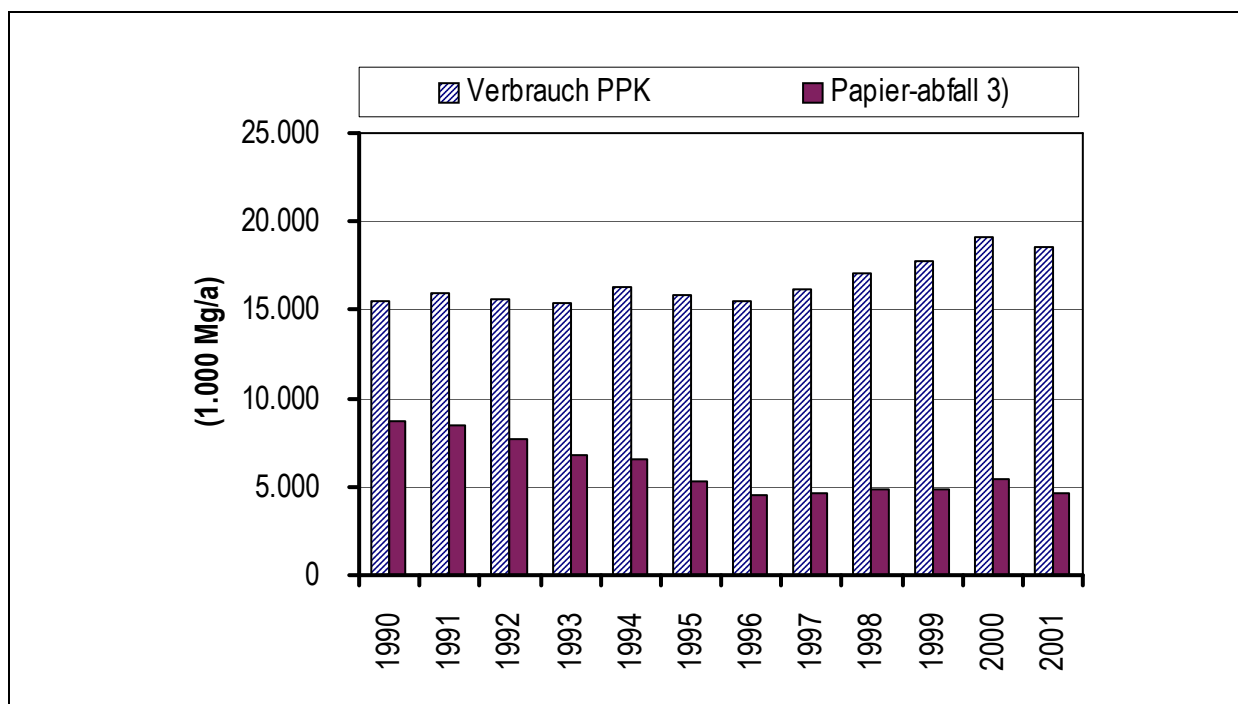


Bild 3-3 Verbrauch von Papier, Pappe und Karton sowie verbleibender Abfall zur Beseitigung nach Abzug des Altpapieraufkommens;
 Daten nach Jahresberichten BVSE (jährlich) und VDP (jährlich);
 3) Papierabfall = Verbrauch - Altpapieraufkommen

Altholz

Eine wenig beachtete, aber durchaus mengerelevante Abfallart ist Altholz. Nach BVSE (jährlich) wird in 2000 mit 8,1 Mio. Mg/a Altholz (bzw. Holzabfall) aus Sperrabfall, Bau- und Verpackungsabfällen gerechnet, die zu ca. 2 Mio. Mg/a in die Beseitigung und mit dem Rest in die energetische und stoffliche Verwertung im In- und Ausland gehen. Die Altholzverordnung kann zu einer Einschränkung der stofflichen Verwertung von Altholz führen und in Folge zu einer weiteren Erhöhung des Anteils der energetischen Verwertung. Für die Prognose wird ein weiterer leichter Anstieg der Altholzmengen angenommen.

3.1.5 Einflussfaktoren auf die weitere Entwicklung der Abfallmengen

3.1.5.1 Sozioökonomische Einflussfaktoren

Langfristig wirksam auf die Abfallmengen ist die Bevölkerungsentwicklung und zwar mit zunehmendem Gewicht für die Rest-Siedlungsabfallmengen, weil der hausmüllähnliche Gewerbeabfall zur Beseitigung stark rückläufig ist, Hausmüll und Sperrabfall also einen ständigen wachsenden Anteil am Rest-Siedlungsabfall haben. Nach Bild 3-4 wird zwar bis 2050 mit einem deutlichen Rückgang der Bevölkerung gerechnet, bis zu dem hier betrachteten Zeitrahmen 2010 führt dies jedoch nur zu einem marginalen Rückgang um ca. 1 %, was gegenüber den anderen Faktoren vernachlässigbar ist.

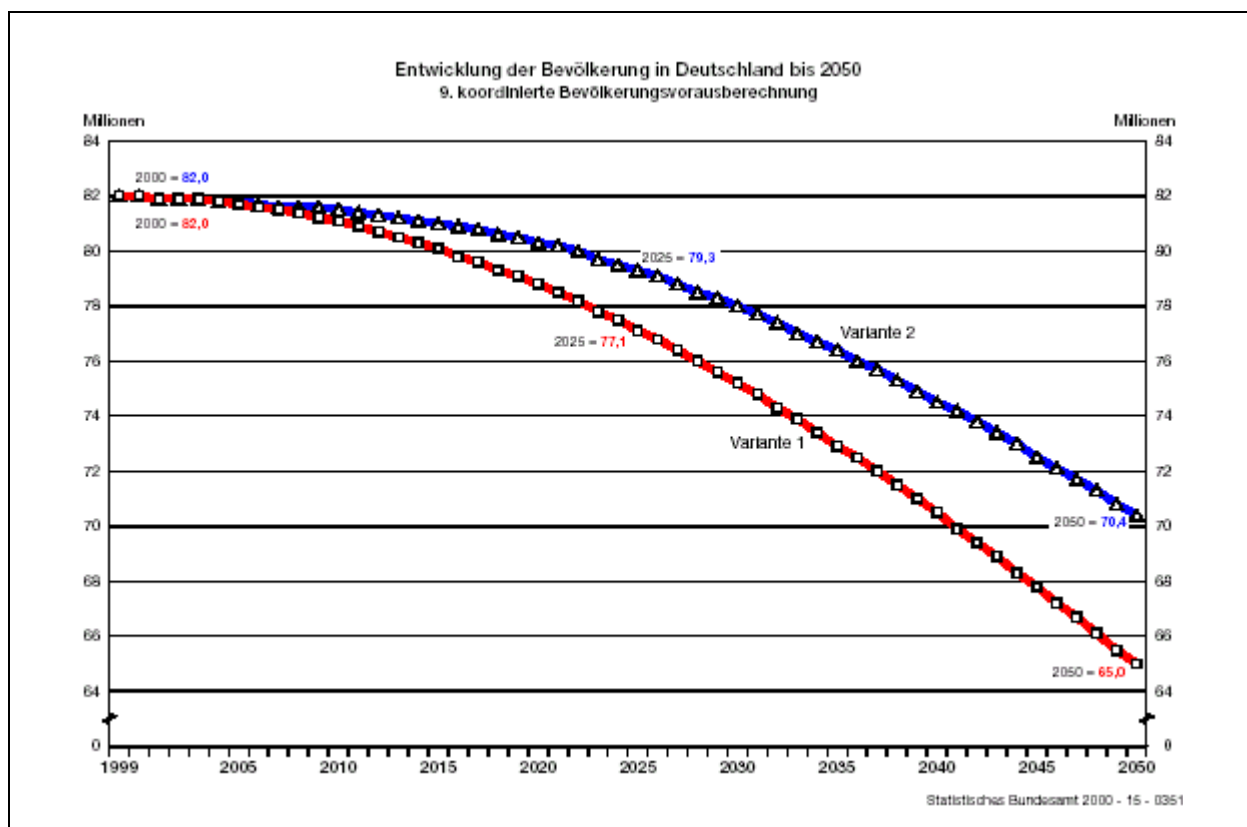


Bild 3-4 Entwicklung der Bevölkerung in Deutschland bis 2050 nach Angaben des Stat. Bundesamtes (NN, 2002)

Obwohl auch die Zahl der Geburten rückläufig angenommen wird, wird der rückläufige Windelabfall von Kleinkindern im Abfall durch zunehmenden Windelabfall von Alten aufgefangen, so dass auch bei dieser mengenmäßig relevanten Abfallkategorie im Hausmüll keine wesentliche Veränderung zu erwarten ist.

Die Haushaltsgröße sinkt permanent, und vor allem in diesen Singlehaushalten wird mehr vorbereitetes und mehr Fastfood konsumiert mit der Folge von abnehmenden Küchenabfallmengen.

Dem stehen jedoch deutlich steigende getrennt erfasste Grün- und Bioabfallmengen in den letzten Jahren gegenüber. Diese Steigerungen resultieren weniger aus dem Anschluss neuer Gebiete an die Erfassung, sondern vor allem aus höheren Erfassungsmengen in langjährig betriebenen Einzugsgebieten.

Aus Daten des Stat. Bundesamtes¹ ist nicht erkennbar, dass sich der Anteil der 1- und 2-Familienhäuser - als besonders potente Bioabfallquelle- in den Jahren 1970 bis 1993 wesent-

¹ Die Anteile von fertig gestellten Wohngebäuden mit 1- und 2 Wohnungen lagen, bezogen auf die Gesamtzahl der fertig gestellten Wohnungen, bei

1970	43 %
1980	44 %
1993	42 %

lich verändert hat. Ursache für die Mengensteigerungen müssen daher andere Faktoren sein, wie

- Rückgang der Belegung der Wohnungen (E/Haus oder E/Wohnung); damit bei gleicher Einwohnerzahl insgesamt Zunahme der Gartenfläche / E und entsprechend Bioabfall / E;
- Rückgang der Nutzgartenflächen (mit Eigenkompostierung und –verwertung von Grünabfällen) zugunsten von Ziergartenflächen und/oder
- sinkender Anteil der Eigenkompostierung.

Auch wenn diese Gründe nicht alle durch statistische Daten oder Untersuchungsergebnisse zu belegen sind, werden sie aus allgemeiner (abfallwirtschaftlicher) Erfahrung als plausibel erachtet. Dieser Trend zu höherem Potenzial an Bio- und Grünabfällen ist solange weniger relevant für die Restabfallmengen, wie der größte Anteil dieses Potentials in die Verwertung geht. Sollte wegen nachlassender Trennbereitschaft oder aus den im Abschn. 3.1.5.2 genannten Gründen ein zunehmender Anteil als Restabfall anfallen, kann dies zu deutlichen Steigerungen der Restabfallmengen führen.

Das Konsumverhalten und die für Konsumausgaben zur Verfügung stehenden Mittel für andere als die zuvor genannten Produkte beeinflussen die Abfallproduktion ebenso. Die Einflüsse hierzu sind jedoch so vielfältig, dass die Einflüsse auf die Abfallmengen hier nicht belegt werden können.

3.1.5.2 Abfallrechtliche und abfallpolitische Einflussfaktoren

Dass die Abfallströme auch in naher Zukunft aufgrund geänderter abfallrechtlicher und abfallpolitischer Rahmenbedingungen deutlichen Veränderungen unterliegen können, sei am Beispiel der konkurrierenden Ziele der Verwertung von Abfällen auf Böden (z.B. Klärschlamm, Bioabfälle und Wirtschaftsdünger) und den verschärften Ansprüchen des Bodenschutzes verdeutlicht, da diese Veränderungen erhebliche Auswirkungen auf die in diesem Bericht zu betrachtenden Szenarien / Mengenprognosen haben würden: Von Seiten des UBA wird - entgegen den Zielen der EU - seit ca. 2 Jahren (z.B. Hahn, 2002) ein Ausstieg aus der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm gefordert unter Anwendung der Vorsorgeprinzipien im Bodenschutz:

- "Gleiches zu Gleichem" und
- "Eintrag \leq Austrag".

Aus der Gegenüberstellung der mittleren Schwermetallgehalte organischer Dünger mit den Grenzwertvorschlägen des UBA in Tabelle 3-6 wird deutlich, dass nicht nur der Klärschlamm als "Auslöser" für diese Strategie betroffen ist, sondern alle organischen Dünger. Positive Aspekte der Kreislaufwirtschaft und der Verwertung und ebenso die der Humusbildung und Entlastungseffekte einer sonst erforderlichen anderen Entsorgung bleiben bei diesen Forderungen aus Sicht des Bodenschutzes häufig unberücksichtigt.

Tabelle 3-6 Vergleich von Schwermetallgehalten in Abfällen zur Verwertung auf Böden mit Anforderungen des Bodenschutzes (Bannick et al., 2002)

SM-Gehalte in mg/kg TM Umwelt 12/2001, S. 867 bzw. UBA-Texte 59/01	Pb	Cd	Cr	Cu	Ni	Hg	Zn
Rindergülle	7,7	0,28	7,3	45	5,9	0,06	270
Schweinegülle	6,2	0,4	9,4	309	10	0,02	858
Geflügelkot	7,2	0,25	4,4	53	8,1	0,02	336
Kompost	53	0,5	26	50	16	0,2	195
Klärschlämme	63	1,4	46	274	23	1	809
Vorsorgewerte BBodSchV für Boden (Ton)	100	1,5	100	60	70	1	200
Boden (Sand)	40	0,4	30	20	15	0,1	60
Grenzwerte nach BMU-Konzept einschl. 50 % Analysenschwan- kung für Klärschlamm auf							
Tonböden	79	1,28	75	80	59	0,91	427
Lehm- und Schluffböden	57	0,92	46	66	44	0,55	391
Sandböden	36	0,49	25	51	19	0,26	326
Grenzwerte nach BMU-Konzept einschl. 50 % Analysenschwan- kung für Komposte auf							
Tonböden	76	1,63	107	70	76	1,10	260
Lehm- und Schluffböden	55	1,10	64	49	55	46	207
Sandböden	17	0,46	32	27	17	0,14	111

Klärschlamm überschreitet im Mittelwert nach Tabelle 3-6 selbst den Grenzwert für Tonböden bei allen Parametern. Wenn auch nach langjähriger Indirekteinleiterüberwachung das Niveau der Schwermetallgehalte trotzdem noch so weit außerhalb der BMU-Grenzwerte liegt, kann man davon ausgehen, dass die Klärschlammqualität nicht mehr wesentlich verbessert werden kann und Klärschlamm danach weitgehend aus der landwirtschaftlichen Verwertung in die Beseitigung verlagert würde.

Bei Komposten sind nach Tabelle 3-6 die Schwermetallgrenzwerte

- für Sandböden bei Pb, Cd und Cu überschritten,
- für Lehm- und Schluffböden bei Pb, Cd und Cu im Mittel gerade eingehalten und
- für Tonböden alle eingehalten.

Nach Ermittlungen des Verbandes Humus und Erdenwirtschaft Nord (VHE Nord) (Boisch, 2002) unterschreiten durch das Vorherrschen von Sandböden in Norddeutschland dort nur 10 % aller Komposte gesichert die Grenzwerte nach dem UBA-Konzept.

Bei Wirtschaftsdüngern ist nach Tabelle 3-6 besonders die Schweinegülle mit den Parametern Kupfer und Zink betroffen, z.B. halten in NRW 93 % aller Schweinegülle den Kupfergrenzwert nicht ein (Kehres, 2002).

Eine Umsetzung dieser Konzepte hätte zur Folge, dass neue Entsorgungswege gefunden werden müssten – abgesehen von der Frage der Wirtschaftsdünger - für

- ca. 4 bis 5 Mio. Mg/a bisher verwertete Klärschlämme (mit angenommenen 75 % Wassergehalt) und
- bis zu derzeit ca. 9 Mio. Mg/a Kompost-Input, wobei ggf. auch die Eigenkompostierung mit noch einmal ca. 3 Mio. Mg/a (Boisch, 2002) in Frage zu stellen ist.

Für Klärschlamm wird als Ersatz für die bisherige landwirtschaftliche Verwertung häufig auf noch freie Mitverbrennungskapazitäten verwiesen. Hier ist allerdings die Novelle der 17. BImSchV zu bedenken, die z.B. über verschärfte Quecksilbergrenzwerte einen Einsatz in Kohlekraftwerken stark erschwert. Auf jeden Fall würde eine Mitverbrennung von Klärschlamm aber zu einer Konkurrenz um Mitverbrennungskapazitäten führen, die ohnehin für die energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen aus festen Siedlungsabfällen (z.B. z.B. MBA; Gewerbeabfallverwertung) benötigt werden.

Bioabfälle können aufgrund ihres niedrigen Heizwertes, der unterhalb einer selbstgängigen Verbrennung liegt, niemals einer energetischen Verwertung zugeführt werden, sondern nur der thermischen oder mechanisch-biologischen Behandlung.

Diese zusätzlichen Entsorgungsansprüche wären – vor allem für die bisherigen Kompostrohstoffe - angesichts der ohnehin bestehenden Engpässe für 2005 eine schwer umzusetzende Forderung und angesichts der über Jahrzehnte erfolgten Motivation zur getrennten Sammlung (von Bioabfall) eine schwer vermittelbare Umkehr in einer Kreislaufwirtschaft. Nachhaltig und zielführend wäre dagegen eine Verminderung der über Deposition und Mineraldünger erfolgenden Schadstoffeinträge.

Einen weiteren Einfluss auf die Zuordnung von Abfällen zur energetischen Verwertung oder thermischen Behandlung hat auch die novellierte 17. BImSchV. Hier können sowohl der Ersatz der Mischungsregelung durch Anlagengrenzwerte als auch die unverständliche Verschärfung des Quecksilbergrenzwertes um 40 Prozent unter die Grenzwerte für die Müllverbrennung (über den geringeren Sauerstoffbezugswert) zu geringeren Kapazitäten der energetischen Verwertung führen.

Der Einfluss der Gewerbeabfall-Verordnung auf eine Umverteilung zwischen Beseitigung und Verwertung ist insgesamt zwiespältig:

- Einerseits soll die Trennung an der Abfallstelle verbessert werden,
- andererseits kann über die Anforderung an den Nachweis einer hohen Verwertungsquote andererseits die Verwertung erschwert werden.

Zusätzliche Verordnungen des Bundes sind für die Bereiche

- IT-Geräte und
- Elektrogeräte

mit kostenloser Rückgabe dieser Produkte an den Handel oder die Produzenten zu erwarten, was zu einer Reduzierung der Abfälle zur Beseitigung bei Hausabfällen (Hausmüll und Sperrabfall) und bei Gewerbeabfall führen würde.

Als Fazit der abfallwirtschaftlichen Einflussfaktoren ist festzuhalten:

- Ein Trend zur Verminderung des Abfallpotentials ist derzeit nicht erkennbar, im Gegenteil ist eher ein weiterer leichter Anstieg des Potentials zu erwarten.
- Eine Verminderung der Hausabfälle zur Beseitigung zugunsten der Verwertung ist unter Beibehaltung des bestehenden Systems der getrennten Erfassung nicht mehr in nennenswertem Umfang zu erwarten. Ggf. ist sogar eine Tendenz zu einer Reduzierung der Trennsysteme erkennbar (Scheffold et al., 2002).
- Aus der aktuell absehbaren Weiterentwicklung des Abfallrechts ist – über die Harmonisierung von Anforderungen für die Verwertung und die Beseitigung sowie über geänderte Anforderungen im Bodenschutz – zu erwarten, dass relevante Abfallmengen, die bisher noch verwertet werden, künftig zusätzlich zur Behandlung und Beseitigung anfallen.

3.1.6 Prognose der künftigen Abfallmengenentwicklung**3.1.6.1 Bisherige Mengenprognosen anderer Autoren**

Verschiedene Autoren prognostizieren die zu (behandelnde) Restsiedlungsabfallmenge für 2005 und teilweise 2010 mit folgenden Ergebnissen:

Bilitewski / Urban, (1999) kommen in einer relativ frühen Prognose zu einer behandlungsbedürftigen Restsiedlungsabfallmenge für 2005 von 27,6 Mio. Mg/a (einschl. Klärschlamm) + 5,4 Mio. Mg/a Sortierreste = 33,0 Mio. Mg/a.

Von **Prognos** (Hoffmeister, 2001) wurden erstmals 1997 und seitdem regelmäßig aktualisiert Restabfallprognosen erstellt. Für Hausabfall + Gewerbeabfall + Sortierreste nennt Prognos folgende Mengen:

- für 1999 28,886 Mio. Mg/a
 (zum Vergleich enthält die Tabelle 3-5 31,6 Mio. Mg/a)
- für 2005 22,039 Mio. Mg/a
- für 2010 19,658 Mio. Mg/a

Dieser starke Rückgang wird allerdings dadurch gemildert, dass aus der Aufbereitung von Gewerbeabfällen eine große Menge an Sortierresten von ca. 7 Mio. Mg/a den Abfällen zur Beseitigung zugerechnet wird, so dass behandlungsbedürftige Restabfallmengen von 28,55 Mio. Mg/a verbleiben.

Im **BVSE-Jahresbericht 2000** wird die Datengrundlage von Prognos 2000 und Hoffmeister, 2002 verwendet. Hier wird deutlich, dass die Verminderung der Abfallmengen zur Beseitigung von insgesamt ca. 4 Mio. Mg/a zwischen 2000 und 2005 zumindest im Bereich der Hausabfälle mit 2,5 Mio. Mg/a als sehr unwahrscheinlich und überzogen angesehen werden muss. Denn in der Realität haben die Rest-Hausabfälle von 1998 auf 2000 lediglich um 0,45 Mio. Mg/a abgenommen, wobei sich die Abnahme über längere Zeit betrachtet gegen 0 bewegt, also eher eine Stagnation dokumentiert.

Der Restabfall aus Industrie und Gewerbe hat nach Tabelle 3-5 von 1998 auf 2000 sogar zugenommen, wogegen BVSE bzw. Prognos zwischen 2000 und 2005 eine Abnahme um 1,5 Mio. Mg/a zugrunde legen.

Schon die Prognose der Restabfälle von Prognos für 2000 liegt mit 27,977 Mio. Mg/a um 2,6 Mio. Mg/a unter der aus den Länder-Siedlungsabfallbilanzen ermittelten Zahl von 30,6 Mio. Mg/a.

NN, 2001 nennt für 1998/99 eine deutlich geringere behandlungsbedürftige Restabfallmenge von nur 24,68 Mio. Mg/a und spreizt die Prognose für 2005 in 3 Szenarien zwischen 21,7 und 24,7 Mio. Mg/a.

Flamme, 2002 nennt für 2005 22,5 Mio. Mg/a behandlungsbedürftige Restabfälle.

Grieße, 2002 reduziert in ihrer Prognose von 1999 auf 2005 die Restabfallmenge nur um ca. 1 Mio. Mg/a von 30,2 auf 29,2 Mio. Mg/a, was den jetzt auch bis 2000 mit realen Daten belegten Trend voraussichtlich realistischer abbildet. Grundlage ihrer Berechnungen sind jedoch weitgehend auch die Annahmen von Prognos mit starker Abnahme der Haus- und Gewerbeabfallmengen, dafür Ausgleich durch hohe Sortierreste (Sekundärabfälle) aus der Gewerbeabfallsortierung.

Für **Baden-Württemberg** geht das Ministerium für Umwelt und Verkehr - einer Prognose der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger (örE) folgend - von einem Rückgang der Restabfallmengen von heute (2001) 2,1 Mio. Mg / a auf 1,7 Mio. Mg/a im Jahre 2005 aus (Wurster, 2002), was einem Rückgang um 19 % in 4 Jahren entspricht.

Die Zusammenfassung der zuvor zitierten Prognosen in der Tabelle 3-7 zeigt eine erhebliche Streubreite der zu behandelnden Rest-Siedlungsabfallmengen in Deutschland für 2005. Diese Streubreite beruht

- auf ungenauen Definitionen und Unterschieden in den Jahresbilanzen der Länder sowie der aktuell nicht verfügbaren Statistiken des Bundes,
- auf unterschiedlicher Einrechnung von Sortierresten aus Verwertungsanlagen und
- auf sehr unterschiedlichen Einschätzungen der weiteren Entwicklung der Restabfallmengen.

Zumindest unrealistisch hohe Abnahmen der Hausabfallmengen sollten bei weiteren Prognosen nicht mehr angewandt werden.

Tabelle 3-7 Gegenüberstellung verschiedener Prognosen der Rest-Siedlungsabfallmengen

Quelle / Autor	Bezug auf	Rest-SiA-Menge in D 2005	Rückgang bis 2005 um	zu behandelnder Rest-SiA in D 2005	Kapazitätsmangel an MVA und MBA
		Mio. Mg/a	...%/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a
Wurster, 2002	Land BW		4,8 %		
Flamme, 2002	D	22,5		22,5	5,8
Grieße, 2002	D	21,4	0,5 %	28,2 ¹⁾	6,4
NN, 2001	D	21,8 bis 24,7	0 bis 2 %	21,8 bis 24,7	
Prognos, 2001	D	22,039	3,95 %	ohne Sortierreste: 22,039; 28,547 ¹⁾	7,3
BVSE, 2001 (Prognos)	D	23,825	3,0 %		
Bilitewski / Urban, 1999	D	27,6	0,7 %	33 ¹⁾	18,0

1) zu behandelnde Menge höher als Restabfallmenge wegen Mehrfachbehandlung und behandlungsbedürftigen Resten aus Verwertungsanlagen

3.1.6.2 Eigene Mengenprognose

Wie im Abschn. 3.1.6.1 gezeigt, differieren die Ergebnisse der Siedlungsabfallprognosen erheblich. Die Prognosen können keine exakte Grundlage haben, sie erfolgen bei den Autoren weitgehend subjektiv, interpretieren Trends und sind oftmals nicht nachvollziehbar, z.B. differenziert nach einzelnen Abfallarten. Vergleicht man die abfallwirtschaftliche Situation vor 10 Jahren mit der heutigen Situation, so erkennt man, in welchem Umfang damals gemachte Prognosen und damalige Randbedingungen von der jetzigen Realität abweichen. Daraus wird deutlich, wie vergänglich das Fundament von Siedlungsabfallprognosen ist.

Trotzdem werden für die Kapazitätsplanung von Anlagen Prognosen benötigt. Sie sollten jedoch zeitnah aus aktuellen Bilanzdaten aktualisiert und angepasst werden. Die folgende eigene Prognose der Siedlungsabfallmengen ohne Klärschlamm¹ für die Jahre 2005 und 2010 basiert auf folgenden Grundlagen:

- Aktuellst verfügbare Daten der Länder-Siedlungsabfallbilanzen 1998 bis 2000;
- absehbare Trends der mengenrelevanten Abfallbestandteile, Produkte und Konsumgewohnheiten;
- absehbare sozioökonomische Entwicklung und
- absehbare abfallrechtliche und abfallpolitische Entwicklungen².

¹ Klärschlamm kann in den bisherigen Abfallbilanzen der Länder teilweise mit enthalten sein. Es wird zukünftig jedoch keine Veränderung, z.B. bei Aufgabe der landwirtschaftlichen Verwertung in die Prognosezahlen eingerechnet.

² Es wird vorausgesetzt, dass keine abfallrechtlichen Verschärfungen für die Verwertung von Komposten aus Bio- und Grünabfällen beschlossen werden.

Hieraus werden abfallartenspezifisch prozentuale Veränderungen geschätzt für die weitere Entwicklung in den 5-Jahresabschnitten 2000 bis 2005 und 2005 bis 2010 und daraus die Abfallmengen für 2005 und 2010 errechnet.

Tabelle 3-8 Prognose der Siedlungsabfallmengen für 2005 und 2010

	therm./ biolog. zu beh.	1998	1999	2000	Prognose		Prognose	
					2005		2010	
					Veränderung		Veränderung	
Einwohnerzahlen		82.096.144	82.219.577	82.225.557				
Abfallarten	%	[Mg/a]	[Mg/a]	[Mg/a]	% von 2000	[Mg/a]	% von 2005	[Mg/a]
Siedlungsabfall zur Beseitigung gesamt		31.651.522	31.744.502	34.038.414		32.720.000		31.866.000
• Restabfall aus Haushalten:	96%	19.006.522	18.645.096	18.263.037		17.203.000		16.342.000
davon Hausmüll	97%	15.921.994	15.710.222	15.326.354	-5%	14.560.000	-5%	13.832.000
davon Sperabfall	90%	3.084.528	2.934.874	2.936.683	-10%	2.643.000	-5%	2.510.000
• Feste Infrastrukturabfälle **	80%	769.690	729.586	538.209	-10%	484.000	0%	484.000
• Restabfall aus Industrie und Gewerbe:	79%	11.875.310	12.369.820	15.237.168		15.033.000		15.040.000
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	90%	4.639.873	4.716.560	4.594.113	-10%	4.134.000	-5%	3.927.000
Baustellenabfälle (incl Bau- und Abbruchholz)	70%	2.200.897	1.896.344	2.659.406	-5%	2.526.000	0%	2.526.000
Sonstige und produktions-spezifische Abfälle 0*	70%	3.600.000	3.974.640	4.085.452	0%	4.085.000	0%	4.085.000
Sortierreste	80%	1.434.540	1.782.276	3.898.197	10%	4.288.000	5%	4.502.000
Siedlungsabfälle zur Verwertung gesamt		31.677.561	33.263.501	34.244.171		37.575.000		38.530.000
• Verwertet aus Haushalten:		19.246.561	19.910.501	20.328.171		22.512.000		22.845.000
Organikabfälle *1		7.080.313	7.467.167	7.989.552	15%	9.187.000	0%	9.187.000
Sonstige Verwertung ohne Holz *2		12.166.248	12.443.334	12.338.620	8%	13.325.000	2,5%	13.658.000
• Altholz (aus Sperrabfall und Gewerbe) *3		5.500.000	6.000.000	6.100.000	6%	6.466.000	3%	6.659.000
• Zusätzliche Verwertung aus Industrie und Gewerbe *4		6.931.000	7.353.000	7.816.000	10%	8.597.000	5%	9.026.000
Gesamtsumme		63.329.083	65.008.003	68.282.585		70.295.000		70.396.000
Summe Abfälle aus Haushalten *5		38.253.083	38.555.597	38.591.208		39.715.000		39.187.000

** Die verwerteten Anteile an Straßenkehricht, Markt- und Parkabfällen sind in den SiA-Bilanzen selten getrennt ausgewiesen.

* 0 keine einheitliche Definition in den SiA-Bilanzen: Oft wurden alle im Rahmen der öff. Abfallentsorgung entsorgten sonst. nicht ausgeschl. Abfälle + prod.spez. Abfälle + Klärschlämme + sonst. Schlämme zusammengefasst. Wegen teilw. Mitfinanzierung von Sekundärabfällen aus der therm. Behandlung (z.B. NRW 2000) hier nur 80% der Mengen in SiA-Statistik angesetzt

* 1 Organikabfälle: Bio- und Grünabfälle

* 2 bis einschl. 1990: nur AP+AG; für 1998 ff einschl. DSD

* 3 Altholz nach Angaben BVSE abzüglich ca. 2 Mio. Mg/a beseitigt in Sperrabfall und Baustellenabfall

* 4 1998 errechnet aus AP gesamt abzgl. DSD-Anteile + AG aus Gewerbe; 2005 + 2010. mit geschätzten Zuwächsen

* 5 Summe aus Restabfall und verwertet aus Haushalten

Bild 3-5 fasst die bisherige und die künftige Abfallmengenentwicklung zusammen.

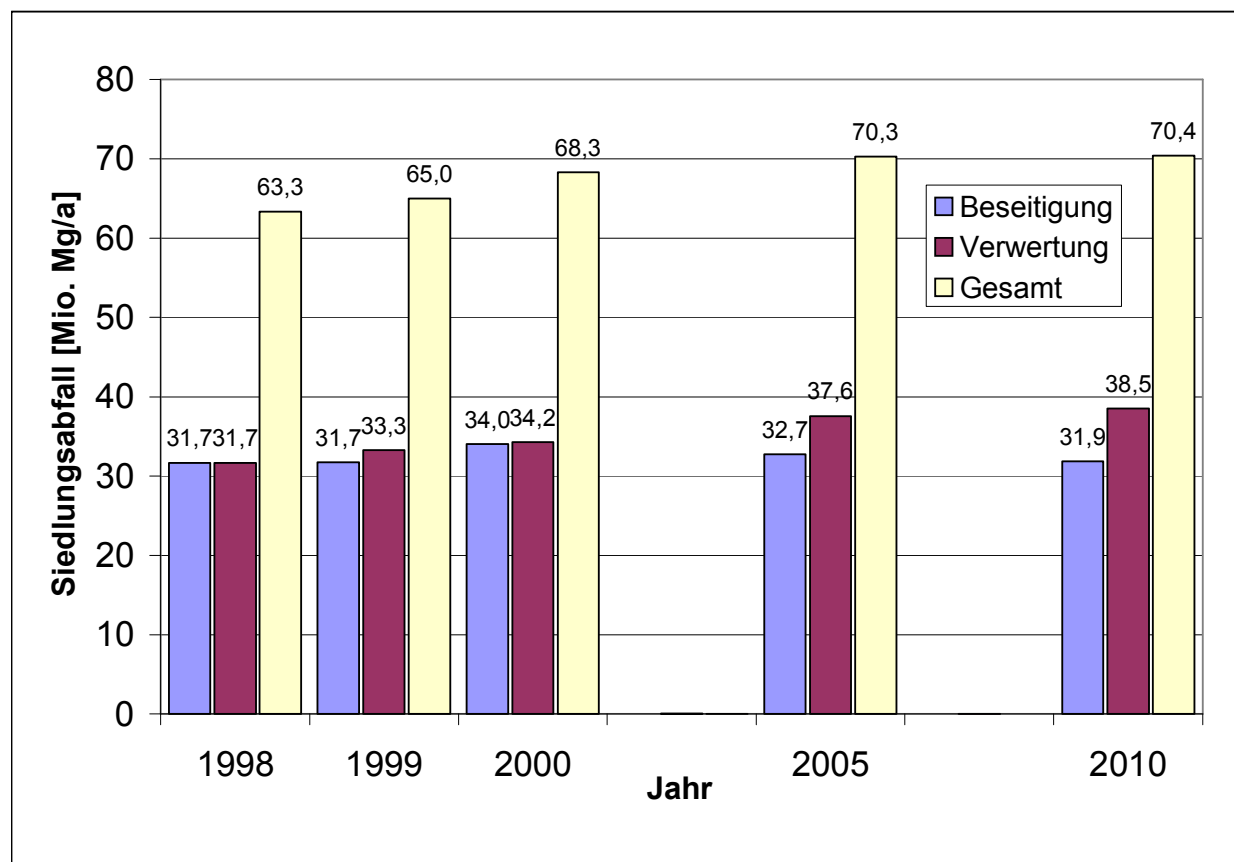


Bild 3-5 Entwicklung und Prognose der Siedlungsabfallmengen

Die Ergebnisse dieser Prognose unterscheiden sich z.B. von der Prognose bei Prognos, 2001 dadurch, dass - dem Trend in den aktuellen Bilanzen 1999 und 2000 folgend - nur noch geringe Veränderungen von je -5% in 5 Jahren beim Resthausmüll angesetzt werden. Höhere Veränderungen von -10 % werden für 2000 bis 2005 beim Sperrabfall, bei den festen Infrastrukturabfällen und bei den hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen angesetzt sowie von + 10 % aus Sortierresten. Diese höheren Verschiebungen sind zu begründen aus der Gewerbeabfallverordnung sowie aus den höheren Kosten und den höheren Anforderungen an die Behandelbarkeit von Abfällen in MVA und MBA im Zuge der vollständigen Abfallbehandlung ab 2005.

3.2 Bestand und Bedarf an Behandlungskapazitäten

3.2.1 MVA-Kapazitäten 2000 /2005 und 2010

Von **Prognos** (Hoffmeister, 2001 und N.N., 2003) wurden folgende MVA-Behandlungskapazitäten genannt:

Tabelle 3-9: MVA-Kapazitätsprognose PROGNOS (Hoffmeister, 2001 und N.N., 2003)

Angabe aus	2001	2003	
für 2000	14,05	13,98	Mio. Mg/a
für 2005	17,35		Mio. Mg/a
für 2006		17,29	Mio. Mg/a
für 2012		17,72	

Der **UBA**-Bericht, 2001 nennt folgende Entwicklung der MVA-Behandlungskapazitäten:

Tabelle 3-10 Entwicklung der Kapazitäten zur thermischen Siedlungsabfallbehandlung in Deutschland (UBA, 2001)
für 2005 einschl. der geplanten und in fortgeschrittenem Planungsstadium befindlichen Anlagen

Jahr	Anzahl der MVA	Kapazität in 1.000 Mg/a	durchschnittliche Kapazität je MVA in 1.000 Mg/a
1965	7	718	103
1970	24	2.829	118
1975	33	4.582	139
1980	42	6.343	151
1985	46	7.877	171
1990	48	9.200	191
1992	50	9.500	190
1993	49	9.420	192
1995	52	10.870	202
1998	53	11.900	225
2000	61	13.999	230
2005	75	17.600	234

Große Schwerpunkte dieser MVA-Kapazitäten liegen in den Bundesländern NRW, BY, HH und HB, dagegen sind die Neuen Länder mit BB, MV, ST, SN und TH bisher ohne jegliche MVA-Kapazität.

Bei MVA-Kapazitäten ist wichtig, dass nicht die genehmigten Kapazitäten (für früher oft niedrige Heizwerte), sondern die für heutige hohe Heizwerte von $H_u \geq 10$ MJ/kg verfügbare Kapazität zugrunde gelegt wird. Es wird davon ausgegangen, dass dies in den Angaben des UBA (2001) berücksichtigt ist. In jedem Fall kann die verfügbare Kapazität von älteren MVA dadurch erhöht werden, dass durch Vorschaltung von Sortieranlagen, z.B. wie bei der MVA Bremen ab 2003 betriebsbereit, heizwertreiche Abfallbestandteile entnommen und einer energetischen Verwertung außerhalb der MVA zugeführt werden. Die Daten der Tabelle 3-10 werden im Folgenden zugrunde gelegt.

Ab 2005 wird für die in MVA und MBA behandelten Mengen mit einer mittleren Auslastung von 95% der Behandlungskapazitäten gerechnet. Nach 2005 noch zu erstellende MVA-Behandlungskapazitäten werden dabei in dem gleichem Verhältnis angesetzt wie die Relation

der Kapazitäten von MVA und MBA, die im Jahre 2005 vorhanden sein werden, also $17,6 / (17,6 + 4,1)$.

3.2.2 MBA-Kapazitäten 2000 /2005 und 2010

Von **Prognos** (Hoffmeister, 2001 und N.N., 2003) werden folgende MBA-Behandlungskapazitäten genannt:

Tabelle 3-11: MBA-Kapazitätsprognose PROGNOS (Hoffmeister, 2001 und N.N., 2003)

Angabe aus	2001	2003	
für 2000	2,01	2,23	Mio. Mg/a
für 2005	3,94		Mio. Mg/a
für 2006		5,11	Mio. Mg/a
für 2012		5,11	Mio. Mg/a

Eine im ISAH geführte MBA-Statistik ergibt folgende MBA-Kapazitäten:

für 2000	2,01 Mio. Mg/a
für 2005 ¹	
Bestand Mitte 2002	2,324 Mio. Mg/a
im Bau	0,08 Mio. Mg/a
<u>in konkreter Planung</u>	<u>1,7 Mio. Mg/a</u>
gesamt	4,1 Mio. Mg/a

Nach 2005 noch zu erstellende MBA-Behandlungskapazitäten werden dabei in dem gleichem Verhältnis angesetzt wie die Relation der Kapazitäten von MBA und MVA, die im Jahre 2005 vorhanden sein werden, also $4,1 / (17,6 + 4,1)$.

3.2.3 Kapazitäten zur Mitverbrennung und energetischen Verwertung

Die Mitverbrennung oder energetische Verwertung außerhalb von MVA, also in Kraftwerken und in der Zementindustrie ist in dem Bereich der zu beseitigenden (Rest-) Siedlungsabfälle nur von begrenzter Bedeutung, nämlich über die Entsorgung von

- heizwertreichen Abfallanteilen aus Sortier- und Aufbereitungsanlagen für Gewerbe- und produktionsspezifische Abfälle
- der heizwertreichen Fraktion aus MBA (hier also auch originär Abfälle zur Beseitigung betreffend).

¹ Es wird hier davon ausgegangen, dass die bisher nicht verordnungskonformen MBA entweder nachgerüstet oder mit gleicher zusätzlicher Kapazität in andere MBA integriert werden. Dies deckt sich mit den im Augenblick erkennbaren Entwicklungen in Niedersachsen, in denen die meisten Alt-MBA stehen, besonders mit dem Kaminzugverfahren.

Terhorst et al., 2001 kommen bei Annahme geringer Substitutionsraten von 5 % für Kraftwerke und 25 % in der Zementindustrie zu einem theoretischen Sekundärbrennstoff-Potenzial von 8,3 Mio. Mg/a, bei hohen Substitutionsraten auf den doppelten Wert.

Flamme, 2002 und ASA, 2002 haben in ihrer Prognose der Kapazitäten für Sekundärbrennstoffe (SBS) in 2005 von 7,3 Mio. Mg/a bereits berücksichtigt, dass auch andere Abfälle (z.B. Klärschlamm und Tiermehl) zur energetischen Verwertung eingesetzt werden.

Für die Verwertung in Kohlekraftwerken werden häufig hohe Anforderungen an die SBS-Eigenschaften gestellt, z.B. Korngröße, die die Nutzung dieser Kapazitäten stark einschränken.

Mit zu den SBS-Kapazitäten sind auch die Anlagen zu zählen, die ausschließlich heizwertreiche Abfälle verwerten, z.B. die Energog-Anlagen bei der Fa. Knoll, Minden und Oberhavel, die keine erhöhten Anforderungen an die Schadstoffarmut stellen und vollständig auf die Einhaltung der 17. BImSchV konzipiert sind.

Diese Kapazitäten werden in den weiteren Berechnungen nicht für die direkte Aufnahme von gemischten Restabfällen eingeplant, sondern nur für separat erfasste und/oder sortierte und aufbereitete Abfälle, z.B. aus MBA.

Deutliche Veränderungen ergeben sich aus der Novellierung der 17. BImSchV. Darin werden für die Mitverbrennung $c_{\text{Verfahren}}$ – Grenzwerte gefordert, die erheblich schärfer sind als diejenigen, die bei einem Betrieb ohne Abfallverbrennung einzuhalten wären. Ebenso werden Mitverbrennungs-Grenzwerte für Quecksilber gefordert, die zwar von der Konzentration her identisch mit denen für MVA sind, aber über einen Bezugssauerstoffgehalt von 6 Vol.-% statt 11 Vol.-% eine deutliche Verschärfung bedeuten. Damit werden die Möglichkeiten der energetischen Abfallverwertung in Deutschland eingeschränkt, was zu einer geringeren Entlastung der ohnehin nicht ausreichenden Behandlungskapazitäten (vgl. Abschn. 3.3) für die Restabfallbeseitigung führt.

Insgesamt zeichnet sich ein deutlicher Mangel an Kapazitäten zur energetischen Verwertung ab.

3.3 Vergleich des Behandlungskapazitätsbedarfs mit vorhandenen Kapazitäten

Ausgangspunkt für die Prognose des Kapazitätsbedarfs zur Behandlung von Restabfällen vor der Ablagerung ist die Abfallmengenprognose der Tabelle 3-8. Dort sind für die thermische bzw. mechanisch-biologische Behandlung in der 2. Spalte abfallartenspezifische Prozentanteile genannt, aus denen in der Tabelle 3-12 der gesamte Behandlungsbedarf für die Restsiedlungsabfälle errechnet wird. Für 2005 wird Behandlungskapazitätsbedarf von 28,8 Mio. Mg/a ermittelt.

Dem werden ebenfalls in der Tabelle 3-12 die vorhandene Behandlungskapazität und die behandelten Mengen gegenübergestellt. Für die Jahre 1998 – 2000 wurden als behandelt die real aus Statistiken ermittelten Mengen, ab 2005 ff. dagegen die voraussichtlichen MVA- und MBA-Kapazitäten mit einer Auslastung von 95% als Behandlungsmengen angesetzt. Als

100%-Kapazität werden 17,6 Mio. Mg/a nach UBA (2001) für die thermische Behandlung und 4,1 Mio. Mg/a für die mechanisch-biologische Behandlung angesetzt. Für die heizwertreiche Fraktion aus MBA wird entlastend vorausgesetzt, dass diese in der energetischen Verwertung entsorgt wird, also keine MVA-Kapazität benötigt.

Tabelle 3-12 Erforderliche, vorhandene und fehlende Behandlungskapazitäten für die Rest-Siedlungsabfallmengen 1998 – 2000 sowie prognostiziert für 2005 und 2010

	1998 Mg/a	1999 Mg/a	2000 Mg/a	Prog. 2005 Mg/a	Prog. 2010 Mg/a
Summe Abfälle zur Beseitigung	31.651.522	31.744.502	34.038.414	32.720.000	31.866.000
davon:					
• therm. oder mech.-biol. zu behandeln vor Ablagerung	28.246.000	28.263.000	29.937.000	28.680.000	27.839.000
• ablagerbar auf DK II ohne Behandlung	3.405.000	3.481.000	4.101.000	4.040.000	4.027.000
MVA-Kapazität 1)	13.600.000	13.800.000	14.000.000	17.600.000	23.767.470
verbrannt in MVA (2005 und 2010 95% der Kapazität)	10.000.000	10.200.000	10.400.000	16.720.000	22.579.097
abgelagerte Schlacke (25% von 25% des MVA-Inputs)	625.000	637.500	650.000	1.045.000	1.411.194
MBA-Kapazität 1)	1.400.000	1.700.000	2.200.000	4.100.000	5.536.740
behandelt in MBA	800.000	860.000	1.500.000	3.895.000	5.259.903
Ablagerungsanteil aus MBA-Input	50%	50%	50%	30%	30%
abgelagert auf DK II aus MBA	400.000	430.000	750.000	1.168.500	1.577.971
vorh. MVA- und MBA-Kapazität (100% Auslastung)	15.000.000	15.500.000	16.200.000	21.700.000	29.304.211
Mangel an Vorbehandlungskapazitäten bei 100% Kapazitätsauslastung 2)	13.246.000	12.763.000	13.737.000	6.980.000	-1.465.211
nicht behandelter behandlungsbedürftiger Rohabfall	17.446.000	17.203.000	18.037.000	8.065.000	0
zwischenzulagernder Rohabfall ab 6/2005 (7-12/2005)				4.704.583	0
AbfAbIV konform abgelagert	4.430.000	4.548.500	5.501.000	6.253.500	7.016.165
gesamt abgelagert auf DKII-Deponien (2005 Anteil Zwischenlagerung abgezogen)	21.876.000	21.751.500	23.538.000	9.613.917	7.016.165
abgelagert bei vollständiger Deponierung auch behandlungspflichtiger Massen (ab 6/2005 nicht mehr verordnungskonform)	21.876.000	21.751.500	23.538.000	14.318.500	7.016.165

1) Die MVA-Kapazität wird vom UBA, 2001 für 2005 auf 17,6 Mio. Mg/a geschätzt, die MBA-Kapazität dagegen vielfach geringer wegen des zu hohen Nachrüstaufwandes bei bestehenden MBA.

2) Der negative Wert beim Behandlungskapazitätsmangel 2010 reduziert sich bei 95% Kapazitätsauslastung auf null.

Bei Ansatz von 100 % Kapazitätsauslastung liegt der Mangel an Behandlungskapazitäten in Tabelle 3-12 für 2005 bei 7 Mio. Mg/a, bei Ansatz einer 95 %-igen Auslastung bei ca. 8 Mio. Mg/a. Vereinfachend wird für die weiteren Berechnungen und in Tabelle 3-12 angesetzt, dass dieses Defizit von 8 Mio. Mg/a im Jahre 2005 durch die Schaffung weiterer MVA und MBA mit der in Abschnitt 3.2 genannten Aufteilung bis 2010 auf null reduziert wird. Für den Fall der Anlage eines Langzeitlagers ab 2005 wäre zum Abbau dieses Lagers um jeweils 1 Mio. Mg/a die Behandlungskapazität entsprechend ab 2011 um diese Menge weitergehend zu erhöhen. Der Kapazitätsausgleich bis 2010 ist eine sehr konservative Annahme, das Gros der fehlenden Kapazitäten wird sicherlich 2006 und 2007 ausgeglichen werden.

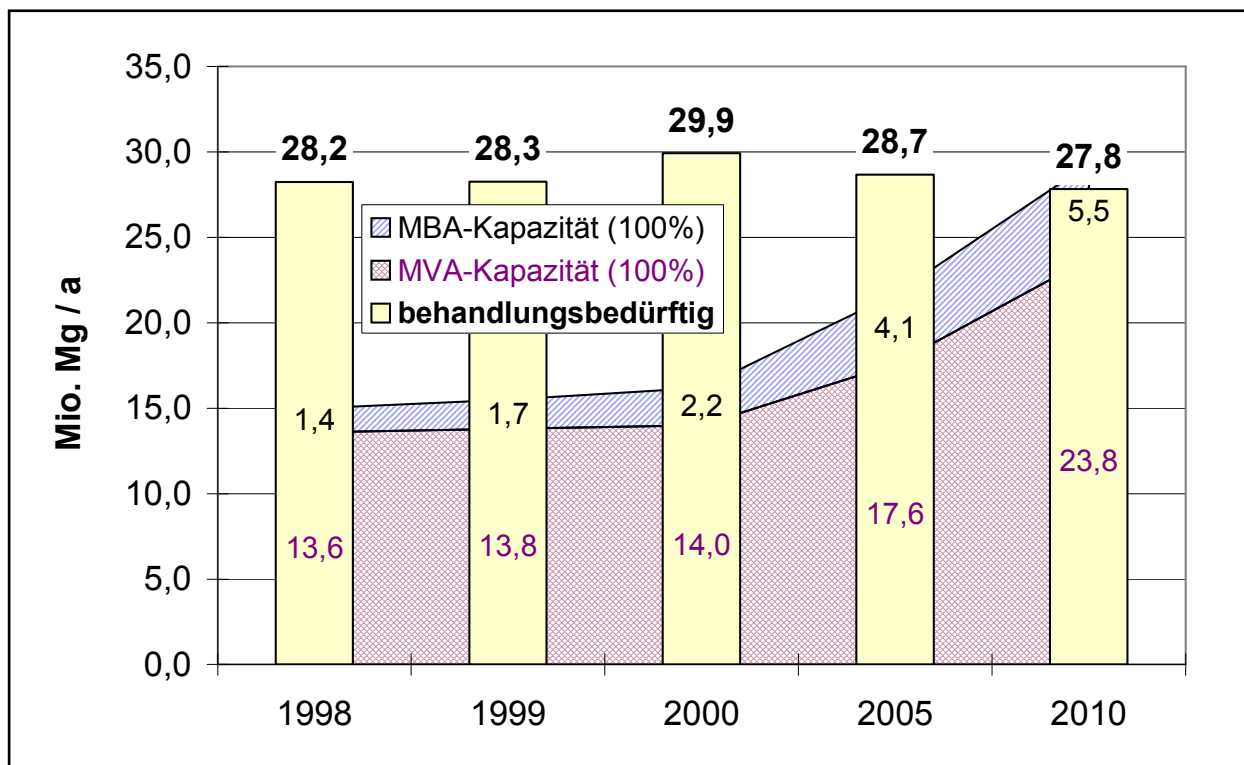


Bild 3-6 Bedarf und Bestand an Abfallbehandlungskapazitäten

Diesem eigenen Ansatz seien im Folgenden die Kapazitätsprognosen anderer Autoren gegenüber gestellt:

Bilitewski / Urban, 1999 kommen in ihrer frühen Prognose zu einem Kapazitätsdefizit von 18 Mio. Mg/a.

Prognos (Hoffmeister, 2001) nennt als fehlende Behandlungskapazitäten:

- für 2005 7,3 Mio. Mg/a
- für 2010 6,3 Mio. Mg/a

ohne weitere Realisierung von zusätzlichen gegenüber den heute im Bau und in der gesicherten Planung befindlichen Kapazitäten. Prognos schließt in einem Gesamt-Entsorgungskonzept diese Kapazitätslücken durch den Einsatz von Gewerbeabfall-Sortieranlagen mit einer Kapazität von ca. 10,0 Mio. Mg/a, in denen die Abfälle stoffspezifisch aufgeteilt werden auf

- stoffliche Verwertung;
- Anlagen zur Sekundärbrennstoff-Aufbereitung mit nachfolgender energetischer Verwertung für ein Sekundärbrennstoffpotential von 2,6 Mio. Mg/a;
- MVA und MBA sowie
- Ablagerung.

Der **Rat von Sachverständigen für Umweltfragen** schätzt in seinem Umweltgutachten 2002:(SRU, 2002) Kapazitätsdefizite für das Jahr 2005 von 1,3 bis 7,9 Mio. Mg/a.

Dohmann, 2002 nennt eine Kapazitätslücke von 4,6 Mio. Mg/a.

Flamme, 2002 kommt bei niedriger Schätzung der Restsiedlungsabfallmengen zu einem Kapazitätsmangel von $22,5 - (16,0 + 3,5) = 3,0$ Mio. Mg/a bezogen auf die Kapazitäten MVA und MBA vor der Ablagerung (Bild 3-7). Durch Integration von MA und MBA vor der Verbrennung mit einer Kapazität von 5,8 Mio. Mg/a werden bei Flamme die Kapazitätslücken geschlossen. Weiter stellt sie dem Potenzial an Sekundärbrennstoff aus dieser Vorbehandlung von 5,6 Mio. Mg/a eine Verwertungskapazität von 7,3 Mg/a gegenüber. Die energetische Verwertung stellt ihrer Ansicht nach damit einen wesentlichen Bestandteil der zukünftigen Abfallwirtschaft dar.

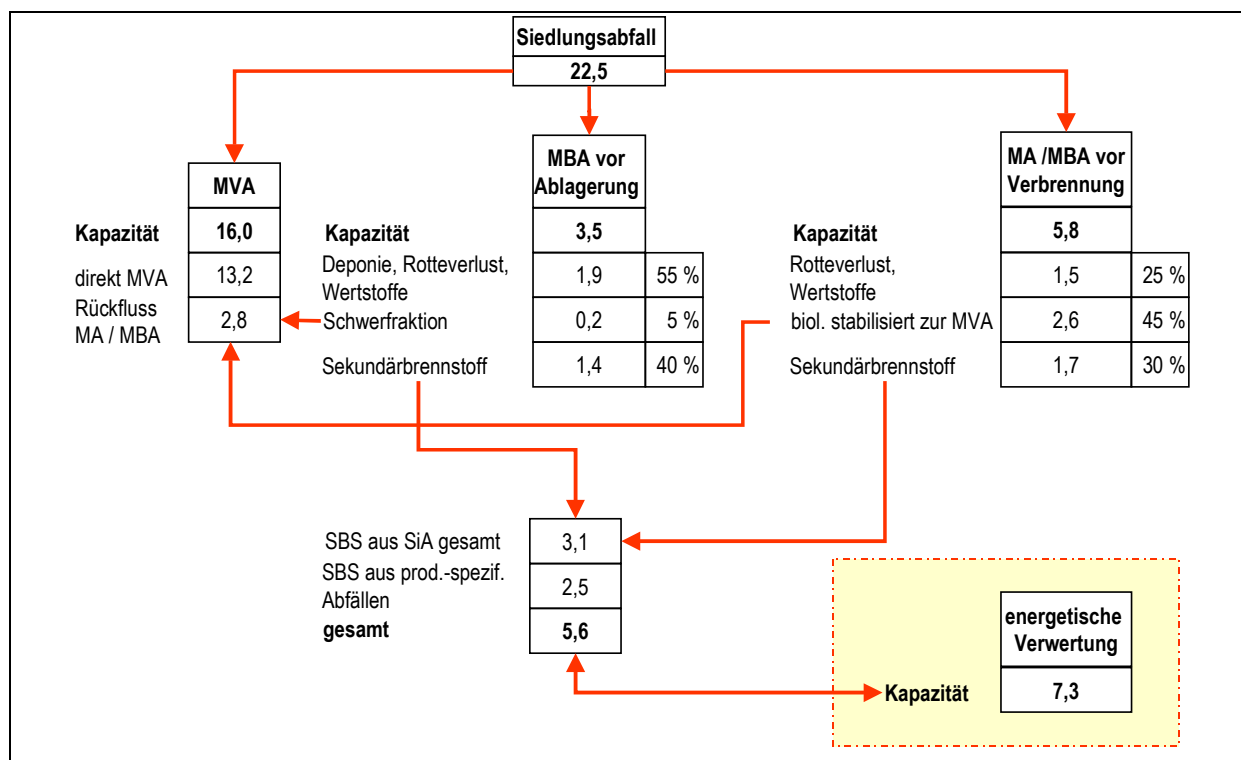


Bild 3-7 Szenario einer zukünftigen Siedlungsabfallentsorgung (Flamme, 2002)

(ohne Altholz, das stofflich oder über andere Verwertungswege entsorgt werden wird (Biomassekraftwerke o.ä.); Zu weiteren Hintergründen der Datengrundlage wird auf die Originalarbeit verwiesen.)

Das **BMU**, 2001 schätzt die fehlende Behandlungskapazität im Jahre 2005 mit rd. 3 Mio. Mg/a ein.

Die selbst prognostizierte, hier weiter zugrunde gelegte Kapazitätslücke von 7 (bzw. 8 Mio. Mg/a bei 95%-iger Auslastung) liegt – verglichen mit den Prognosen anderer Autoren – am oberen Rand der Bandbreite von 1,3 bis 7,9 (ausgenommen die Prognose von Bilitewski / Urban, 1999). Die eigene Prognose berücksichtigt den aktuellen Trend, dass die von vielen anderen Autoren angenommene deutliche Senkung der Abfallmengen zur Beseitigung bisher nicht absehbar ist. Einschränkungen der Verwertung (Abschnitt 3.1.5.2 und 3.2.3) von augenblicklich in die Verwertung gehenden Abfallströmen würden die Kapazitätslücke erheblich vergrößern und auch das Schließen der Lücke verzögern.

3.4 Prognose der abzulagernden Abfallmengen und des benötigten DK-II-Volumens

Abzulagern auf DK-II-Deponien sind folgende Abfälle:

- direkt abzulagernde Abfälle,
- Abfälle aus thermischer Behandlung,
- Abfälle aus mechanisch-biologischer Behandlung und
- abgelagerte behandlungsbedürftige Siedlungsabfälle (ohne freie Behandlungskapazität).

Die direkt abzulagernden Abfälle werden bisher statistisch nicht separat erfasst, so dass aus den Statistiken auch keine Hinweise zu entnehmen sind. Ersatzweise werden in der Spalte 2 der Tabelle 3-8 für die Abfallarten unterschiedliche Prozentsätze als behandlungsbedürftig angesetzt und entsprechend die Differenz gegen 100 % als direkt ablagerbar (d.h. ab 2000 ff. ca. 4 Mio. Mg/a).

Abfälle aus thermischer Behandlung für die Ablagerung auf DK-II-Deponien können aus nicht verwertbarer Schlacke resultieren. Es werden angenommen:

- 25 % des MVA-Inputs als Schlacke;
- 25 % Ablagerungsanteil der MVA-Schlacken¹.

Abfälle aus mechanisch-biologischer Behandlung waren bisher ohne Einhaltung der Anforderungen der AbfAbIV, 2001 mit ca. 50 % des MBA-Inputs anzunehmen. Nach Einhaltung der AbfAbIV-Kriterien, ab 2005 wird noch mit einem Ablagerungsanteil von 30 % gerechnet.

Bis zum Jahre 2005 wird damit gerechnet, dass die nicht behandelten, aber behandlungsbedürftigen Siedlungsabfälle zur Beseitigung auf Dk-II-Deponien abgelagert werden. Die entsprechenden Mengen werden errechnet aus der Differenz der behandlungsbedürftigen Siedlungsabfälle abzüglich der in MVA und MBA behandelten Abfälle.

Das nach dem 31.5.2005 abzulagernde Volumen wird auch von der Entscheidung beeinflusst, wie mit der behandlungsbedürftigen Abfallmenge zu verfahren ist, für die keine Behandlungskapazität zur Verfügung steht. Diesbezüglich werden hier 2 Varianten betrachtet:²

¹ Für Bayern wird in den SiA-Bilanzen für 1999 und 2000 eine Aufteilung der Rohschlacke wie folgt genannt: 67 % Schlackeverwertung; 9 % Schrottverwertung; 24 % nicht verwertete Schlacke (Ablagerung). In NN 1997 werden Schlackeverwertungsquoten für Deutschland (ohne Material für Deponiebau) von knapp 50 % im Jahre 1993 genannt.

In NRW wurde vom MUNLV aufgrund ökologischer Bedenken die übertägige MVA-Schlackeverwertung weitgehend verdrängt.

Unter Berücksichtigung der derzeitigen Rechtslage werden nach Verwertung im Deponiebau und im Bergversatz sowie anteiliger Ablagerung auf DK-I-Deponien für die Beseitigung auf DK-II-Deponien 25% der MVA-Schlacke angenommen.

² Weitere Alternativen, wie vermehrte mechanische Aufbereitung von gewerblichen Abfällen zur energetischen Verwertung (im Ausland), insbesondere nach der „Öffnung“ durch das EuGH-Urteil zu belgischen Zementwerken, sind denkbar.

1. Für die Zeit ab 2005 bis 2010 wird für die nicht in MVA oder MBA behandelten, aber behandlungsbedürftigen Siedlungsabfälle vorausgesetzt, dass wie in Abschn. 3.2.1 beschrieben bis zum Jahre 2010 die fehlenden Kapazitäten nachgerüstet werden und bis dahin bei der Berechnung des DK-II-Volumenbedarfs davon ausgegangen, dass die überschüssigen Rohabfallmengen weiter unbehandelt auf DK-II-Deponien abgelagert werden. Diese Variante dient hier zunächst nur als Rechen-/ Vergleichsansatz, da ihre Umsetzung gegen geltendes Recht verstoßen würde. Sie würde ferner dazu führen, dass wie in den 90er Jahren bei der Deponieausstattung indirekt diejenigen bestraft würden, die frühzeitig in bessere Umweltstandards investiert haben. In Verbindung mit einer Änderung der AbfAbIV, die vorübergehend bei Zahlung einer erheblichen Deponieabgabe die weitere Ablagerung unbehandelter Abfälle im Jahr 2005 erlaubt, stellt sie jedoch eine ernstzunehmende Alternative dar.
2. Die Abfälle werden (zwischen)gelagert und nach Fertigstellung der notwendigen Kapazitäten behandelt (Rückbau 1 Mio. Mg/a). Diese Lösung würde in Abhängigkeit von der Interpretation des §1 Abs. 3 DepV (nach 1. Änderung) abfallrechtlich eventuell möglich sein, was allerdings sehr fraglich ist und dem Ziel der DepV nicht entspricht. Abschließende Klärung dürfte erst die gerichtliche Behandlung eines Präzidentsfalles bringen. Allerdings müssten für die Überbrückung eines relativ kurzen Zeitraumes erhebliche Mittel aufgewendet werden, was volkswirtschaftlich eher fragwürdig ist. Für die spätere Behandlung der zwischengelagerten Abfälle würden zusätzliche Behandlungskapazitäten benötigt, die nach relativ kurzer Zeit überflüssig wären.

Auch die Lagerung dürfte mit beachtlichen Kosten verbunden sein. Sofern kein Abschnitt einer ordnungskonformen DK-II-Deponie zur Verfügung steht (ggf. Abfalltransport über weite Strecken), der als Zwischenlager umgenutzt werden könnte (Langzeitlager gem. DepV müssten auch die Anforderungen an den Deponieinput erfüllen), würden zusätzlich zu den Aufwendungen für den Rückbau (Transport zur Behandlung) erhebliche Investitionen für den Bau der Lager erforderlich. Da es sich um zu beseitigende Abfälle (DepV gilt) handelt und die Lagerung mehr als 12 Monate dauert, kommen die Bestimmungen der 4. BlmschV (Anlage gem. Anhang 8.14) und der DepV zur Anwendung. Genehmigungsverfahren, technischer Aufwand und Kosten könnten im ungünstigsten Fall daher annähernd einem Deponie Neubau entsprechen. Die Anforderungen an die räumliche Lage und den Betrieb eines Zwischenlagers dürften in der Praxis weitgehend denen an eine Deponie gleichen.

Zwischen den singular berechneten Deponiebedarfswerten für 2000, 2005 und 2010 wurden die Zwischenwerte linear interpoliert.

Die letzten beiden Zeilen der Tabelle 3-12 enthalten die insgesamt aus Siedlungsabfällen resultierende Menge auf DK-II-Deponien abzulagernder Abfälle. Zur Berechnung des benötigten Deponievolumens werden die abgelagerten Massen mit einer durchschnittlichen Einbaudichte von $1,1 \text{ Mg/m}^3$ im Jahre 2000 und dann wegen des zunehmenden Anteils von Abfällen aus der Behandlung bis zum Jahre 2006 / 2010 (je nach Szenario) ansteigend auf $1,66 \text{ Mg/m}^3$ angesetzt (vgl. Tabelle 3-13 und Tabelle 3-14).

Ab 2010 sind nach den gewählten Ansätzen noch 7,0 Mio. Mg/a Abfälle, entsprechend 4,2 Mio. m³/a abzulagern, davon

- 1,4 Mio. Mg/a Schlacken aus MVA,
- 1,6 Mio. Mg/a MBA-Output und
- 4,0 Mio. Mg/a direkt ablagerbare Abfälle.

Tabelle 3-13 DK-II-Deponiebedarf 1998 – 2012 unter der Voraussetzung, dass nach dem 31.5.2005 aus Behandlungskapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle unbehandelt abgelagert würden (nicht verordnungskonform).

Ende	Zu deponieren	Deponiebedarf Summe		Ablagerungsdichte	Deponiebedarf pro Jahr
	Mio. Mg/a	Mio. Mg	Mio. m ³	Mg/m ³	Mio m ³ /a
1998	22,5			1,10	
1999	21,8			1,10	19,77
2000	23,5			1,10	21,40
2001	21,7	21,7	19,0	1,14	19,03
2002	19,9	41,5	35,9	1,18	16,82
2003	18,0	59,6	50,6	1,22	14,76
2004	16,2	75,7	63,4	1,26	12,83
2005	14,3	90,0	74,5	1,30	11,01
2006	12,9	102,9	83,8	1,37	9,37
2007	11,4	114,3	91,7	1,44	7,89
2008	9,9	124,2	98,3	1,52	6,55
2009	8,5	132,7	103,6	1,59	5,34
2010	7,0	139,7	107,8	1,66	4,23
2011	7,0	146,7	112,1	1,66	4,23
2012	7,0	153,7	116,3	1,66	4,23

Tabelle 3-14 DK-II-Deponiebedarf 1998 – 2012, wenn nach dem 31.5.2005 aus Behandlungskapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle zwischengelagert (Verordnungskonformität sehr fraglich) und ab 2011 rückgebaut und behandelt werden.

Ende	Zu deponieren	Deponiebedarf Summe		Ablagerungsdichte	Deponiebedarf pro Jahr
	Mio. Mg/a	Mio. Mg	Mio. m ³	Mg/m ³	Mio m ³ /a
1998	21,9			1,10	
1999	21,8			1,10	19,77
2000	23,5			1,10	21,40
2001	21,7	21,7	19,0	1,14	19,03
2002	19,9	41,5	35,9	1,18	16,82
2003	18,0	59,6	50,6	1,22	14,76
2004	16,2	75,7	63,4	1,26	12,83
2005	9,6	85,3	70,3	1,40	6,87
2006	6,4	91,7	74,2	1,66	3,86
2007	6,6	98,3	78,1	1,66	3,95
2008	6,7	105,0	82,2	1,66	4,04
2009	6,9	111,9	86,3	1,66	4,13
2010	7,0	118,9	90,5	1,66	4,23
2011	7,1	126,0	94,8	1,66	4,30
2012	7,1	133,2	99,1	1,66	4,30

Die Siedlungsabfalldeponie hat in ihrer Bedeutung für die Siedlungsabfallentsorgung, verglichen mit ihrem "Spitzenbedarf" von 78 Mio. Mg/a im Jahre 1990, im Jahr 2000 bereits ca. 70 % verloren und wird ab 2005 / 2010 auf 18% / 9% ihres ehemaligen maximalen Bedarfs zurückgehen (gem. Tabelle 3-13, einschließlich der Menge, für die vorübergehend noch keine Behandlungskapazität zur Verfügung steht). Damit ist das politische Ziel der Bundesregierung von einer vollständigen Abfallverwertung bis zum Jahre 2020 zwar bis 2010 nicht erreicht, aber zumindest rückt eine Abfallentsorgung ohne Ablagerung näher. Bild 3-8 stellt den Rückgang der abzulagernden Abfallmenge und den Anteil aus Behandlungskapazität nicht behandelbaren Abfalls graphisch dar.

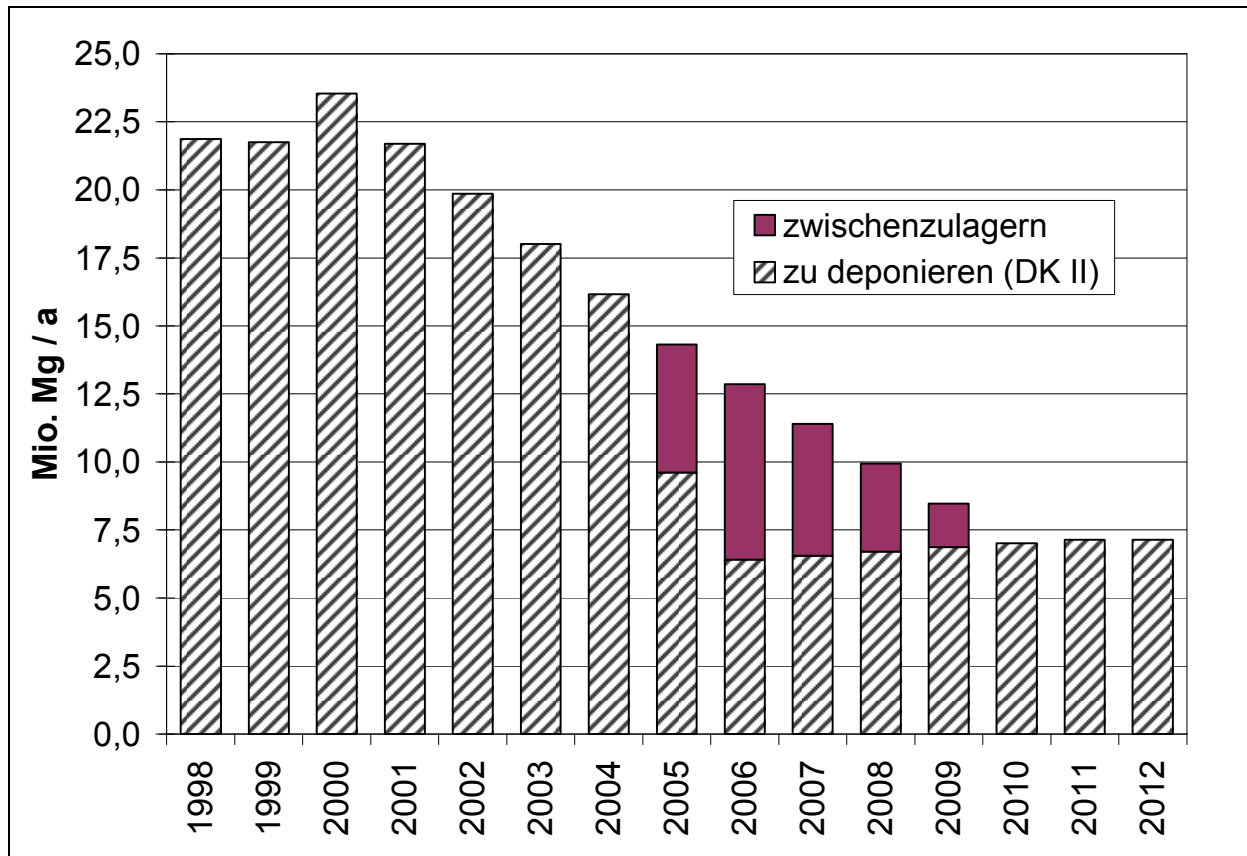


Bild 3-8 Zu deponierende Abfallmengen und aus Kapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle („zwischenzulagern“)

4 Vergleich von Deponievolumenbedarf und -bestand

4.1 Grundlagen der Ermittlung des Deponievolumenbestandes und Ergebnisse für Deutschland

Grundlagen für die Berechnung des DK-II-Deponievolumenbestandes sind

- die für 2000 erhobenen und im Abschnitt 2 bundesweit ausgewerteten Deponiedaten;
- der Deponievolumenbedarf nach Abschnitt 3.4 und
- die durch Schließung zu den Zeitpunkten 2005 und 2009 wegfallenden, nicht verfüllten Volumina.

Für das Schließungsvolumen in 2005 und 2009 wurden die Daten nach Bild 2-2 berücksichtigt. Dieses Schließungsvolumen in Bild 2-2 bezieht sich zunächst auf das 2000 vorhandene Deponievolumen. Tatsächlich wird das Deponievolumen 2000 und damit auch das zu schließende Volumen natürlich bis 2005 und 2009 durch weitere Ablagerungen gemindert. Das aus dem 2000er Volumen errechnete **Schließungsvolumen**

- **für 2005** von **286 Mio. m³** bei Weiterbestand nur der Deponien mit sicherem Datenbestand und **203 Mio. m³** bei Weiterbestand der Deponien mit sicherem und unsicherem Datenbestand sowie
- **für 2009** zusätzlich von **28 Mio. m³** bei Weiterbestand nur der Deponien mit sicherem Datenbestand und **13 Mio. m³** bei Weiterbestand der Deponien mit sicherem und unsicherem Datenbestand

muss wegen der schon verfüllten Volumina entsprechend vermindert angesetzt werden. Hierfür werden folgende 2 Varianten unterschieden:

1. **Szenario A:** Die Abfallablagerung erfolgt nur auf den Deponien, die zum nächsten Schließungszeitpunkt geschlossen werden müssen (lediglich ökonomisch zu begründen).
2. **Szenario B:** Die Abfallablagerung erfolgt auf allen betriebsbereiten Deponien im Verhältnis der offenen Volumina (ökologisch und abfallwirtschaftlich vorzuziehende Variante).

Die hiernach anzusetzenden Schließungsvolumina sind in Tabelle 4-1 sowie in Bild 4-1 und Bild 4-2 dargestellt.

Diese verminderten Volumina bedeuten für 2005 immerhin noch die Schließung von ausgebautem Deponievolumen von

- 135 – 166 Mio. m³ für den sicheren + unsicheren Datenbestand¹ und
- 218 – 234 Mio. m³ für den ausschließlichen Weiterbetrieb von Deponien, die gemäß sicherem Datenbestand¹ weiterbetrieben dürfen.

¹ Menge der Deponien, bei denen nicht alle stilllegungsrelevanten Daten bekannt sind, die bekannten Daten jedoch nicht gegen einen Weiterbetrieb sprechen zuzüglich derjenigen Deponien, bei denen alle laufzeitrelevanten Merkmale bekannt sind und alle nicht gegen einen Weiterbetrieb sprechen.

Die Schnittstelle 2009 bedeutet im Vergleich dazu auf Bundesebene keinen nennenswerten weiteren Volumenverlust.

Tabelle 4-1 Umrechnung der Schließungsvolumina vom Bezug auf das Volumen 2000 auf Schließungsvolumina unter Anrechnung bereits verfüllter Volumina, wenn ab 1.6.05 aus Behandlungskapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle unbehandelt abgelagert werden (nicht verordnungskonform)², oder zwischengelagert (Verordnungskonformität sehr fraglich) und ab 2011 rückgebaut und behandelt werden.²

Var.	Verbleib nicht behandelter Abfälle	unbehandelt deponiert		Zwischenlager	
		sicherer Bestand	sicherer + unsicherer Bestand	sicherer Bestand	sicherer + unsicherer Bestand
	Bezug auf Datenbestand				
	Einheit	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³
	Restvolumen 2000	375,3	375,3	375,3	375,3
	Restvolumen 2000 Bestand in 2005	89,4	172,5	89,4	172,5
	Restvolumen 2000 geschlossen 2005	285,9	202,8	285,9	202,8
	Restvolumen 2000 Bestand in 2009	75,8	143,7	75,8	143,7
	Restvolumen 2000 geschlossen 2009	13,6	28,8	13,6	28,8
A	Füllvolumen 2001-5/2005 anteilig auf Schließungsdeponien bei Verfüllung nur auf Schließungsdeponien	68,0	68,0	68,0	68,0
B	Füllvolumen 2001-5/2005 anteilig auf Schließungsdeponien bei Verfüllung auf allen Deponien	51,9	36,8	51,9	36,8
A	Schließungsvolumen A 2005	217,9	134,8	217,9	134,8
B	Schließungsvolumen B 2005	234,1	166,0	234,1	166,0
A	Füllvolumen 6/2005-7/2009 anteilig auf Schließungsdeponien bei Verfüllung nur auf Schließungsdeponien	33,4	33,4	16,5	16,5
B	Füllvolumen 6/2005-7/2009 anteilig auf Schließungsdeponien bei Verfüllung auf allen Deponien	6,8	14,5	3,2	6,8
A	Schließungsvolumen A 2009	0,0	0,0	0,0	12,3
B	Schließungsvolumen B 2009	4,3	9,1	8,0	16,8

A: Ablagerung nur auf den zum nächsten Schließungszeitpunkt zu schließenden Deponien

B: Ablagerung auf allen betriebsbereiten Deponien

¹ Nur diejenigen Deponien, bei denen alle laufzeitrelevanten Merkmale bekannt sind und alle nicht gegen einen Weiterbetrieb sprechen.

² Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

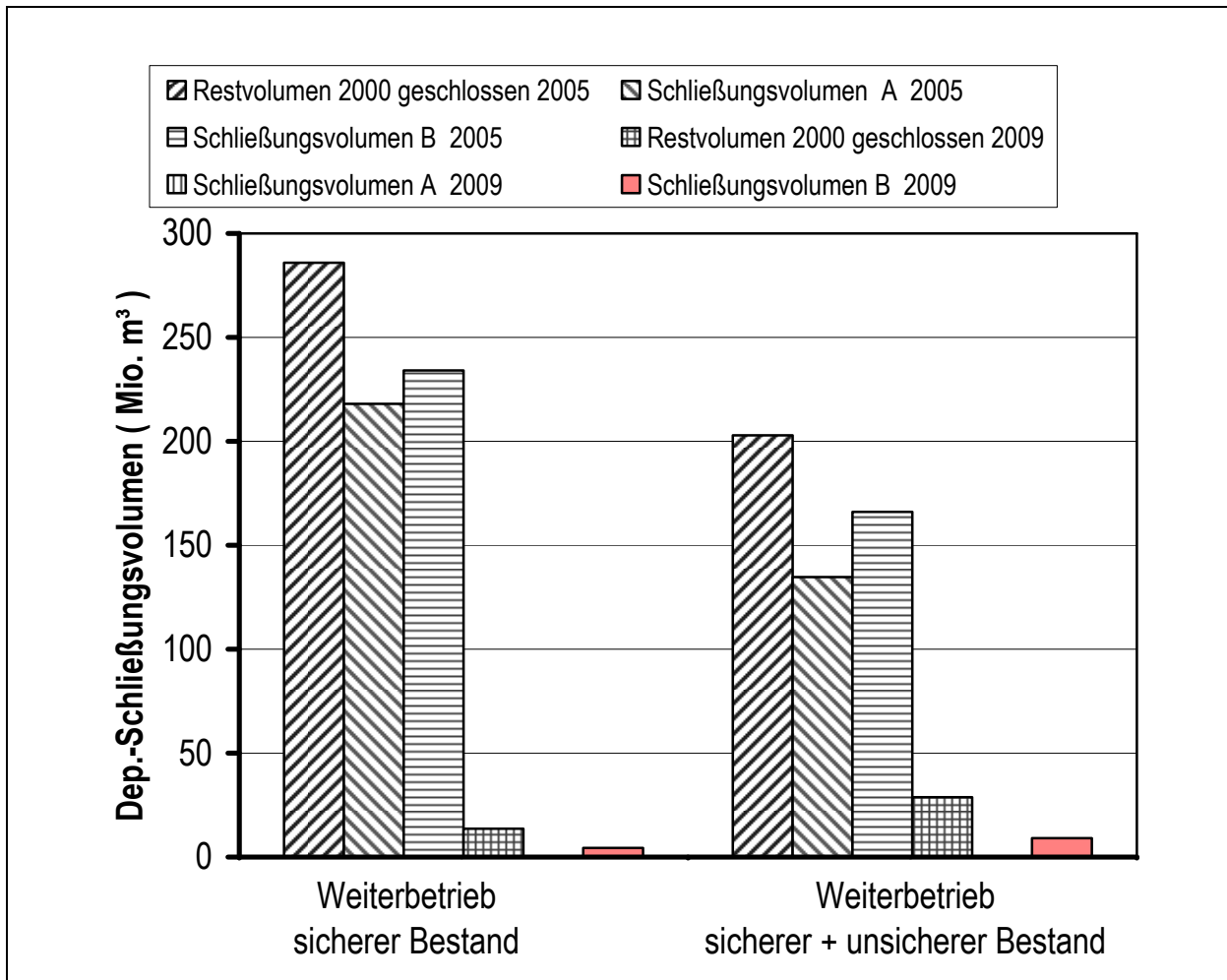


Bild 4-1 Deponieschließungsvolumen unvermindert bezogen auf 2000 und mit Verfüllung nach den Szenarien A (Ablagerung nur auf den zum nächsten Schließungszeitpunkt zu schließenden Deponien) und B (Ablagerung auf allen betriebsbereiten Deponien), wenn nach dem 31.5.2005 aus Behandlungskapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle unbehandelt abgelagert werden (nicht verordnungskonform).¹

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

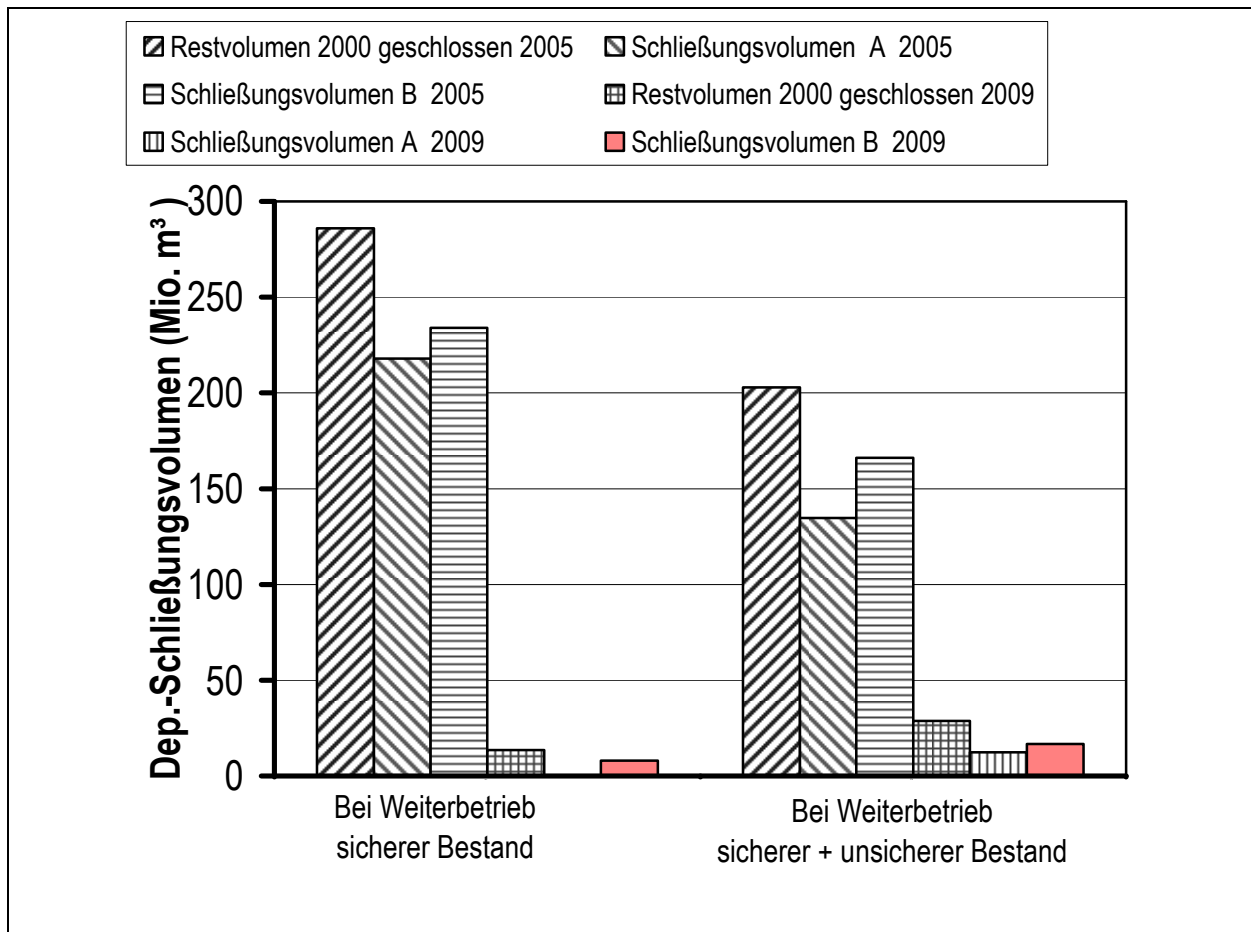


Bild 4-2 Deponieschließungsvolumen unvermindert bezogen auf 2000 und mit Verfüllung nach den Szenarien A (Ablagerung nur auf den zum nächsten Schließungszeitpunkt zu schließenden Deponien) und B (Ablagerung auf allen betriebsbereiten Deponien), wenn nach dem 31.5.2005 aus Behandlungskapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle zwischengelagert (Verordnungskonformität sehr fraglich) und ab 2011 rückgebaut und behandelt werden.¹

Mit diesen Vorgaben können in Tabelle 4-2 und Tabelle 4-3 sowie in Bild 4-3 und Bild 4-4 ausgehend von dem Deponiebestand Ende 2000 die in den Folgejahren 2001-2012 jeweils verbleibenden voraussichtlichen Deponie-Restvolumenbestände ermittelt werden.

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht ordnungskonformer Deponien.

Tabelle 4-2 Deponievolumenbedarf sowie Deponie-Restvolumen in Mio. m³/a von 2000 bis 2012, wenn nach dem 31.5.2005 aus Behandlungskapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle unbehandelt abgelagert werden (nicht verordnungskonform).¹

Ende	Zu deponieren	Deponiebedarf Summe		Ablagerungsdichte	Deponiebedarf pro Jahr	Restvolumen ohne Schließung	Restvol. sicher A	Restvol. sicher B	Restvol. unsicher+sicher A	Restvol. unsicher+sicher B
	Mio. Mg/a	Mio. Mg	Mio. m ³	Mg/m ³	Mio m ³ /a	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³
1998	22,5			1,10						
1999	21,8			1,10	19,77					
2000	23,5			1,10	21,40	375	375	375	375	375
2001	21,7	21,7	19,0	1,14	19,03	356	356	356	356	356
2002	19,9	41,5	35,9	1,18	16,82	339	339	339	339	339
2003	18,0	59,6	50,6	1,22	14,76	324	324	324	324	324
2004	16,2	75,7	63,4	1,26	12,83	312	312	312	312	312
2005	14,3	90,0	74,5	1,30	11,01	301	82,7	66,5	165,8	134,5
2006	12,9	102,9	83,8	1,37	9,37	291	73,3	57,1	156,4	125,2
2007	11,4	114,3	91,7	1,44	7,89	283	65,4	49,2	148,5	117,3
2008	9,9	124,2	98,3	1,52	6,55	277	58,8	42,7	141,9	110,7
2009	8,5	132,7	103,6	1,59	5,34	271	53,5	33,0	136,6	96,2
2010	7,0	139,7	107,8	1,66	4,23	267	49,3	28,8	132,4	92,0
2011	7,0	146,7	112,1	1,66	4,23	263	45,0	24,6	128,2	87,8
2012	7,0	153,7	116,3	1,66	4,23	259	40,8	20,3	123,9	83,6

Tabelle 4-3 Deponievolumenbedarf sowie Deponie-Restvolumen in Mio. m³/a von 2000 bis 2012 unter der Voraussetzung, dass nach dem 31.5.2005 aus Behandlungskapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle zwischengelagert und ab 2011 rückgebaut und behandelt werden.

Ende	Zu deponieren	Zwischenzulagern	Im Zwischenlager	Deponiebedarf Summe		Ablagerungsdichte	Deponiebedarf pro Jahr	Restvolumen ohne Schließung	Restvolumen sicher A	Restvolumen sicher B	Restvol. unsicher+sicher A	Restvol. unsicher+sicher B
	Mio. Mg/a	Mio. Mg/a	Mio. Mg	Mio. Mg	Mio. m ³	Mg/m ³	Mio m ³ /a	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³	Mio. m ³
1998	21,9					1,10						
1999	21,8					1,10	19,77					
2000	23,5					1,10	21,40	375	375	375	375	375
2001	21,7			21,7	19,0	1,14	19,03	356	356	356	356	356
2002	19,9			41,5	35,9	1,18	16,82	339	339	339	339	339
2003	18,0			59,6	50,6	1,22	14,76	324	324	324	324	324
2004	16,2			75,7	63,4	1,26	12,83	312	312	312	312	312
2005	9,6	4,7	4,7	85,3	70,3	1,40	6,87	305	86,8	70,6	169,9	138,7
2006	6,4	6,5	11,2	91,7	74,2	1,66	3,86	301	82,9	66,8	166,1	134,8
2007	6,6	4,8	16,0	98,3	78,1	1,66	3,95	297	79,0	62,8	162,1	130,9
2008	6,7	3,2	19,2	105,0	82,2	1,66	4,04	293	74,9	58,8	158,1	126,8
2009	6,9	1,6	20,8	111,9	86,3	1,66	4,13	289	70,8	46,7	141,6	105,8
2010	7,0	0,0	20,8	118,9	90,5	1,66	4,23	284	66,6	42,5	137,4	101,6
2011	7,1	0,0	19,8	126,0	94,8	1,66	4,30	280	62,3	38,1	133,1	97,3
2012	7,1	0,0	18,8	133,2	99,1	1,66	4,30	276	58,0	33,8	128,8	93,0

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

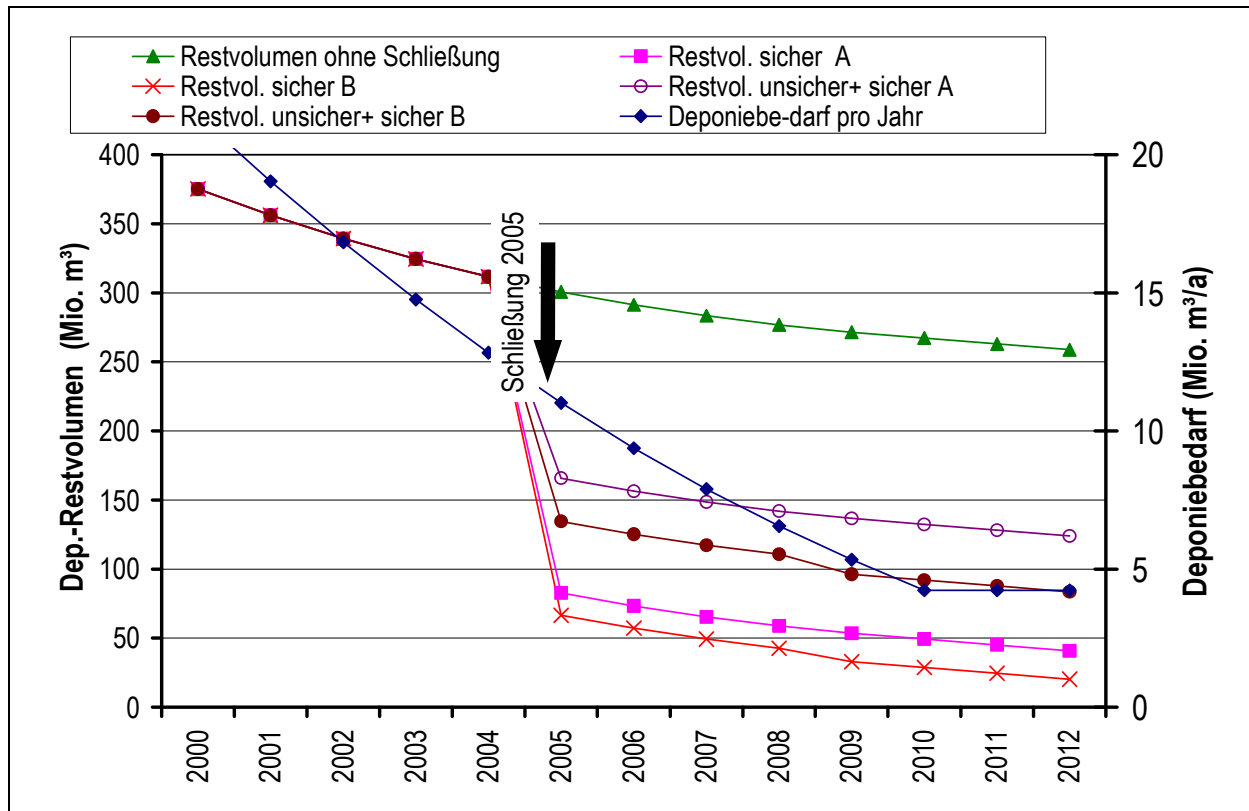


Bild 4-3 Deponievolumenbedarf sowie Deponie-Restvolumen von 2000 - 2012, wenn ab 6/2005 aus Kapazitätsmangel nicht behandelte Abfälle unbehandelt abgelagert werden (nicht verordnungskonformes Handeln)¹

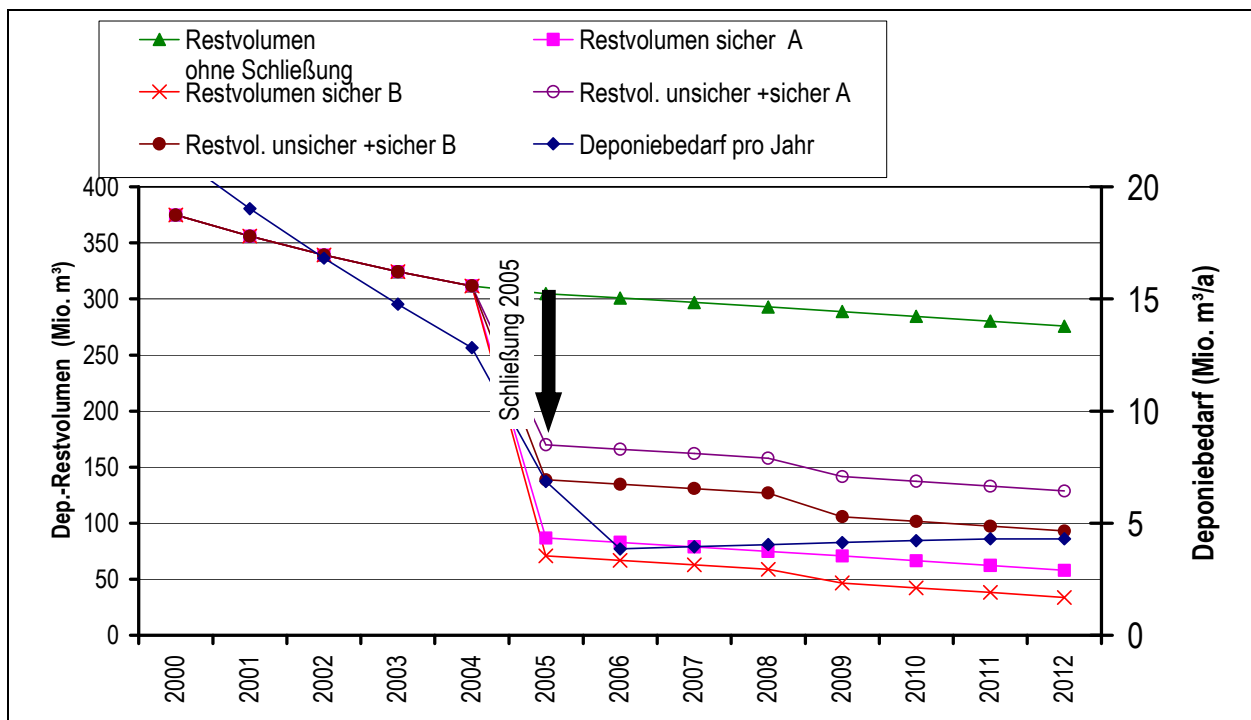


Bild 4-4 Deponievolumenbedarf u. -restvolumen 2000-2012, wenn ab 6/2005 aus Kapazitätsmangel nicht behandelte Abf. zwischengelagert und ab 2011 rückgebaut + behandelt werden (Verordnungskonformität sehr fraglich)¹

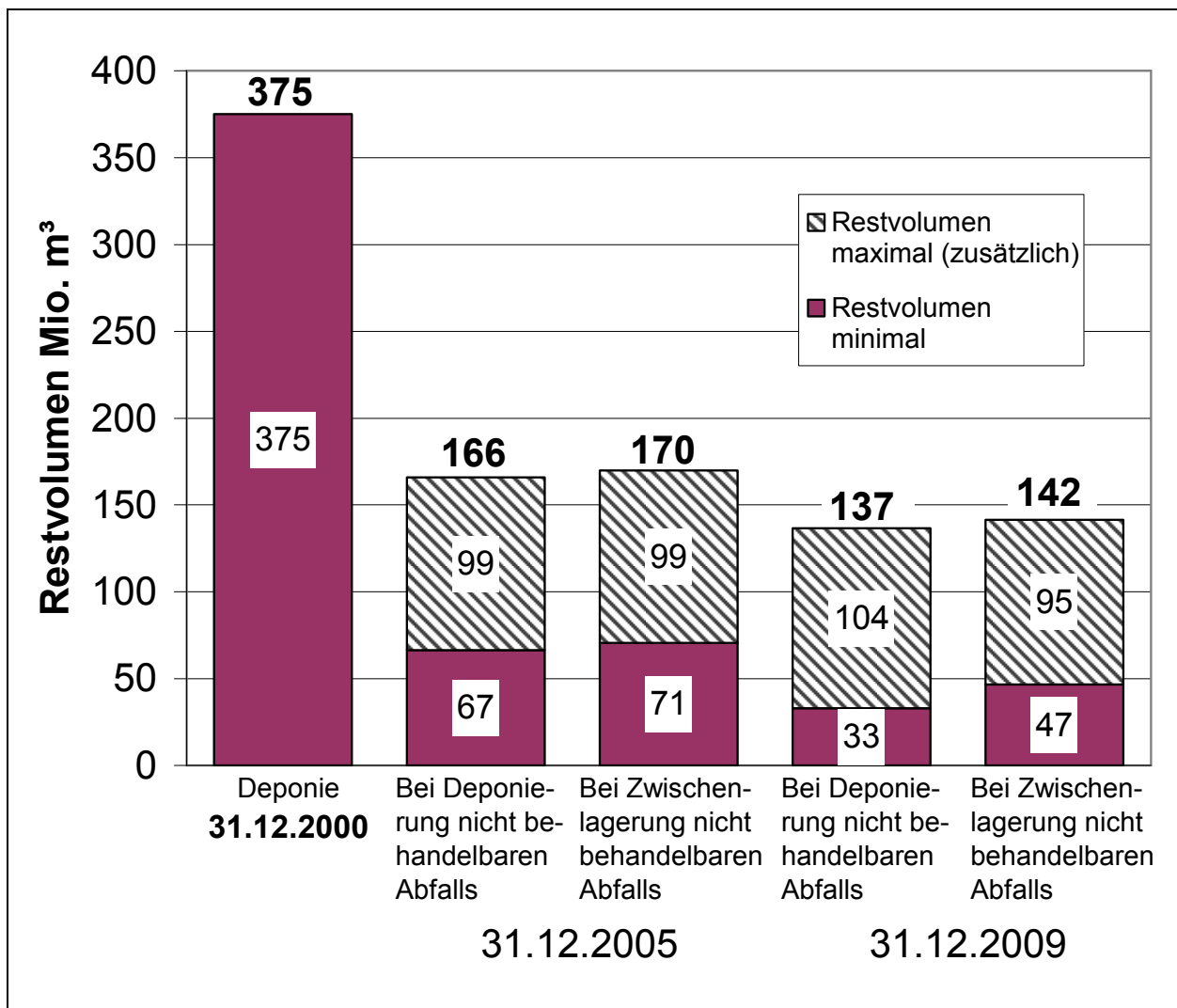
Der zu erwartende Restbestand an DK-II-Deponievolumen ohne den Ausbau neuer Kapazitäten liegt nach Tabelle 4-2 und Tabelle 4-3 sowie Bild 4-3 und Bild 4-4 in der Spanne zwischen

den beiden genannten Extrema nach Szenario A und B und der Schließung mit Fortbestand von Deponien mit sicherem Datenbestand und sicherem + unsicherem Datenbestand bei

- 2005 zwischen 67 und 170 Mio. m³ sowie
- 2009 zwischen 33 und 142 Mio. m³.

Die nach Schließung¹ 2005/2009 zu erwartende Zahl an DK-II-Deponien liegt bei Fortbestand von Deponien mit sicherem Datenbestand bzw. sicherem + unsicherem Datenbestand bei

- 2005 (nach 333 Deponien Ende 2000) zwischen 35 und 139 sowie
- 2009 zwischen 27 und 111.



Werte des maximalen, zusätzlichen Restvolumens stellen die maximale Schwankungsbreite zwischen den Kombinationen der untersuchten Varianten dar. Gesamtsumme enthält Rundungsabweichungen

Bild 4-5 Prognostiziertes Restvolumen unter Berücksichtigung der Verfüllung nach 2000 (nicht verordnungskonformes und eventuell [sehr fraglich] verordnungskonformes Handeln)¹

¹ Schließungen ohne Berücksichtigung von in Einzelfällen möglichen, technischen Nachrüstungen der Deponiebasis bisher nicht verordnungskonformer Deponien.

In jedem Fall wird der Restbestand an Deponievolumen ohne den Ausbau neuer Kapazitäten bis zum Jahr 2012 ausreichen. In die konkreten Restbestände greifen neben den Unsicherheiten der Abfallmengenprognose folgende weitere "Variable" ein:

- Unsichere Entwicklung der energetischen Verwertung; hier wurde außer für die Entsorgung der MBA-Rückstände keine Entlastung der thermischen Behandlung eingerechnet. Dieser Sachverhalt kann durch die noch nicht eindeutig absehbare Entwicklung des Verhältnisses zwischen MBA vor der Ablagerung und MBS vor der Verbrennung (möglicherweise zunehmender Anteil) beeinflusst werden.
- Schwer einschätzbare Entwicklung bei der Entsorgung von Schlacken aus der thermischen Behandlung (Verwertung, Ablagerung auf DK-II- oder DK-I-Deponien). Alleine für die MVA-Schlacke-Entsorgung auf DK-II-Deponien sind in der hier vorgelegten Prognose von 2001-2012 **15 Mio. Mg** eingerechnet. Eine mögliche Zunahme der Schlackeverwertung als Bergversatz kann die Menge der als Ablagerung bezeichneten Schlackeentsorgung deutlich beeinflussen.

Unter Einbeziehung dieser Einflüsse, die in den hier bei den Grundlagen für die Berechnungen zu Tabelle 4-2 ff. und Bild 4-3 ff. sowie in dem Szenario B und Weiterbetrieb nur von Deponien mit sicherem Datenbestand alle auf der sicheren, d.h. Volumen verzehrenden Seite angenommen wurden, wird real das bestehende DK-II-Deponievolumen in Deutschland bis über 2020 hinaus ausreichen.

Die vorgenannten Aussagen zum Deponiebestand beziehen sich auf die Gesamtsituation von Deutschland, berücksichtigen also zunächst keine landesspezifischen Daten und Situationen., wo die Über- oder Unterversorgung mit Behandlungskapazitäten und DK-II-Deponievolumen zu deutlich abweichenden Ergebnissen führen kann.

4.2 Deponievolumenbestand nach Bundesländern 2005 /2009

Der landesspezifische Deponievolumenbestand für 2000 ist in Abschnitt 2.2 dargestellt worden, ebenso die landesspezifische Schließung nach Zahl und Volumen bezogen auf 2000. Während die Zahl der zu schließenden und weiter zu betreibenden Deponien in den Bundesländern damit eindeutig dokumentiert ist, wären die Angaben zu dem zu schließenden Volumen mit Bezug auf die Situation 2000 analog zu dem obigen Verfahren für die gesamte Bundesrepublik um die bereits verfüllten Anteile zu korrigieren. Eine solche Berechnung war im vorliegenden Rahmen nicht möglich, weil

- die Abfallmengenprognosen hier nicht landesweise erfolgen;
- die Behandlungskapazitäten nach Mg/a und genauem Zeitpunkt der Verfügbarkeit nicht bekannt sind,
- die Verteilung der Behandlungskapazitäten auf MVA und MBA (mit unterschiedlichem Ablagerungsbedarf) nicht bekannt sind und
- viele dezentral verfügbare Informationen dem Autor nicht bekannt sind.

Auch würden sich die Ungenauigkeiten, die sich aus den bundesweit getroffenen Annahmen ergeben, mit zunehmender Fokussierung auf kleinere Planungsräume vergrößern. Hier können die Länder mit ihrer genaueren Kenntnis der einzelnen Deponiestandorte und der landes-

spezifischen Entwicklung der Abfallwirtschaft die hier dargestellten Ansätze zu einer Bewirtschaftung von Deponiekapazitäten entsprechend präzisieren und fortschreiben.

4.3 Schlussfolgerungen und Empfehlungen für einen sinnvollen Umgang mit dem Deponievolumenbestand und den Behandlungskapazitäten

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass zumindest bei bundesweiter Betrachtung nach 2005 keine dramatischen Deponieüberkapazitäten bestehen. Es sind jedoch erhebliche regionale Ungleichgewichte vorhanden.

Deutlich anders sieht es hinsichtlich der Abfallbehandlungskapazitäten aus. Das nach dem 31.5.2003 veranschlagte Behandlungskapazitätsdefizit von anfänglich ca. 7-8 Mio. Mg/a erfordert die Entwicklung einer geeigneten Strategie zum Umgang mit dieser Situation. Diese kann verhängnisvollerweise augenblicklich kaum offen diskutiert werden, da Überlegungen auf der gesetzgeberischen Seite, die eine „Aufweichung“ des Termines 1.6.2005 in Betracht zögen, eine negative Signalwirkung auf die notwendigen Bemühungen zur zügigen Schaffung der erforderlichen Behandlungskapazitäten hätten. Im Rahmen einer wissenschaftlichen Arbeit können und müssen solche Betrachtungen jedoch angestellt werden. Als große Unsicherheit wirken sich die EuGH-Urteile aus dem Frühjahr 2003 (EuGH, 2003) aus, die letztendlich unter dem Namen Verwertung den Export erheblicher Gewerbeabfallmengen in das Ausland erlauben. In welchem Umfang davon Gebrauch gemacht werden wird, ist derzeit noch nicht abschätzbar. Es ist jedoch nicht völlig auszuschließen, dass auf diesem Wege sogar das Behandlungskapazitätsdefizit ausgeglichen werden kann. Der umweltbelastende Ferntransport der Abfälle in fragwürdige Verwertungsformen dürfte jedoch ökologisch einer Ablagerung von unbehandelten Abfällen auf verordnungskonformen DK-II-Deponien kaum vorzuziehen sein.

Wie sich bei der Erhebung der Daten gezeigt hat, gibt es große Defizite bei der Zusammenführung und zeitnahen, zentralen Auswertung und allgemein Verfügbarmachung abfallwirtschaftlicher Daten, die sowohl der Gesetzgeber als auch die wirtschaftlich Handelnden für ihre Entscheidungen dringend benötigen.

Aus der geschilderten Situation lassen sich in Abhängigkeit von den Zuständigkeiten in gesetzgeberischer und regionaler Hinsicht für den Bund, die Länder und die öffentlich-rechtlichen Entsorger folgende Empfehlungen ableiten:

Auf Bundesebene:

- Klärung, wie der ab 01.06.2005 erkennbare, deutliche Mangel an Behandlungskapazitäten kompensiert werden soll, z.B.:
 - Änderung der AbfAbIV (z. B. hohe Deponieabgabe, kombiniert mit einer Verlängerung der Befristungen für Ausnahmegenehmigungen nach § 6 AbfAbIV, s. SRU-Gutachten 2002)
 - Erschließung anderer Entsorgungswege
 - Verwertung im Ausland

- langfristige Zwischenlagerung
- Mechanische Aufbereitung (und anschließende Verwertung von Teilströmen im Ausland bzw. langfristige Zwischenlagerung)
- Vermeidung von Änderungen des geltenden Rechts, die eine Verlagerung von bisher verwertbaren Abfallströmen in die Beseitigung zur Folge hätten, da der Mangel an Behandlungskapazitäten weiter verschärft würde.
- Jährliche Erarbeitung und zentrale Bündelung von vereinheitlichten, aussagefähigen und schnell verfügbaren Statistiken zu Siedlungsabfallmengen und Deponiekapazitäten (bundesweite Auswertung der Siedlungsabfallbilanzen)

Auf Landesebene:

- Länderübergreifende Harmonisierung der Siedlungsabfallbilanzen
- Vollzug der Schließung nicht verordnungskonformer Deponien; in diesem Zusammenhang
 - Fortschreibung der Abfallwirtschaftspläne
 - Präzisierung der Daten bzgl. Deponiebestand und Deponiebedarf
- Schonung der Ressource Deponieraum aufgrund weiterhin bestehenden Bedarfs durch Erarbeitung von Entscheidungsgrundlagen für die Deponiebetreiber für
 - die zunächst vorrangige Verfüllung künftig (2005 / 2009) zu schließender Deponien und
 - die vorübergehende Stilllegung (temp. Oberflächenabdichtung?) von Deponien in Regionen mit großer Deponiekapazität.

Für die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger

- Kurzfristige Umsetzung von Konzepten zur erforderlichen Abfallvorbehandlung bis zum 01.06.2005.
- Regionale Deponie-Verbundkonzepte
 - Deponieschließungskonzepte mit vorrangiger Verfüllung der bis 2005/2009 zu schließenden Deponien

4.4 Zusammenfassende Darstellung der Bedeutung von MBA und MBA-Deponien in der künftigen Abfallwirtschaft

Wie in Bild 3-6 erkennbar und in Bild 4-6 nochmals dargestellt ist, werden im Jahr 2010 voraussichtlich 23,8 Mio. Mg / a Abfallbehandlungskapazität in MVA und 5,5 Mio. Mg / a in MBA zur Verfügung stehen (bei 100% Auslastung, die real nutzbare Kapazität liegt niedriger [siehe Kapitel 4]).

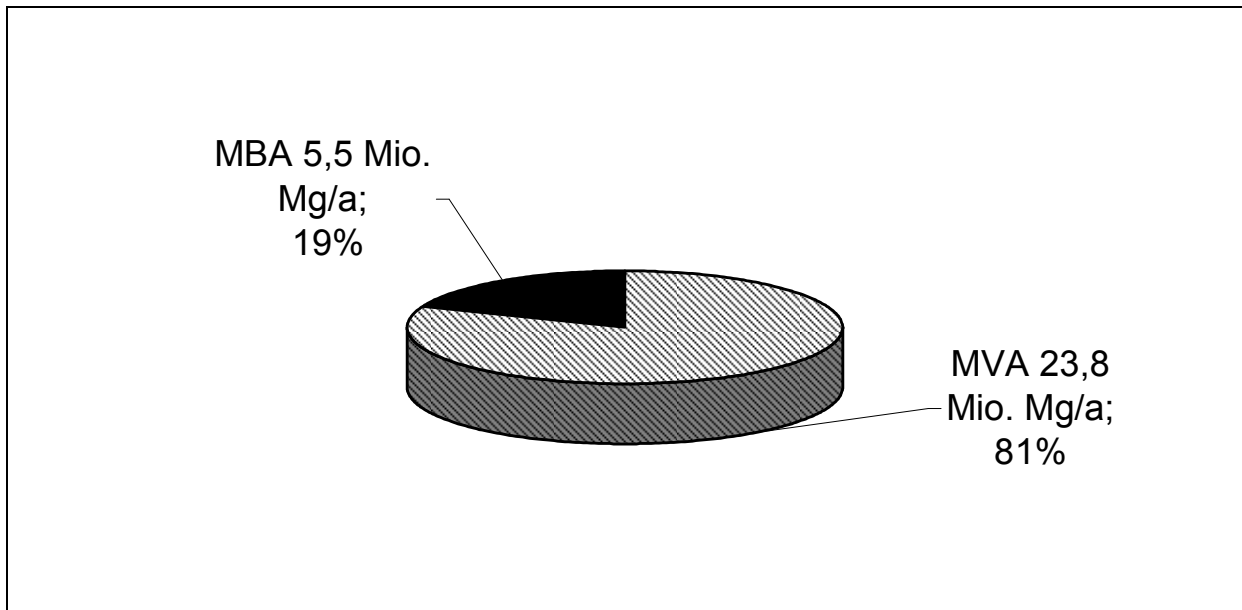


Bild 4-6: Voraussichtliche Restabfallbehandlungskapazitäten im Jahr 2010 (Angaben in % als Gew.-% der gesamten Jahresmenge)

Im Vergleich zur MVA hat die MBA zwar nur einen deutlich geringeren Anteil an der behandelten Abfallmenge, hinsichtlich des Anteils an der behandelten, abzulagernden Abfallmasse ist die Situation jedoch völlig anders. Entsprechend der Prognose in Kapitel 4 werden im Jahr 2010 folgende Mengen auf Klasse 2 Deponien abgelagert sein (Bild 4-7):

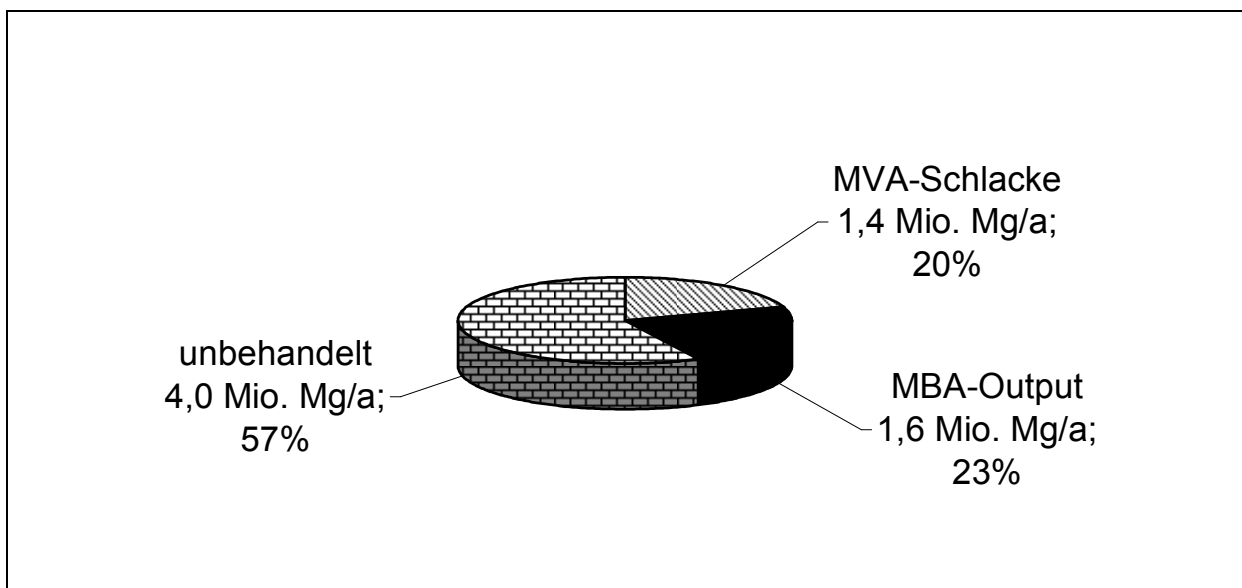


Bild 4-7: Voraussichtliche Menge und Behandlung 2010 auf DK-II Deponien abgelagerter Abfälle (Angaben % als Gew.-% der ges. Jahresmenge)

Mechanisch-biologisch behandelte Abfälle stellen also künftig einen wesentlichen Anteil der insgesamt abzulagernden und mehr als die Hälfte der behandelten Abfälle zur Ablagerung. Entsprechend groß ist die Bedeutung fundierter Erkenntnisse über das Ablagerungsverhalten mechanisch-biologisch behandelter Abfälle.

Die erhebliche Menge unbehandelt ablagerbarer Abfälle schafft einen großen Spielraum für die Verwertung von Abfällen (innerhalb des Abdichtungssystemes) für den Betrieb von MBA Deponien (Wegebau zu den Abkipfstellen, Dränlagen, Stützdämme etc.). Allerdings wird in Zusammenhang mit den Deponiestilllegungen im Jahr 2005 zunächst auch ein erheblicher Bedarf an solchen Abfällen für den Bau von Ausgleichsschichten und zur Profilierung von Deponiekörpern bestehen.

5 Behandlungsziele und Verfahren der MBA vor der Ablagerung

5.1 Behandlungsziele, rechtliche Grundlagen und Grenzwerte

5.1.1 Behandlungsziele

Ziel der MBA ist die Ausschleusung von verwertbaren Bestandteilen aus den zur Beseitigung gesammelten oder angelieferten Abfällen und eine weitgehende Inertisierung (zur Emissionsminderung) des abzulagernden Abfallstromes. Sondervarianten sehen nur eine (biologische) Trocknung als Vorbereitung für die energetische Verwertung in Verbindung mit der Ausschleusung von stofflich verwertbaren Bestandteilen vor. Da diese Anlagen kaum abzulagerndes Material erzeugen, werden sie im Folgenden nicht berücksichtigt.

5.1.2 Rechtliche Grundlagen und Grenzwerte für das abzulagernde Material

Anforderungen für MBA-Output gem. Abfallablagerversordnung (AbfAbIV):

- Ablagerung auf Deponien, die die Anforderungen der Deponieklasse II einhalten (§3,1)
- Einhaltung der Zuordnungswerte nach Anhang 2 AbfAbIV für Deponieklasse II (Auszug siehe Tabelle 5-1);
- Deponiegas ist zu fassen oder es wird nachgewiesen, dass keine wesentl. Deponiegasbildung erfolgt und dieses im Oberflächenabdichtungssystem oxidiert wird (§3, 1 Nr. 2).
- Reduzierung der Einbaufäche auf das im Einbaubetrieb geringst mögliche Maß (mögl. ≤ 5 % der ges. Ablagerungsfläche), (Anhang 3, Nr. 1);
- arbeitstägliche Profilierung des Einbaubereiches mit 5-10 % Gefälle, Glättung der Einbauoberfläche; Abdeckung mit wasserundurchlässigem Material (Anhang 3, Nr. 2);
- hochverdichteter Dünnschichteinbau bei Proktorwassergehalt; Nachweis je 5000 Mg eingebauter Abfall (Anhang 3, Nr. 3).

Tabelle 5-1: Grenzwerte für abzulagernden MBA-Output gem. AbfAbIV (Auszug)

Nr.	Parameter	Grenzwert (Output MBA)
2	Organischer Anteil des Trockenrückstandes der Originalsubstanz ²⁾ bestimmt als TOC	≤ 18 Massen-%
4.03	TOC im Eluat	≤ 250 mg/l
5	Atmungsaktivität (AT ₄)	≤ 5 mg O ₂ /g TS
	Gasbildungsrate (GB ₂₁)	20 NL / gTS
6	Oberer Heizwert H _o ²⁾	≤ 6.000 kJ/kg

¹⁾ AT₄ und GB₂₁ können alternativ angewandt werden

²⁾ 2 kann gleichwertig zu 6 angewandt werden

Die übrigen Grenzwerte unterscheiden sich nicht von den Anforderungen an andersartig vorbehandelte oder unbehandelt auf DK-II-Deponien ablagerbare Abfälle.

5.2 Eingangsmaterialien

Für die Behandlung in MBA vor der Ablagerung kommen im gegenwärtigen abfallwirtschaftlichen System (getrennte Erfassung und Aufbereitung vieler Abfallarten) im wesentlichen Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle sowie ggf. Teilfraktionen aus der Sperrmüllsammmlung in Betracht. Darüber hinaus können auch geeignete (zumindest teilweise biologisch abbaubare) produktionspezifische Abfälle in die Behandlung einbezogen werden.

5.3 Behandlungsstufen

5.3.1 Vorbemerkung

Endrotte-MBAs umfassen mindestens zwei Behandlungsstufen: Eine mechanische Behandlung, in der die Abfälle für die nachfolgende biologische Behandlung vorbereitet werden und die biologische Behandlung selbst, die dem Abbau organischer Substanz dient.

Nachfolgend wird nur auf MBAs eingegangen, die weitgehend oder vollständig in der Lage sind, die künftig einzuhaltenden gesetzlichen Anforderungen zu erfüllen und den derzeit gängigen Anlagenkonzepten entsprechen.

5.3.2 Mechanische Behandlung

5.3.2.1 Mechanische Behandlung vor der biologischen Stufe

Die mechanische Behandlung vor der biologischen Stufe hat folgende Aufgaben:

- Ausschleusung und / oder Aufbereitung (Zerkleinerung) von Störstoffen,
- Ausschleusung heizwertreicher Abfallfraktionen für die energetische Verwertung,
- Abscheidung von Stoffgruppen zur werkstofflichen Verwertung (Metalle) und
- Aufschluss und Homogenisierung der Abfallbestandteile für die biologische Behandlung.

Die Ausschleusung von Störstoffen erfolgt im Allgemeinen auf Grundlage visueller Kontrolle mit einem Polypgreifer. Die Störstoffe werden augenblicklich meist unbehandelt direkt deponiert, sofern es sich nicht um fehlgeleitete Sonderabfälle handelt. Die ab dem 1.6.2005 nicht mehr direkt ablagerbaren Bestandteile müssen dann in geeigneten Verwertungseinrichtungen zugeführt werden (z.B. Teppichbodenrecyclinganlagen) oder mittels sehr leistungsfähiger Zerkleinerer für die Aufgabe in die MBA vorbereitet werden.

Die Ausschleusung heizwertreicher Abfallfraktionen erfolgt überwiegend als Absiebung der Grobfraktion. Die verwendeten Siebschnitte liegen zwischen 80 und 150 mm. Mitunter wird die Grobfraktion nach ihrer Absiebung zerkleinert und erneut einer Siebung zugeführt. In Einzelfällen findet zusätzlich eine Windsichtung statt. Für den Abtransport wird die heizwertreiche Fraktion in Ballenpressen oder Presscontainern komprimiert.

Fe-Metalle werden durch Magnetabscheider (Überbandmagneten) aus dem Abfallstrom entnommen. Bei der Positionierung der Magneten muss ein Kompromiss zwischen Ausschleusungsgrad und Reinheit der gewonnenen Fraktion gefunden werden. Je dichter der Magnet über dem Förderstrom ist, desto kleinere Metallteile werden abgeschieden. Gleichzeitig werden aber auch mehr Fremdstoffe mitgerissen. Für die Abscheidung einer möglichst „sauberen“ Fe-Fraktion bei gleichzeitig hohem Abscheidegrad ist daher eine sorgfältige Ermittlung / Einstellung der geeigneten Spaltbreite zwischen Überbandmagnet und dem Förderband notwendig. Nicht-Fe-Metalle können durch Wirbelstromabscheider gewonnen werden, darauf wird jedoch auch in aktuellen MBA-Konzepten überwiegend verzichtet. Bereits die Fe-Metalle sind nach Angaben der Betreiber nur schwer zu vermarkten. Voraussetzung für eine bessere Vermarktung ist eine weitergehende Aufbereitung, die eine höhere Materialreinheit gewährleistet.

In den meisten Anlagen ist eine Zerkleinerung der Gewerbeabfälle vor der Aufgabe auf das eingangsseitige Sieb vorgesehen. Diese erzeugt eine für die biologische Behandlung besser geeignete Stückigkeit der Abfälle und schließt die Abfälle durch Schaffung zusätzlicher Oberflächen besser für die biologische Behandlung auf.

Nach der Siebung werden ggf. getrennte Hausmüll- und Gewerbeabfalllinien zusammengeführt und z.B. in einer Homogenisiertrommel vermengt und bewässert.

5.3.2.2 Mechanische Behandlung nach der biologischen Stufe

Die ab dem 1.6.2005 geltenden gesetzlichen Grenzwerte (s. Abschnitt 5.1.2) für den oberen Heizwert und den TOC werden nur in Ausnahmefällen ohne Nachbehandlung des Outputs aus der biologischen Stufe einhaltbar sein (s. Abschnitt 6.3.2.2). Die Nachbehandlung kann in Form einer zusätzlichen, feineren Absiebung (Siebschnitt 40 - 60 mm oder noch feiner) des Anlagenoutputs oder durch Windsichtung erfolgen. Erfahrungen liegen hierzu nur bei der Absiebung vor.

5.3.3 Biologische Behandlung

5.3.3.1 Aerobe Behandlung

Am weitesten verbreitet und bisher Bestandteil aller MBAs ist die aerobe biologische Behandlung (Rotte). Langfristig von Bedeutung sind zwei verschiedene Bauformen:

- Großflächige Hallenrotte mit Tafelmieten
- Tunnelrotte

Bei der Hallenrotte ist der größte Teil der Rottehalle mit einer durchgehenden Tafelmiete belegt, die eine Höhe von max. 2,5 m hat. Um einen effizienten und möglichst gleichmäßigen Abbau zu erreichen, wird das Material regelmäßig mit einem Mietenwender umgesetzt. Rottehallen haben baulich bedingt ein relativ großes Volumen, was bei üblichen Luftwechselraten zu einer hohen, zu behandelnden Abluftmenge führt. Eine gezielte und **präzise** Steuerung der Rotte in verschiedenen alten Mietensegmenten ist nur begrenzt und bei Saugbelüftung möglich, da sonst die Abluftströme, nicht getrennt messtechnisch erfasst werden können. Diese liefern

aber über den Sauerstoff- oder CO₂-Gehalt und die Temperatur für die Rottesteuerung sehr wichtige Informationen.

Bei der Tunnelrotte erfolgt die biologische Behandlung in vielen, getrennten, lang gestreckten, allseits geschlossenen, containerartigen Tunneln. In jedem Tunnel ist gleich altes Material, so dass Belüftung und Bewässerung optimal an den Bedarf angepasst werden können. Da die Rottetunnel schmal sind (keine gewölbten Dachkonstruktionen notwendig; Wegflächen für Begehung entfallen zusätzlich) kommen sie mit einer geringen Bauhöhe aus, die im Wesentlichen durch die Mietenhöhe (max. ca. 2,5 m) und das Umsetzverfahren bestimmt wird. Entsprechend gering ist das auszutauschende Luftvolumen. Der Luftwechsel kann außer vor den Ein- und Austragsvorgängen völlig am Bedarf für den Behandlungsprozess orientiert werden, da niemand den Tunnel betritt. Die Umsetzung des Rottegutes erfolgt durch Entleeren des Tunnels und ist im Vergleich zur Hallenrotte aufwendig. Für die Tunnelrotte ist ein baulich höherer Aufwand als für eine Hallenrotte erforderlich.

Die Rotte kann in zwei Stufen unterteilt werden, die sich häufig auch in unterschiedlicher Konstruktion und Ausstattung der Rotteeinrichtung widerspiegeln:

1. Die Intensivrotte
2. Die Nachrotte

Die Intensivrotte erfolgt aktiv belüftet und hat in Abhängigkeit von der Anlagenkonzeption eine Dauer von 2 bis 4 Wochen. Die 30. BImSchV schreibt vor, dass die (Intensiv)rotte mindestens bis zu einem AT₄ des Rottegutes von < 20 mg O₂ / g TS gekapselt durchzuführen ist. Rottetunnel sind daher für die Intensivrotte besonders geeignet. Aus den in Abschnitt 5.4 dargestellten Behandlungsdauern ergibt sich, dass für die gekapselte Intensivrotte künftig nicht unter 4 Wochen Behandlungsdauer veranschlagt werden sollten. In der Intensivrotte findet der Hauptanteil des organischen Massenabbaues statt. Proportional dazu wird (bei ordnungsgemäßem, aerobem Ablauf der Rotte) auch der größte Teil der gasförmigen Emissionen in diesem Zeitraum emittiert (Doedens, Kühle-Weidemeier, 2003a).

In der Nachrotte ist der Stoffumsatz deutlich geringer / langsamer, so dass Belüftung und Umsetzhäufigkeit reduziert werden können. Auf Antrag kann bei der Nachrotte auf eine Kapselung verzichtet werden. Diese Rahmenbedingungen sprechen für eine kostengünstige Durchführung der Nachrotte als Hallenrotte.

5.3.3.2 Anaerobe Behandlung

In einigen Anlagen wird die aerobe Behandlung mit einer anaeroben Behandlung (Vergärung) kombiniert, bei der energetisch verwertbares Methangas entsteht. Dabei ist zwischen zwei Verfahrenswegen zu unterscheiden:

1. Vollstromvergärung
2. Teilstromvergärung

Bei der Vollstromvergärung wird der gesamte biologisch zu behandelnde Abfallstrom vergoren. Dieses stellt besonders hohe Anforderungen an die mechanische Ausführung der Vergärungs-

stufe und die Entwässerung am Prozessende. Dafür wird aber auch das Methanproduktionspotential des gesamten Abfallstromes genutzt.

Bei Teilstromvergärung wird nur die Feinfraktion (z.B. < 40 mm) vergoren, während der (größere) Rest des Materials, der viele anaerob schlecht abbaubare Substanzen enthält, direkt in die aerobe Behandlung geführt wird. Nach der Teilstromvergärung wird das Gärgut mit dem nicht vergorenen Eintrag in die biologische Behandlung vermischt und gemeinsam mit diesem gerottet. Eine nennenswerte Entwässerung des Gärgutes ist dafür nicht nötig, da die Abfälle im angelieferten Zustand ohnehin ein Feuchtigkeitsdefizit für den Rotteprozess haben.

Die intensiven mechanischen Einwirkungen (pumpen, rühren etc.) auf die Abfälle in der Vergärung wirken sich auch auf die mechanischen Eigenschaften des Outputs aus. Das vollstromvergorene Material, das bei Versuchen auf der Deponie Lahe eingesetzt wurde (s. Abschnitt 6.2.2.3), unterschied sich durch eine sehr faserige, beinahe torfige Struktur von rein aerob behandelten Abfällen. Es ist allerdings noch nicht beurteilbar, ob diese Materialstruktur nur bei dem speziellen eingesetzten Verfahren (Valorga-Verfahren) entsteht und in wie weit sie durch die abweichende Herkunft der Abfälle aus einem Land mit geringer Trennung der Abfälle (Frankreich) bedingt ist.

Aus Emissionsgründen muss das anaerob behandelte Material vor der Ablagerung aerob nachbehandelt werden. Die Aerobisierung schließt üblicherweise eine Rotte ein, die in geringem Umfang (wenig Wärmeproduktion in dem behandelten Material) auch zur ergänzenden Trocknung des Vergärungoutputs eingesetzt werden kann. Ein Hersteller arbeitet an einem Verfahren, das im Endzustand mit Hilfe einer Nassoxydation ohne Nachrotte sowie ohne hohen Energieaufwand für die Trocknung auskommen soll. Augenblicklich sind aber noch eine Nachrotte sowie ein erheblicher thermischer Energieaufwand zur Trocknung des Outputs unerlässlich.

5.4 Behandlungsdauer

Die Zuordnungswerte der AbfAbIV können nur mit langen Behandlungszeiten (AT_4 , GB_{21} und $TOC_{E_{uat}}$) und hohem mechanischen Aufbereitungsgrad (Heizwert und TOC_{TS}) (Soyez et al., 2000; Doedens et al., 2000) eingehalten werden.

Bei Versuchen im technischen Maßstab (jeweils ca. 25 Mg behandelter Abfall) im Auftrag der Abfallwirtschaftsgesellschaft des LK Schaumburg (AWS) in einem in Zusammenarbeit mit zwischen dem ISAH und der Fa. Horstmann optimierten Versuchsrottetunnel der Fa. Horstmann ließen sich mit Abfällen aus dem Landkreis Schaumburg die in Bild 5-1 dargestellten Behandlungszeiten realisieren (bei ca. 4-5-wöchiger Intensivrotte und ca. 8-wöchiger, passiv belüfteter, überdachter Nachrotte). In Abhängigkeit vom Anlageninput und der Effizienz des Behandlungsverfahrens können in anderen Anlagen auch deutlich abweichende Behandlungszeiten notwendig sein. Aus Gründen der Gewährleistung ist bei der Auslegung von Anlagen zu beachten, dass nicht mittlere Behandlungsdauern, sondern die ungünstigsten Werte zzgl. eines Sicherheitsaufschlages zugrunde gelegt werden.

Wochen	Intensivrotte (Tunnel)					Nachrotte (passiv belüftet, überdacht im Freien)								
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
AT ₄ < 20 mg O ₂ / gTS														
AT ₄ < 5 mg O ₂ / gTS														
GB ₂₁ < 20 NL / kgTS														
TOCEluat < 250 mg / L														
TOC Feststoff < 18 %														
Ho < 6000 kJ / kg														
						In der Vollfraktion nicht immer erreichbar								
Wochen	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13

Bild 5-1: Beispiel für die Variation notwendiger Verweilzeiten in der biologischen Behandlung bei störungsfreiem Betrieb mit kurzer Intensivrotte in einer aeroben MBA (Versuche LK Schaumburg)

Tendenziell ist der Grenzwert für den GB₂₁ eher zu erreichen als derjenige für den AT₄. Gleiches gilt für den TOC im Vergleich zum Heizwert. Heizwert und TOC unterliegen nach Ende der Intensivrotte keinem nennenswerten Rückgang mehr, da der darin enthaltene, abbaubare organische Anteil entsprechend dem exponentiellen Verlauf der Abbaukurve weitgehend abgebaut ist, während der nicht abbaubare Organikanteil (Kunststoffe) erhalten bleibt. Dieser lässt sich z.B. durch eine weitere Siebung nach Rotteende reduzieren. Diese Siebung dürfte im Regelfall notwendig sein und führt zu einem MBA-Output mit veränderten geomechanischen Eigenschaften. Der geeignete Siebschnitt ist anlagenspezifisch zu ermitteln. Bei entsprechend heizwertarmem Eingangsmaterial in die biologische Behandlung besteht auch die Chance, die Grenzwerte für TOC im Feststoff und Heizwert ohne Absiebung nach der Rotte zu erreichen.

5.5 Verhältnisse der grenzwertrelevanten Parameter zueinander

Ein Teil der grenzwertrelevanten Parameter kann alternativ zueinander eingesetzt werden (s. Tabelle 5-1). Daher ist die Frage von Bedeutung, ob und wenn ja in welchem Verhältnis die alternativ anwendbaren Parameter zueinander stehen. Daraus lässt sich mit Rückblick auf die Grenzwerttabelle schließen, welcher Alternativparameter während des Behandlungsprozesses früher erreicht wird. Ggf. besteht Potential, durch Auswahl des „günstigeren“ Alternativparameters die notwendige Behandlungsdauer und damit auch die Behandlungskosten zu verringern.

Für die Eigenüberwachung des Anlagenbetreibers stellt sich außerdem die Frage, ob alle grenzwertrelevanten Parameter gleich häufig überwacht werden müssen, oder ob auch eine Auswahl weniger Leitparameter und ggf. geeigneter, nicht grenzwertbehafteter Parameter für die Routinekontrolle des Behandlungserfolges ausreichend ist. Am Beispiel der begleitenden Analysen von 5 großtechnischen, über einen Zeitraum von ca. 1,5 Jahren verteilten MBA-Pilotversuchen im Landkreis Schaumburg wurden die Messwertverhältnisse unter zusätzlicher Einbeziehung einfacher oder kostengünstiger zu bestimmender Parameter untersucht.

Die in Tabelle 5-2 aufgeführten Verhältnisse gelten für die Restabfallzusammensetzung im Versuchszeitraum im Landkreis Schaumburg und sind nicht unbedingt 1:1 auf die Gegeben-

heiten andernorts zu übertragen. Da diese Parameter jedoch überall von den gleichen Stoffgruppen bestimmt werden, sollten sie zumindest als „Faustzahl“ geeignet sein.

Tabelle 5-2: Verhältnisse (linear) von Kontrollparametern der mechanisch-biologischen Behandlung bei Versuchen im LK Schaumburg (aerobe Behandlung)

Verglichene Parameter	Verhältnis (alle Analysen)	Standard- abweichung abs.	Standard- abweichung rel.	Anzahl Proben	Verhältnis Fricke et al., 1999	Verhältnis Grenzwerte AbfAbIV
Ho, wf [kJ/kg] / GV [%TS]	205	23,7	11,5 %	62		
TOC [%TS] / GV [%TS]	0,52	0,048	9,2 %	62		
Ho, wf [kJ/kg] / Hu, wf [kJ/kg]	1,07	0,006	0,5 %	23		
Ho, wf [kJ/kg] / TOC [%TS]	398	33,0	8,3 %	61		333
AT ₄ [mgO ₂ /gTS] / GB ₂₁ [NL/kg]	0,48	0,77	159,1 %	55	0,37	0,25
CSB _{EI} . [mg/L] / TOC _{EI} . [mg/L]	2,87	0,28	9,9 %	79	2,6 (+50mg/L)	
TOC _{EI} . [mg/L] / AT ₄ [mgO ₂ /gTS]	20,9	11,78	56,3 %	78	60	(50)*

*Der TOC im Eluat ist kein gesetzl. Alternativparameter zum AT₄

GV = Glühverlust; wf = wasserfrei; Ho = oberer Heizwert; Hu = unterer Heizwert

Die Messwertverhältnisse wurden über die Gesamtzahl der Analysen berechnet. Wie die Trendlinien und die Detaildarstellungen der Analysen im niedrigen Messwertbereich in Bild 5-2 und Bild 5-3 zeigen, wird eine lineare Beziehung über den gesamten Messwertbereich der Realität allerdings nicht immer ganz gerecht.

Heizwert, Glühverlust (GV) und TOC im Feststoff zeigen mit einer Standardabweichung von ca. 10 % eine sehr gute Korrelation untereinander (siehe auch Bild 5-2). Im Bereich der Eigenüberwachung bietet sich daher der einfach zu bestimmende Glühverlust an, für den aufgrund der größeren analysierbaren Probemenge auch weniger Zerkleinerungsaufwand (< 1 mm im Vergleich zu < 0,2 mm) notwendig ist. Wie schon in Abschnitt 5.4 beschrieben, ist der Grenzwert für den TOC im Feststoff tendenziell leichter zu erreichen als derjenige für den oberen Heizwert.

Das Verhältnis von oberem Heizwert zu TOC im Feststoff wird durch eine nicht lineare Funktion etwas besser beschrieben (s. Bild 5-2). Das könnte darauf zurückzuführen sein, dass hohe Heizwerte nur mit (sehr heizwertreichen) Kunststoffen im Abfall zu erreichen sind. Die Proben mit niedrigem Heizwert stammen aus feineren Siebfraktionen, die einen niedrigeren Heizwert haben und bei denen ggf. ein höherer Anteil des TOC aus heizwertärmerer Organik (Holzstückchen o.ä.) stammt. Dazu passt ins Bild, dass dem Rotteinput die (holzreiche) Fraktion < 40 mm aus der Sperrmüllaufbereitung zugesetzt wurde.

Die vom Anteil der abbaubaren Organik maßgeblich beeinflussten Parameter AT₄, GB₂₁ und TOC im Eluat haben zwar eine einheitliche Trendrichtung (s. Bild 5-3), aufgrund der hohen

Standardabweichung (s. Tabelle 5-2) ist aber auf Basis der betrachteten Analysen kein genaues Verhältnis der Größen zueinander definierbar. Beim Verhältnis AT_4 zu GB_{21} dürfte dies vor allem auf Probleme bei der Bestimmung des GB_{21} zurückzuführen sein. Während der AT_4 rottebegleitend sehr plausible Abbaukurven (Kinetik 1. Ordnung) ergab, zeigte der GB_{21} ein teilweise sprunghaftes Verhalten, obwohl die Analytik von zwei erfahrenen Labors durchgeführt wurde. Aus diesem Grund und auch wegen der viel kürzeren Analysezeit, ist der AT_4 der eindeutig geeignetere Parameter zur Verlaufskontrolle des Abbauprozesses. Wie bereits in Abschnitt 5.4 dargestellt, wurde bei den MBA-Pilotversuchen der Grenzwert für den GB_{21} deutlich vor dem AT_4 -Grenzwert erreicht.

In Bild 5-3 ist erkennbar, dass eine nicht lineare Funktion das Verhältnis zwischen AT_4 und GB_{21} zwar über den gesamten Wertebereich schlechter als eine (lineare) Regressionsgerade, beschreibt, die nicht lineare Funktion hat aber im niedrigen Wertebereich einen deutlich „passenderen“ Verlauf. Die Ursache ist darin zu sehen, dass die verbleibende, abbaubare Organik in den weitgehend stabilisierten Proben aus der Nachrotte in einem höheren Maße aus Substanzen besteht, die anaerob kaum abgebaut werden (z.B. Lignin).

Deutlich besser ist die Korrelation zwischen AT_4 und TOC im Eluat, aber bei einer Standardabweichung von 56 % ist sie für mehr als eine grobe Trendaussage nicht zu gebrauchen. Da, wie in Abschnitt 5.4 gezeigt wurde, der Ablagerungsgrenzwert für den AT_4 deutlich nach demjenigen für den TOC im Eluat erreicht wurde, reicht bei der Eigenüberwachung die Bestimmung des AT_4 für die Beurteilung der biologischen Behandlung aus. Dieses sollte jedoch Anlagenspezifisch durch einige Testanalysen überprüft werden. Wie auch im Deponiesickerwasser und bei Stabilisierungsuntersuchungen an Restabfall (Doedens et al. 1997), liegt zwischen CSB und TOC im Eluat eine sehr enge Korrelation vor, so dass bei der Eigenüberwachung der CSB analysiert werden kann, da für diesen Parameter ein besonders preisgünstiger und bewährter Küvettentest vorliegt. Es gibt zwar auch einen Küvettentest für den TOC, dieser ist aber wesentlich teurer und hat sich in diesem Anwendungsbereich nach Erfahrung des Autors nicht so gut bewährt.

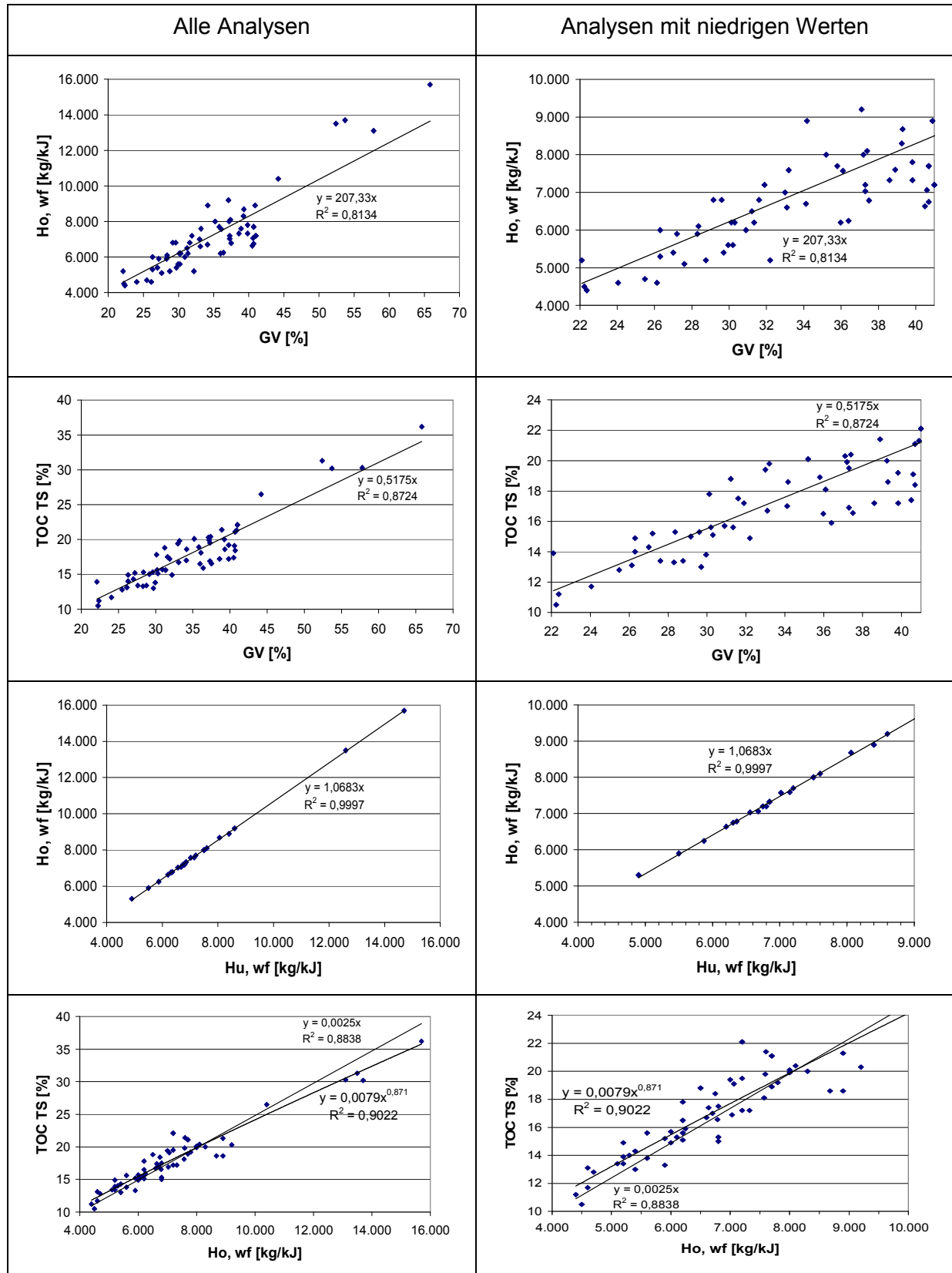


Bild 5-2: Korrelation der von heizwertreichen Abfallbestandteilen stark beeinflussten Parameter

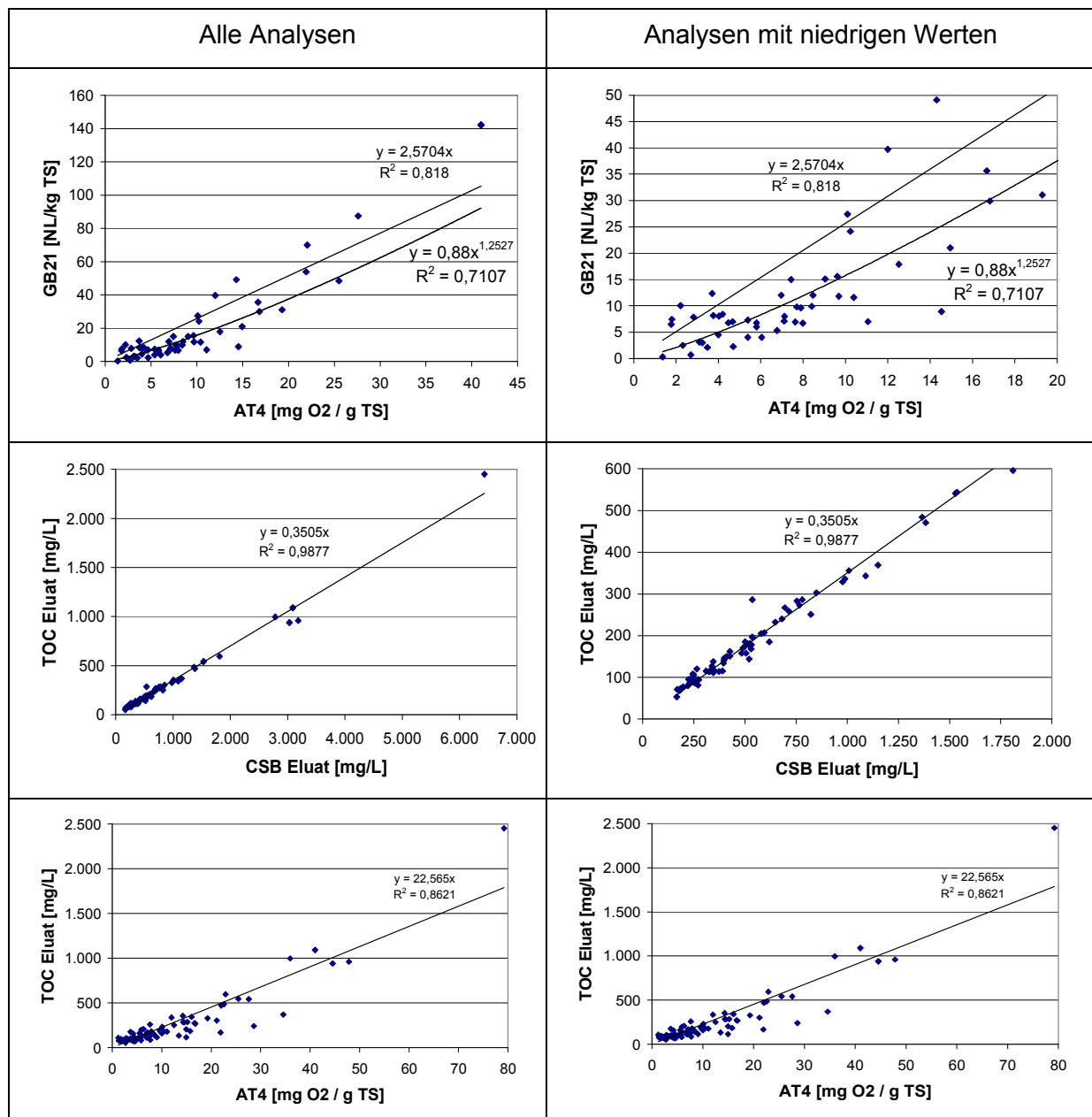


Bild 5-3: Korrelation der von biologisch abbaubaren Abfallbestandteilen stark beeinflussten Parameter

Fricke et al. (1999) haben den Zusammenhang zwischen AT_4 und GB_{21} , AT_4 und TOC_{Eluat} sowie TOC_{Eluat} und CSB_{Eluat} untersucht (Bild 5-4). Für die teilweise erheblich streuenden Korrelationen geben sie die in Tabelle 5-2 eingetragenen Messwertverhältnisse an.

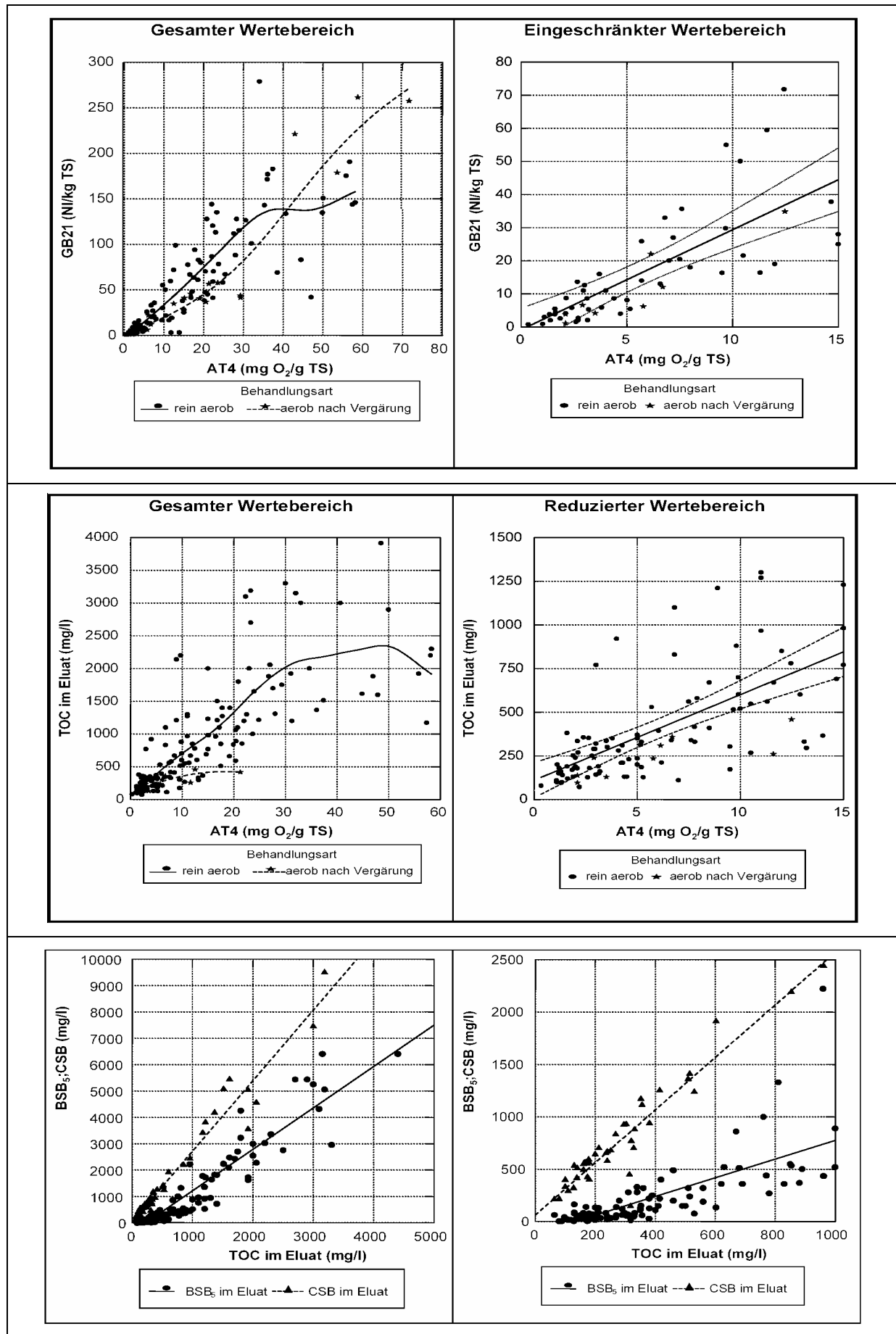


Bild 5-4: Parameterkorrelationen in Fricke et al. (1999)

Mit Ausnahme des CSB/TOC-Verhältnisses weichen die von Fricke et al. (1999) aufgeführten Parameterverhältnisse deutlich von den an den Abfällen aus dem Landkreis Schaumburg ermittelten Relationen ab. Ob dies auf Unterschiede in der Abfallzusammensetzung oder auf die Handhabung der Analytik zurückzuführen ist, kann nicht abschließend beantwortet werden.

5.6 Stoffströme aus der MBA

Unterschiedliche Anlagenkonzeptionen, Behandlungsziele und Herkünfte der Abfälle führen zu deutlichen Unterschieden hinsichtlich des Anteils der einzelnen Stoffströme am Gesamtausstoß der MBAs. In Bild 5-5 und Bild 5-6 ist die Stoffstrombilanz aktueller Anlagen und zweier Versuche dargestellt. Die Daten stammen aus folgenden Quellen:

MBA Bassum, Lüneburg, Wiefels: Doedens et. al., 2000.

MBA Erbenschwang: Hertel et. al., 2001.

MBA-Versuch Nordhessen: Doedens, Kühle-Weidemeier, 2000.

MBA-Versuch LK SHG: Doedens, Kühle-Weidemeier, 2001.

Bei der Konzeption der MBA Erbenschwang stand die Minderung der Geruchsemissionen aus den abzulagernden Abfällen im Vordergrund. Die Ausschleusung einer heizwertreichen Fraktion war nicht von nennenswerter Bedeutung. Daher wird dort im Vergleich zu den übrigen Anlagen ein sehr hoher Anteil der eingebrachten Abfälle abgelagert. Hinzu kommt, dass das Material direkt nach der Intensivrotte mit einem AT_4 von ca. 20 mg O_2 / g TS abgelagert wird und somit auch ein geringerer Rotteverlust eintritt.

Der hohe Ablagerungsanteil bei der MBA Lüneburg ist darauf zurückzuführen, dass bisher ein Drittel des Anlageninputs nur zerkleinert und dann direkt auf einem nicht der MBA zugeordneten Deponieabschnitt abgelagert wird.

Bei der MBA-Wiefels führt der relativ grobe eingangsseitige Siebschnitt von 120 mm zu dem hohen Ablagerungsanteil. Der angegebene Rotteverlust von 27 % ist nicht nachvollziehbar und dürfte auf einen Fehler bei der Bilanzierung der Anlage zurückzuführen sein.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die beschriebenen Anlagen vor Inkrafttreten der AbfAbIV gebaut wurden und sie augenblicklich noch keinen ordnungskonformen Output produzieren.

Die MBA-Versuche sowie die MBA Bassum (Nachabsiebung nur im Versuchsbetrieb) verfügen als einzige Anlagen über eine Absiebung nach der Rotte. Entsprechend anders ist die Verteilung der Stoffströme. Die MBA Bassum arbeitet mit einem relativ feinen eingangsseitigen Siebschnitt von 80 mm. In Verbindung des bei dieser Anlage verhältnismäßig hohen Gewerbeabfallanteils am Input führt dies zu einer hohen Massenausschleusung in die heizwertreiche Fraktion. Auffällig ist auch der hohe Störstoffanteil. Möglicherweise resultiert dies aus einer nicht bei allen Anlagen identisch vorgenommenen Bilanzierung. Abfälle, die schon augenscheinlich nicht für die mechanische Behandlungsstufe geeignet sind, werden häufig gar nicht erst zur Aufgabe der MBA gefahren sondern direkt deponiert (bis 2005 möglich). Im Landkreis Schaumburg liegt dieser Anteil bei ca. 10 bis 20 % der angelieferten Abfälle.

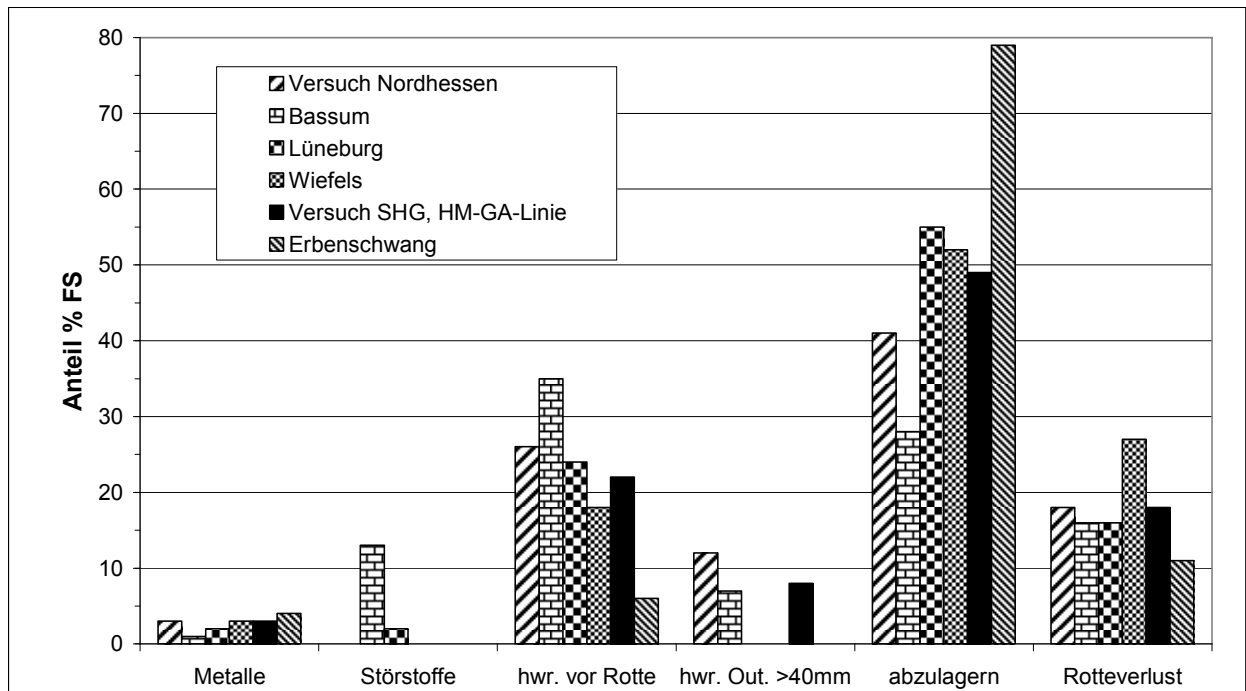


Bild 5-5: Vergleich einzelner Stoffströme aus MBA und großtechnischen Versuchen (hwr. Out > 40 mm bezeichnet das Überkorn aus einer Absiebung nach der Rotte)

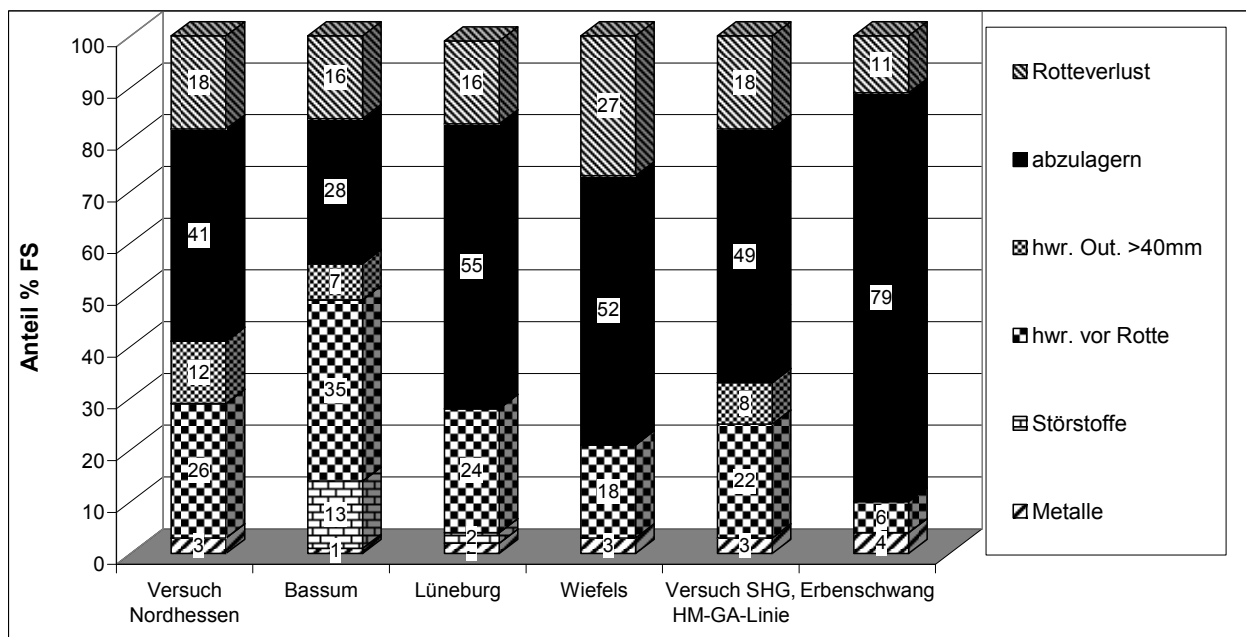


Bild 5-6: Stoffstrombilanz verschiedener MBA und MBA-Versuche im Vergleich (Lüneburg, Wiefels und Erbschwang noch nicht verordnungskonform)

In Bild 5-7 ist die Darstellung auf die Anlagen mit Absiebung nach der Rotte reduziert. Der vergleichsweise hohe Ablagerungsanteil im Versuch SHG ist auf den groben Eingangssiebschnitt von 150 mm und die Zerkleinerung der kompletten Fraktion 80 – 150 mm zurückzuführen. Zwar wurde dieses Material zusätzlich windgesichtet, so dass eine hohe Ausschleusung heizwertreicher Folien und Papiere gewährleistet war, aber gleichzeitig wurde auch die (sinnvolle)

Einbeziehung schwerer, grobstückiger Abfälle (ein Großteil der Windeln) in die biologische Behandlung ermöglicht.

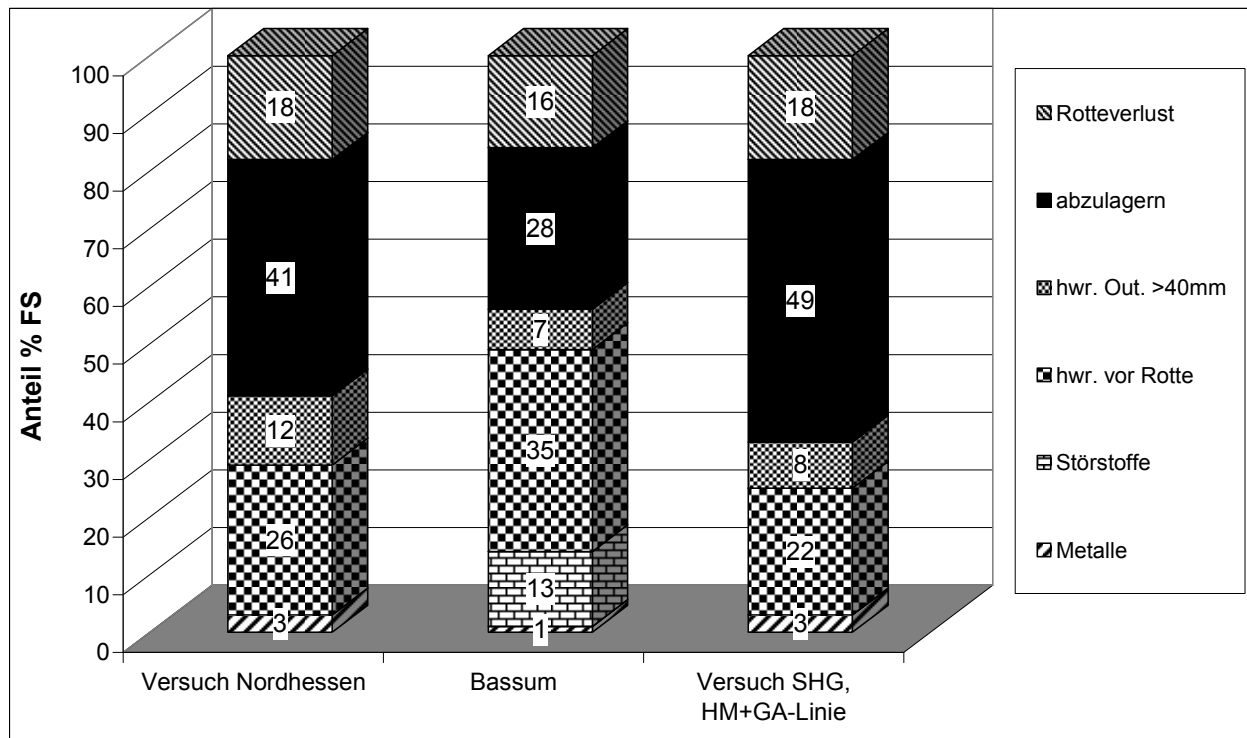


Bild 5-7: Stoffstromvergleich der Anlagen mit zusätzlicher Absiebung nach der Rotte (abzulagernde Fraktion verordnungskonform [in Bassum erfolgte die Absiebung nach der Rotte nur vorübergehend])

5.7 Vorbemerkungen zu Auswirkungen der Behandlung auf die Ablagerungseigenschaften

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung hat gravierende Auswirkungen auf die Ablagerungseigenschaften der Abfälle. Das betrifft sowohl die geomechanischen Eigenschaften als auch das Emissionspotential und damit das Emissionsverhalten auf der Deponie.

Durch die mechanische Behandlung werden die großstückigen Abfallbestandteile entzogen oder zerkleinert. Auch mechanische Beanspruchungen während der biologischen Behandlung und ggf. auch der Stoffumsatz bewirken in geringerem Maße eine weitere Zerkleinerung oder Strukturänderung des Materials. Als Ergebnis hat der MBA-Output eine wesentlich feinere und homogenere Kornstruktur als unbehandelter Abfall. Unter mechanischen Gesichtspunkten findet also eine gewisse Annäherung an die Eigenschaften natürlicher Böden statt. Dadurch lassen sich die geomechanischen und hydraulischen Eigenschaften des MBA-Outputs wesentlich besser mit den klassischen Untersuchungsmethoden der Bodenmechanik beschreiben als bei unbehandelten Abfällen. Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung erfasst den gesamten zu behandelnden Abfallstrom und erzeugt sozusagen ein vereinheitlichtes „qualitätsgesichertes“ Produkt. Dieses unterscheidet die Abbauvorgänge in der MBA fundamental von den Prozessen in einer Deponie, da dort die Prozessbedingungen sehr unterschiedlich sind und erhebliche Teile der Deponie häufig nicht oder nur in verhältnismäßig geringem Umfang einer Degradation ausgesetzt sind (z.B. trockene Deponiehorizonte).

6 Geomechanische und hydraulische Eigenschaften des MBA-Outputs

6.1 Einleitung

Die Ermittlung und Bewertung der geomechanischen Eigenschaften der abzulagernden Abfälle im Rahmen einer qualifizierten Standsicherheitsberechnung sind für die dauerhafte Standsicherheit des Bauwerkes Deponie von grundlegender Bedeutung. Auch die langfristige Beibehaltung oder Veränderung dieser Eigenschaften ist (sofern möglich) zu berücksichtigen. Maßgeblich ist vor allem das Scher- und Verformungsverhalten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass sich dieses Verhalten bei MBA-Output aufgrund seiner geringen Durchlässigkeit unter hoher Auflast in der Deponie vom Verhalten unter im Erdbau üblichen Versuchseinstellungen im Prüfgerät unterscheidet.

Die geomechanischen Eigenschaften sind nach Jessberger et al. (1990) abhängig von

- Abfallart und –zusammensetzung,
- Korngrößenverteilung,
- Wassergehalt,
- Gehalt an Organik,
- Einbaudichte.

Durch ihre Struktur haben Siedlungsabfälle ein anderes Last-Verformungsverhalten als Böden. Böden haben üblicherweise eine homogen isotrope Struktur und ihre Kornbestandteile selbst sind als inkompressibel anzusehen. Hausmüll hat einen heterogenen Haufwerkscharakter und die einzelnen Abfallbestandteile besitzen unterschiedliche Festigkeiten, Kompressibilitäten und Zeitbeständigkeiten. Im Abfall enthaltene Bestandteile wie Plastikfolien, Textilien etc. sind mit ihrer Aufnahmefähigkeit von Zugkräften ein dem Boden fehlendes Element (Jessberger et al., 1990).

Durch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung werden die maximale Korngröße, der Anteil bewehrender Bestandteile und die Heterogenität des abzulagernden Materials vermindert, so dass sich die geomechanischen Eigenschaften im Vergleich zu unbehandelten Abfällen deutlich besser mit Methoden der klassischen Bodenmechanik beschreiben lassen.

6.2 Datenquellen

6.2.1 Literatur

Auf die bestehende Fachliteratur wird in den Abschnitten zu den einzelnen Parametern eingegangen.

6.2.2 Eigene Untersuchungen

6.2.2.1 Vorbemerkung

Eigene Untersuchungen zu den geomechanischen und hydraulischen Eigenschaften wurden im Rahmen von zwei Aufträgen durchgeführt:

Im Auftrag der Abfallwirtschaft des Landkreises Schaumburg (AWS) wurde das Material aus 2 großtechnischen, aeroben MBA-Pilotversuchen in die Fraktionen 0 – 20, 0 – 40 sowie 0 – 60 mm abgesiebt und auf seine Eigenschaften untersucht. Die untersuchten Fraktionen hielten die Anforderungen gem. Anhang 2 AbfAbIV vollständig ein. Dieses Material dürfte daher (unter Berücksichtigung der anlagen- und abfallspezifischen Variationen) dem ab 1.6.2005 aus aeroben MBA abzulagernden Output entsprechen. An den Siebfraktionen wurden ausschließlich Laborversuche durchgeführt. Die Versuchsergebnisse sind in Doedens, Kühle-Weidemeier (2003a) dokumentiert.

Im Rahmen eines Auftrages durch den Abfallwirtschaftsbetrieb (AWB) Hannover (jetzt Teil des aha Region Hannover) zur Konzeption der Ablagerung von MBA-Output auf der Deponie Lahe wurden auf dem dortigen Gelände auch zwei Testfelder errichtet, an denen Untersuchungen zur Verdichtbarkeit, der Wasserdurchlässigkeit und zum Oberflächenabfluss durchgeführt wurden. Die Versuchsergebnisse sind in Doedens, Kühle-Weidemeier (2002a) dokumentiert.

Bei dem verwendeten Material handelt es sich um Output der Abfallvergärungsanlage in Amiens (Frankreich) die nach dem Valorga-Verfahren arbeitet, das auch für die biologische Stufe der MBA Hannover vorgesehen war. Die vergorenen Abfälle wurden in einem von der Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen (IGW) betreuten Versuch ca. 17 Wochen nachgerottet, um weitgehend die Anforderungen der AbfAbIV zu erfüllen und das Material zu aerobisieren.

Proben aus dem auch für die Testfelder verwendeten Material wurden im Geotechnischen Büro (GB) Prof. Düllmann detailliert auf ihre geomechanischen Eigenschaften untersucht. Da es sich um ein Gemeinschaftsprojekt mit ISAH und IGW handelte und die Ergebnisse mit den Untersuchungen an den Testfeldern ineinander greifen, werden die Ergebnisse Düllmanns (Düllmann, 2002) nicht in den Abschnitten zur Literatur, sondern im Rahmen der eigenen Untersuchungen dargestellt, aber entsprechend gekennzeichnet.

6.2.2.2 Untersuchung von jeweils 3 Siebfraktionen aus 2 MBA-Pilotversuchen im Landkreis Schaumburg

Der Anlageninput im Versuch bestand aus Hausmüll, hausmüllähnlichem Gewerbeabfall und Gewerbeabfällen < 40 mm mit sperrmüllartigem Charakter (stark holzhaltig). Die Abfälle wurden entsprechend dem Schema in Bild 6-1 unter Nutzung der vorhandenen und für die Versuche erweiterten Mechanik aufbereitet.

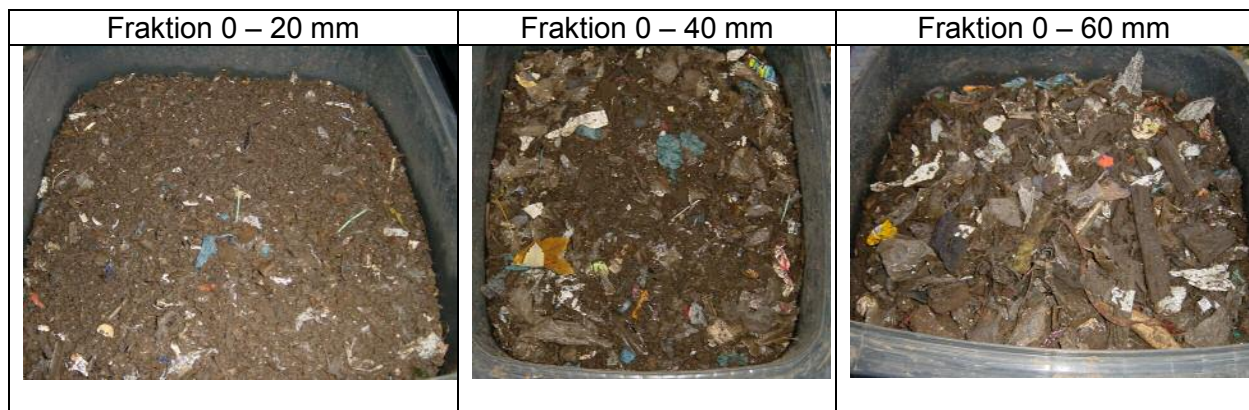


Bild 6-2: Untersuchte Siebfraktionen aus Versuch 4 (Fotos Ulrich Langer)

Tabelle 6-1 und Tabelle 6-2 zeigen die Analyseergebnisse des Rotteoutputs und der Siebfraktionen.

Tabelle 6-1: Endwerte 4. Versuch (12 Wochen Rotte)

Fraktion	[mm]	gesamt	> 60 mm	0-60 mm	0-40 mm	0-20 mm	Grenzwert
Anteil ¹⁾	Gew.% FS	100	9	91	79	57	AbfAbIV
WG	[% FS]	36,6	30,9	33,9	35,1	38,1	für Einbau opt. Proktorwassergehalt
GV	[% TS]	24,1	57,8	23,2	22,3	22,4	
AT₄	[mgO ₂ /gTS]	1,8	7,7	2,0	1,7	1,4	5,0
CSB Eluat	[mg/l]		256	194	190	198	
TOC Eluat	[mg/l]		86	72	70	77	250
GB₂₁	[NL/kgTS]	1,4	9,8	0,9	0,4	0,3	20,0
Heizwert TS	Ho,wf [kJ/kg]	4.600	13.100	4.738	4.427	4.400	6.000
TOC TS	[Gew.% TS]	11,7	30,3	11,5	11,0	11,2	18,0

¹⁾ Anteil der Fraktion an der Gesamtprobe.

Tabelle 6-2: Endwerte 5. Versuch (12 Wochen Rotte)

Fraktion	[mm]	gesamt	> 60 mm	0-60 mm	0-40 mm	0-20 mm	Grenzwert
Anteil ¹⁾	Gew.% FS	100	9	91	80	59	AbfAbIV
WG	[% FS]	35,5	35,8	37,5	37,5	40,9	für Einbau opt. Proktorwassergehalt
GV	[% TS]	29,6	53,7	28,0	25,7	27,0	
AT₄	[mgO ₂ /gTS]	3,8	6,8	1,9	1,5	1,2	5,0
CSB Eluat	[mg/l]	245	345	234	230	245	
TOC Eluat	[mg/l]	102	138	102	99	108	250
GB₂₁	[NL/kgTS]	10,7	5,3	1,1	0,7	0,5	20,0
Heizwert TS	Ho,wf [kJ/kg]	6.800	13.700	5.960	5.348	5400	6.000
TOC TS	[Gew.-% TS]	15,3	30,2	15,7	14,2	14,3	18,0

¹⁾ Anteil der Fraktion an der Gesamtprobe.

6.2.2.3 Testfelder auf dem Gelände der Deponie Lahe (aha [ehem. AWB] Hannover)

Behandlung und Kennwerte des eingebauten Materials

Anlageninput und Behandlung in der MBA Amiens (Frankreich) sind in Bild 6-3 dargestellt.

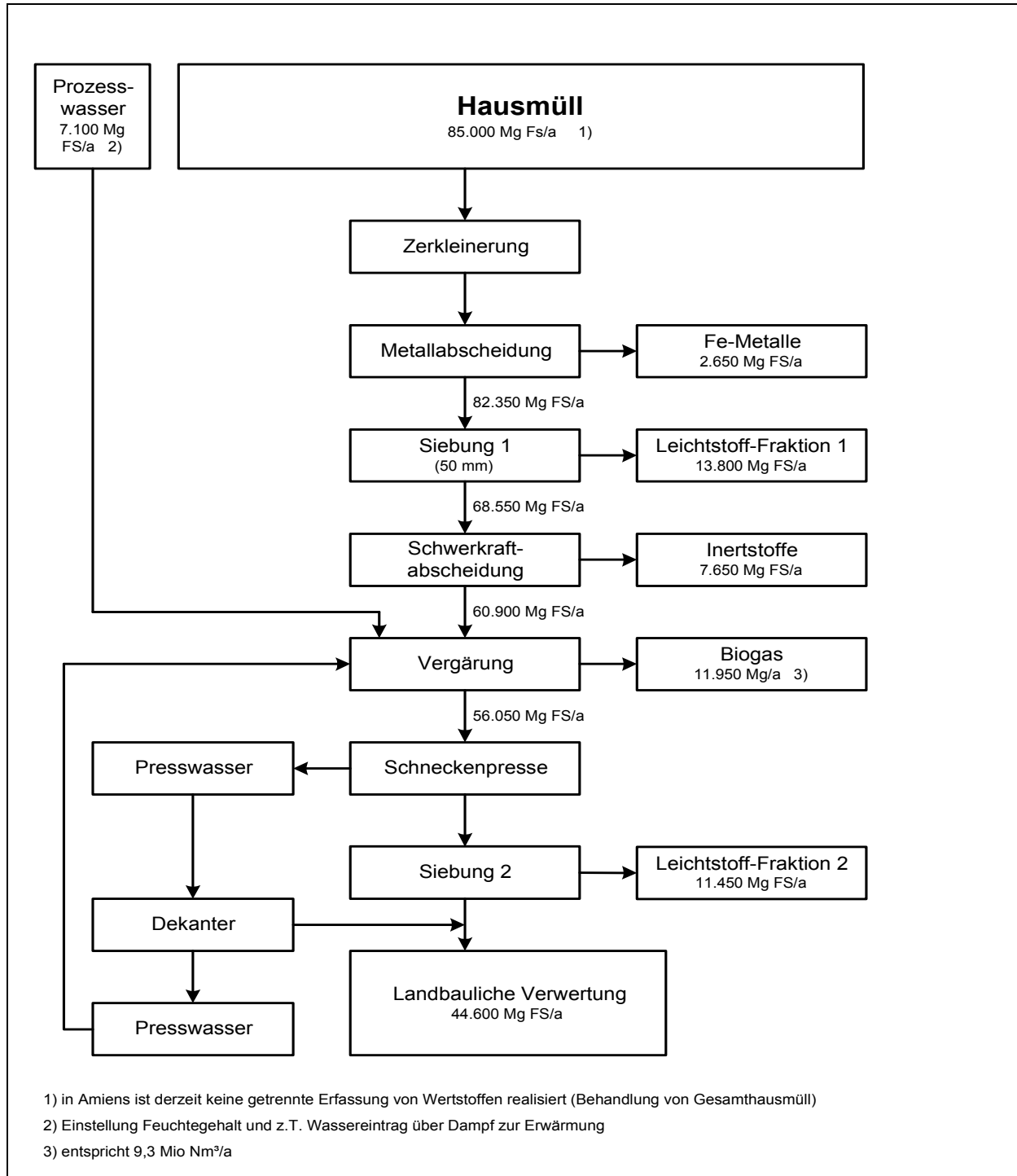


Bild 6-3: Verfahrensschema und Massenflussdiagramm der MBA Amiens (IGW, 2001)

Der Anlagenoutput (Kasten „landbauliche Verwertung“) wurde 17 Wochen (aktiv belüftet) nachgerottet. Aufgrund der fehlenden Abfalltrennung in Frankreich war der Rotteoutput sehr kunststoffhaltig. Zur Absenkung des Heizwertes wurde am Rotteende eine Absiebung auf

< 30 mm vorgenommen. Aufgrund des hohen Kunststoffanteiles kam ein gröberer Siebschnitt unter der Zielsetzung, auch ein hinsichtlich des Heizwertes möglichst ordnungskonformes Material zu erzeugen, nicht in Frage. Das Material in den Testfeldern unterschied sich optisch deutlich von vergleichbaren Siebfraktionen aus den Versuchen im Landkreis Schaumburg und hatte einen beinahe torfigen Charakter. Wesentlichen Anteil daran dürfte die Auffaserung von Abfallbestandteilen durch die intensive mechanische Beanspruchung in den Behandlungsstufen der MBA Amiens haben.

Tabelle 6-3 zeigt die Analyseergebnisse des in die Testfelder eingebauten Materials und einige am Material vor der Nachabsiebung ermittelte Werte (Fraktion 0 – 50 mm). Abgesehen vom oberen Heizwert werden die Anforderungen gem. AbfAbIV erfüllt. Angesichts des hohen Heizwertes (der schon durch die augenscheinlichen Materialeigenschaften zu erwarten war) ist allerdings die gem. Analyse vorliegende Einhaltung des TOC in der Festsubstanz fragwürdig. Dieses wird durch die in Tabelle 5-2 und Bild 5-2 dargestellten, ungefähren Relationen zwischen den Parametern bei Restabfällen unterstrichen. Das Material kam sehr trocken aus der Nachrotte und wurde daher mit einem sehr niedrigen Wassergehalt von ca. 30 % (FS) in die Testfelder eingebaut.

Tabelle 6-3: Kennwerte Versuchsmaterial Testfelder Hannover (Vergärung + 17 Wochen Nachrotte), eingebaut wurde die Fraktion 0-30 mm

Fraktion	[mm]	0 – 30 mm	0 – 30 mm	0 – 30 mm	0 – 50 mm	Grenzwert
Analyse	Labor	IGW	ISAH	GB Düllmann	IGW	AbfAbIV
WG	[% FS]	35,3	30	31	35	für Einbau opt. Proktorwassergehalt
GV	[% TS]	37,8		44	39	
AT₄	[mgO ₂ /gTS]	0,5	3,6			5,0
CSB Eluat	[mg/l]					
TOC Eluat	[mg/l]	114				250
GB₂₁	[NL/kgTS]				8	20,0
Heizwert TS	Ho,wf [kJ/kg]	> 8.800			10.000	6.000
TOC TS	[Gew.% TS]	15,2				18,0
Schüttdichte	kg / L FS			0,39	0,55 – 0,6	

Aufbau der Testfelder

Um den Aufwand für den sehr langen Materialtransport möglichst gering zu halten und aufgrund begrenzter Kapazitäten für die (Nach)rotte des anaerob behandelten Materials, wurden hinsichtlich der Testfeldgröße und –beschaffenheit einige Kompromisse eingegangen. Im Interesse einer möglichst geringen MBA-Outputmenge mussten abweichend von der Vorgehensweise beim Versuchsfeldbau gem. GDA-Empfehlung E3-13 (DGGT, 1997) die Anrampungen und seitlichen Böschungen aus Fremdmaterial (örtlich vorhandenes Mineralgemisch) bestehen. Die Böschungsneigungen sind an die veränderten Gegebenheiten angepasst (versteilert). Außerdem musste eine reduzierte Breite der Testfelder in Kauf genommen werden.

Im Interesse kontrollierbarer Versuchsbedingungen wurden die Testfelder außerhalb des Deponekörpers auf vorverdichtetem Untergrund errichtet. Auf Messrohre für Setzungs- / Verformungsmessungen des Untergrundes wurde angesichts des „festen“ Untergrundes aus Kostengründen verzichtet. Das Planum der Versuchsfelder wurde mit einem Längsgefälle von 6% hergestellt.

Bedingt durch Quarantänebestimmungen wegen eines Ausbruchs der Maul- und Klauenseuche konnte nur die Hälfte der vorgesehenen Abfallmenge geliefert werden. Entsprechend war eine weitere Verkleinerung der geplanten Versuchsfelder notwendig. Das aus MBA-Material bestehende Feld erhielt jeweils eine Fläche von 9 x 6 m. Bild 6-4 zeigt die Ausführungszeichnung für das Testfeld. Beim Bau wurde die westliche Böschung abweichend von dieser Zeichnung als Plateau mit einer steilen Böschung ausgeführt.

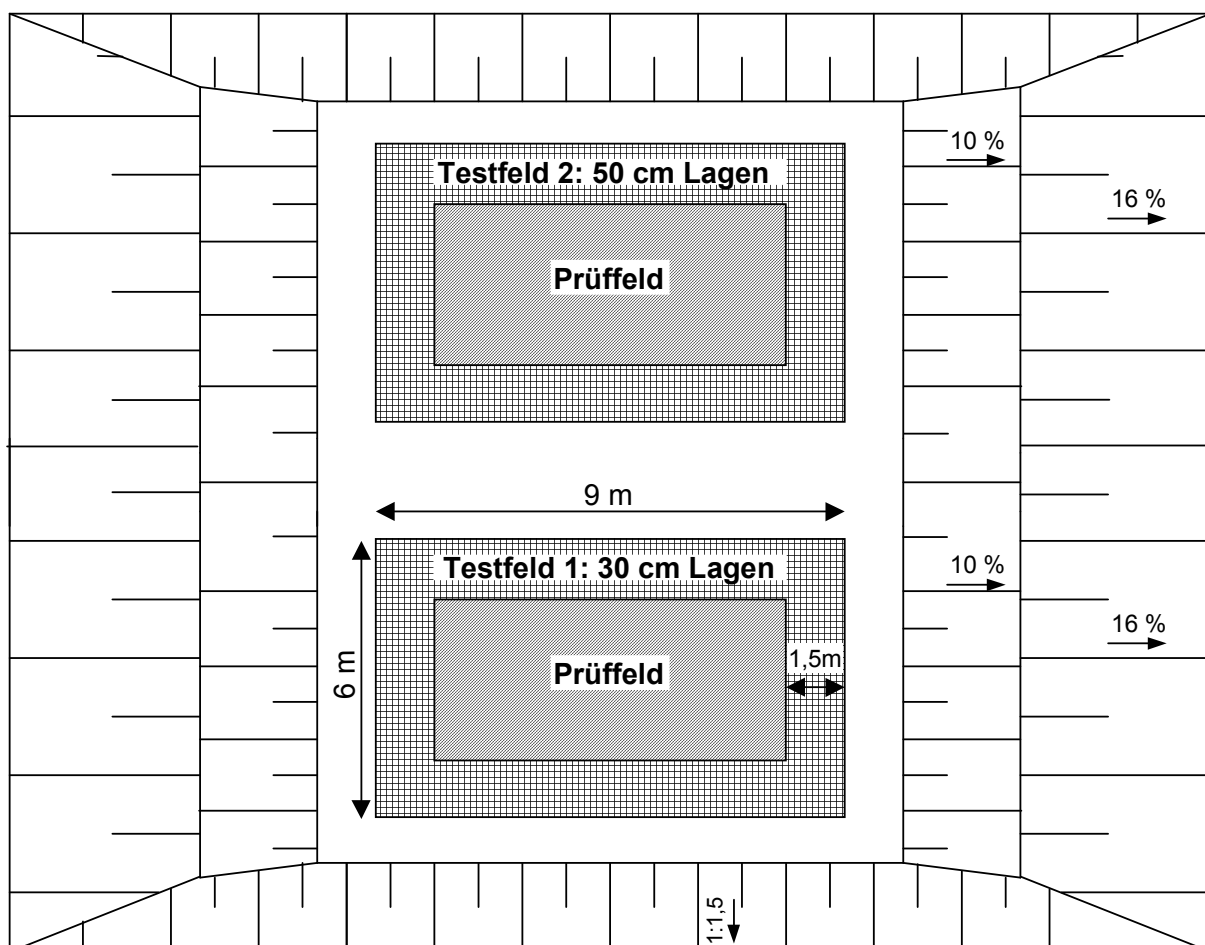


Bild 6-4 Ausführungszeichnung für den Bau der Versuchsfelder (ohne Maßstab)

Begriffsdefinition: Versuchsfeld = Testfeld aus MBA-Material inkl. Böschungen aus mineralischem Material; Testfeld = der aus MBA-Material bestehende Teil des Versuchsfeldes; Prüffeld = Kernbereich des Testfeldes.

Materialeinbau und Geräteauswahl

Folgende Verdichtungsgeräte standen zur Verfügung:

Tabelle 6-4: Eingesetzte Verdichtungsgeräte

Verdichter (BOMAG)	Gewicht	Statische Liniennlast	Bandage	Einstellung der Vibrationsintensität
BW 216 PDH-3	16,65 t	50,23 kg/cm	Stampffuß	manuell
BW 213 DH-3	12,65 t	33,10 kg/cm	Glattmantel	Vario-Control

Mit Ausnahme einer Lage erfolgte die Verdichtung mit der Stampffußwalze lagenweise wechselnd dynamisch / statisch (Tabelle 6-5), um herauszufinden, ob durch die dynamische Verdichtung ein höhere Einbaudichte erzielt werden kann. Eine Lage (siehe Bild 6-8) wurde dynamisch mit der Glattmantelwalze verdichtet, die über das Variocontrolsyste verfügt, das die Vibrationsintensität während der Überfahrt automatisch optimiert auf die aktuellen Untergrundverhältnisse einstellt.



Bild 6-5: Glattmantelwalze und unverdichtete Lage (Feld 2)

Tabelle 6-5: Kennzahlen der Versuchsfelder

	Versuchsfeld 1	Versuchsfeld 2
Abmessungen des Testfeldes	9 x 6 m	
Abmessungen des Prüffeldes	6 x 3 m	
Gefälle in Längsrichtung	6 %	
Anzahl der Lagen	8	5
Lagenstärke vor Verdichtung	0,3 m	0,5 m
statisch verdichtete Lagen	1, 3, 5, 7	2, 4
Dynamisch verdichtete Lagen	2, 4, 6, 8	1, 3, 5
Beregnung (oberste Lage)	Starkregen	geplant: schwacher Regen ausgeführt: Starkregen

Der Abfalleinbau erfolgte in 8 (Feld 1) bzw. 5 Lagen (Feld 2), die vor ihrer Verdichtung eine Mächtigkeit von jeweils 0,3 / 0,5 m hatten. Das Aufbringen und Verteilen des Materials vor der Verdichtung erfolgte mittels Hydraulikbagger, so dass das Material beim Auftragen nicht überfahren werden musste. Die Höhe der Schichtoberkante wurde vom Baggerfahrer nur durch Orientierung an um das Feld gespannten Maurerschnüren eingestellt. Das Verdichtungsgerät überfuhr das Testfeld im bahnenweisen Wechsel zwischen Vorwärts- und Rückwärtsfahrt (s-förmig). Der Spurversatz erfolgte außerhalb des Testfeldes.



Bild 6-6: Verdichtete Lage, im Hintergrund Stampffußwalze



Bild 6-7: Großaufnahme des eingebauten Materials, Kugelschreiber als Maßstab

Untersuchungen zur Bestimmung des Verdichtungserfolges

Vermessung

Durch die Vermessung der Abfalloberkante während der Verdichtungsüberfahrt mit Hilfe eines auf dem Verdichtungsgerät mitfahrenden GPS hoher Genauigkeit, sollte ursprünglich die Wirksamkeit jedes einzelnen Verdichtungsüberganges sowie näherungsweise die absolute Einbaudichte ermittelt werden. Der Vorteil dieses Verfahrens liegt in der schnellen Messung, die den Materialeinbau nicht behindert / verzögert und unter Auflast erfolgt, was den Bedingungen in der Deponie näher kommt als die Vermessung einer entlasteten Oberfläche. Außerdem erhält man gleichmäßig über die Auflagefläche der Walze gemittelte Werte, so dass das Messergebnis unabhängig von der durch die StampffüÙe erzeugten Oberflächenstruktur ist. Für die Messung war ein GPS-System mit sehr hoher Auflösung vorgesehen. Vom Auftraggeber wurde aber die Entscheidung getroffen, die Vermessung manuell mit einem konventionellen Theodoliten vorzunehmen. Um die Anzahl der zu vermessenden Punkte möglichst gering zu halten, wurde ein Punktrasterabstand von 1,5 m gewählt.

Beim Einbau der ersten Lage zeigte sich, dass die manuelle Vermessung sehr zeitaufwendig ist. Da sowohl der Vermesser als auch die Verdichtungsgeräte nur maximal 3 Tage zur Verfügung standen, musste das Vermessungsprogramm gekürzt werden. Mit Ausnahme weniger Schichten (siehe Bild 6-8) wurde nur nach dem 3. und 5. Übergang vermessen. Die Mächtigkeit des frisch geschütteten Materials wurde ebenfalls nicht vermessen.

Die Lage der Messpunkte wurde mittels Peilung über außerhalb des Testfeldes aufgestellte Fluchtstangen festgelegt. Der Vermesser hatte unter den Fuß der MeÙlatte eine Scheibe mit 11,5 cm Durchmesser geschraubt, um den Einfluss kleiner Unebenheiten auszugleichen. Auswirkungen der Überfahrt mit der Stampffußbandage (Einpressung bis zu 8 cm tiefer Abdrücke und auch Auflockerungen / Aufhäufungen durch das „Herausziehen“ der StampffüÙe waren natürlich nur sehr begrenzt kompensierbar, d.h., es wurde ein Einsinken der MeÙlatte bis an die Sohle der Stollenabdrücke verhindert.

Stechzylinder

Da die seitliche Verbreiterung des Testfeldes durch die Materialverdrängung während der Überfahrten grundsätzlich nur schwer bzw. mit hohem Aufwand oder nennenswerten Ungenauigkeiten erfassbar ist und die Vermessung im Verhältnis zur Mächtigkeit der verdichteten Lage sehr hohe Ungenauigkeiten aufwies, war zur Ermittlung der erreichten Einbaudichte und zur vergleichenden Bewertung der Einbauverfahren die Entnahme von (ungestörten) Proben notwendig.

Hierzu wurden mittels Bohrgerät und Fallgewicht pro Feld und Schicht jeweils 3 Stahlstutzen (DN 125, L=250 mm) eingeschlagen und gezogen. Die Stutzen für Feld 1 wurden auf eine Länge von 150 mm gekürzt, da die aus den Vermessungsergebnissen errechneten Lagenstärken dort nur 16 – 19 cm betragen. Mit Hinblick auf das Korngrößenspektrum des Abfalls und dessen Inhomogenitäten wären Stahlstutzen mit einem größeren Durchmesser wünschenswert gewesen, hätten aber zu einem im Projekt nicht möglichen Mehraufwand geführt.

			5. Lage dynamisch	OK:	1,457 m
			Mächtigkeit (nach Verdichtung):		
			6. Übergang	Glattmantel (statisch)	0,245 m
			5. Übergang	Stampffuß	0,268 m
			4. Übergang	Stampffuß	
			3. Übergang	Stampffuß	0,296 m
			2. Übergang	Stampffuß	
			1. Übergang	Stampffuß	
8. Lage dynamisch	OK:	1,345 m			
6. Übergang	Glattmantel (statisch)	0,196 m			
5. Übergang	Stampffuß	0,209 m			
4. Übergang	Stampffuß				
3. Übergang	Stampffuß	0,223 m			
2. Übergang	Stampffuß				
1. Übergang	Stampffuß				
7. Lage statisch	OK:	1,149 m			
5. Übergang	Stampffuß	0,141 m			
4. Übergang	Stampffuß				
3. Übergang	Stampffuß	0,162 m			
2. Übergang	Stampffuß				
1. Übergang	Stampffuß				
6. Lage dynamisch	OK:	1,008 m			
5. Übergang	Stampffuß	0,119 m			
4. Übergang	Stampffuß				
3. Übergang	Stampffuß	0,122 m			
2. Übergang	Stampffuß				
1. Übergang	Stampffuß				
5. Lage statisch	OK:	0,889 m			
5. Übergang	Stampffuß	0,179 m			
4. Übergang	Stampffuß				
3. Übergang	Stampffuß	0,188 m			
2. Übergang	Stampffuß				
1. Übergang	Stampffuß				
4. Lage dynamisch	OK:	0,710 m			
(Vario-Control)					
5. Übergang	Glattmantel	0,174 m			
4. Übergang	Glattmantel				
3. Übergang	Glattmantel	0,192 m			
2. Übergang	Glattmantel				
1. Übergang	Glattmantel	0,218 m			
	Vor Verdichtung	0,285 m			
3. Lage statisch	OK:	0,537 m			
Mächtigkeit (nach Verdichtung):					
5. Übergang	Stampffuß	0,173 m			
4. Übergang	Stampffuß				
3. Übergang	Stampffuß	0,189 m			
2. Übergang	Stampffuß				
1. Übergang	Stampffuß				
2. Lage dynamisch	OK:	0,363 m			
Mächtigkeit (nach Verdichtung):					
5. Übergang	Stampffuß	0,182 m			
4. Übergang	Stampffuß				
3. Übergang	Stampffuß	0,200 m			
2. Übergang	Stampffuß				
1. Übergang	Stampffuß				
1. Lage statisch	OK:	0,181 m			
5. Übergang	Stampffuß	0,181 m			
4. Übergang	Stampffuß	0,201 m			
3. Übergang	Stampffuß	0,202 m			
2. Übergang	Stampffuß	0,205 m			
1. Übergang	Stampffuß	0,218 m			
	Vor Verdichtung	0,272 m			
			4. Lage statisch	OK:	1,212 m
			Mächtigkeit (nach Verdichtung):		
			5. Übergang	Stampffuß	0,305 m
			4. Übergang	Stampffuß	
			3. Übergang	Stampffuß	0,352 m
			2. Übergang	Stampffuß	
			1. Übergang	Stampffuß	
			3. Lage dynamisch	OK:	0,908 m
			(Vario-Control)		
			Mächtigkeit (nach Verdichtung):		
			5. Übergang	Glattmantel	0,323 m
			4. Übergang	Glattmantel	
			3. Übergang	Glattmantel	0,347 m
			2. Übergang	Glattmantel	
			1. Übergang	Glattmantel	0,394 m
				Vor Verdichtung	0,487 m
			2. Lage statisch	OK:	0,584 m
			Mächtigkeit (nach Verdichtung):		
			6. Übergang	Glattmantel	0,216 m
			5. Übergang	Stampffuß	0,242 m
			4. Übergang	Stampffuß	
			3. Übergang	Stampffuß	0,254 m
			2. Übergang	Stampffuß	
			1. Übergang	Stampffuß	
			1. Lage dynamisch	OK:	0,368 m
			Mächtigkeit (nach Verdichtung):		
			5. Übergang	Stampffuß	0,368 m
			4. Übergang	Stampffuß	0,374 m
			3. Übergang	Stampffuß	0,385 m
			2. Übergang	Stampffuß	0,401 m
			1. Übergang	Stampffuß	0,416 m
				Vor Verdichtung	0,537 m

Feld 1 (30 cm Lagen)

Feld 2 (50 cm Lagen)

Bild 6-8 Lagenstärken nach Geräteübergang (Gesamtmächtigkeit bis Planum fett)

Die Lage der Probenahmepunkte (3 pro Prüffeld) und die zu erwartende Tiefenlage der zu beprobenden Schichten wurden mit Hilfe der Vermessungsdaten ermittelt und unterliegen zwangsläufig auch deren Genauigkeit. Die Proben wurden auf Wassergehalt sowie Feucht- und Trockendichte untersucht.

Qualität und Quantität des Oberflächenabflusses

Nach Abschluss der Einbauversuche wurden die Testfelder für die Durchführung von Beregnungsversuchen vorbereitet. Dazu musste am Fuß der Testfelder eine Auffangrinne dicht an die eingebauten Abfälle angeschlossen werden. Dieses erwies sich aufgrund der Ungleichmäßigkeit und hohen Festigkeit des eingebauten Abfalls als relativ schwierig, so dass mehrere Varianten verworfen werden mussten. Schließlich wurde in die Oberfläche des eingebauten Abfalls ein flacher, schmaler Graben gezogen. In dessen Sohle wurde eine Kastenrinne so einbetoniert, dass ein guter Anschluss an das MBA-Material gegeben war (Bild 6-9).



Bild 6-9: Auffangrinne für den Oberflächenabfluss

Für die Beregnungsversuche wurden windarme Tage (gem. Wettervorhersage) gewählt und in den besonders windarmen frühen Morgenstunden (ab 4 Uhr) mit den Versuchen begonnen, um den Verwehungsverlust zu begrenzen. Jedes Feld wurde mit zwei zur Erzielung einer möglichst großen Tropfenfallhöhe (max. ca. 4 m wurden erreicht) auf Böcken montierten Regnern (Gardena Aquazoom) beregnet. Mit den Regnern im Originalzustand konnten nach Abzug von Verwehungsverlusten ca. 20 mm/h (20 L/m²*h) aufgebracht werden (Starkregen). Für den Fall eines hohen Abflussanteils wurden zusätzlich zwei Regner so umgebaut, dass mit ihnen ein Niederschlag von 6 mm/ simuliert werden konnte. Die Beregnung wurde mit Starkregen auf Testfeld 1 begonnen. Da sich dort erst nach ca. 12 Stunden Oberflächenabfluss einstellte, wurde Feld 2 ebenfalls gleich mit Starkregenintensität beregnet.



Bild 6-10: Regner und zusätzlicher Regenmesser

Die Beregnung erfolgte mit Brunnenwasser, aus dem auch eine Nullprobe entnommen und analysiert wurde. Der Oberflächenabfluss und Wasser aus auf dem Abfall entstehenden kleinen Pfützen wurden ebenfalls untersucht. Die Analyseparameter wurden mit Blick auf den Anhang 51 der AbwV und aufgrund von Vorschlägen des Auftraggebers ausgewählt.

Einen Monat später wurden die Felder ein weiteres Mal mit Starkregen bewässert. Außerhalb der regulären Arbeitszeiten konnte der Vorratsbehälter für das Beregnungswasser nicht aufgefüllt werden, so dass spätestens nach Verbrauch der 6 m³ Behälterinhalt die Bewässerung eingestellt werden musste. Dies erklärt die frühzeitige Beendigung der Beregnung im zweiten Bewässerungsversuch.

Durchlässigkeitsbeiwert

Die bei der Entnahme der Stahlstutzen entstandenen Löcher wurden mit einem Schnecken-durchmesser von 168 mm aufgebohrt und zu temporären „Grundwassermessstellen“ DN 100 ausgebaut (Bild 6-11). Zur Ermittlung der In-situ-Durchlässigkeit wurden das Institut für angewandte Hydrologie (IFAH) Garbsen mit Auffüllversuchen mit fallender Druckhöhe beauftragt. Genutzt wurde hierzu eine Anlage zur Ermittlung hydraulischer Kennwerte mittels des Slug-and-Bail-Verfahrens, bestehend aus Drucksonde, elektrischem Messdatenrechner und angeschlossenen PC. Die Anwendung des Slug-and-Bail-Verfahrens selbst war aufgrund der Randbedingungen nicht möglich. Jedoch bieten die Anlagenkomponenten die Möglichkeit, eine Slug-Phase (Absinken des Wasserspiegels) zu simulieren und so zu erfassen, dass sie mit der entsprechenden Software ausgewertet werden kann.

Vor Beginn der Messungen wurde die Umgebung der Messstellen durch Wasserzufuhr über die Messstellen aufgesättigt, damit für die Messungen ein wassergefüllter Porenraum zur Verfügung stand (für die Anwendbarkeit des Gesetzes von Darcy).

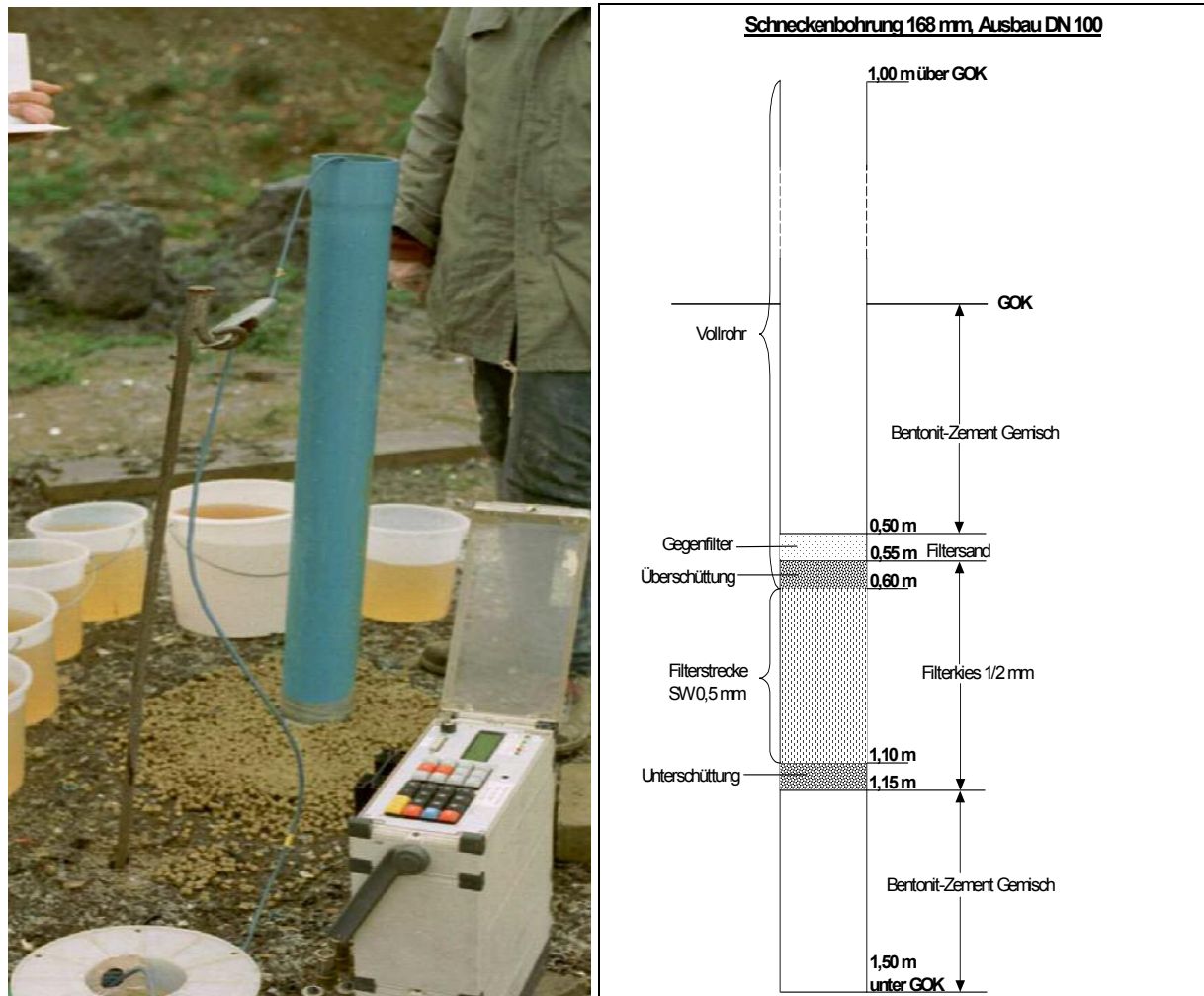


Bild 6-11: Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes und Ausbau der Messstelle

6.3 Korngrößenverteilung

6.3.1 Grundlagen und Literatur

Wie bereits in Abschnitt 5.7 dargelegt wurde, wirkt sich insbesondere die mechanische Behandlung erheblich auf die Korngrößenverteilung im Abfall und damit auch auf dessen geomechanische Eigenschaften aus. Um geomechanische Untersuchungen an MBA-Output vergleichen zu können, sollte daher mindestens das Größtkorn, möglichst aber die Korngrößenverteilung des untersuchten Materials bekannt und dokumentiert sein.

Stegmann et al. (1995) dokumentierten, wie sich der Siebschnitt in der mechanischen Behandlung auf die Zusammensetzung des Rottegutes auswirken, bzw. welche Abfälle in welchem Umfang in Abhängigkeit vom Sieblochdurchmesser ausgeschleust werden.

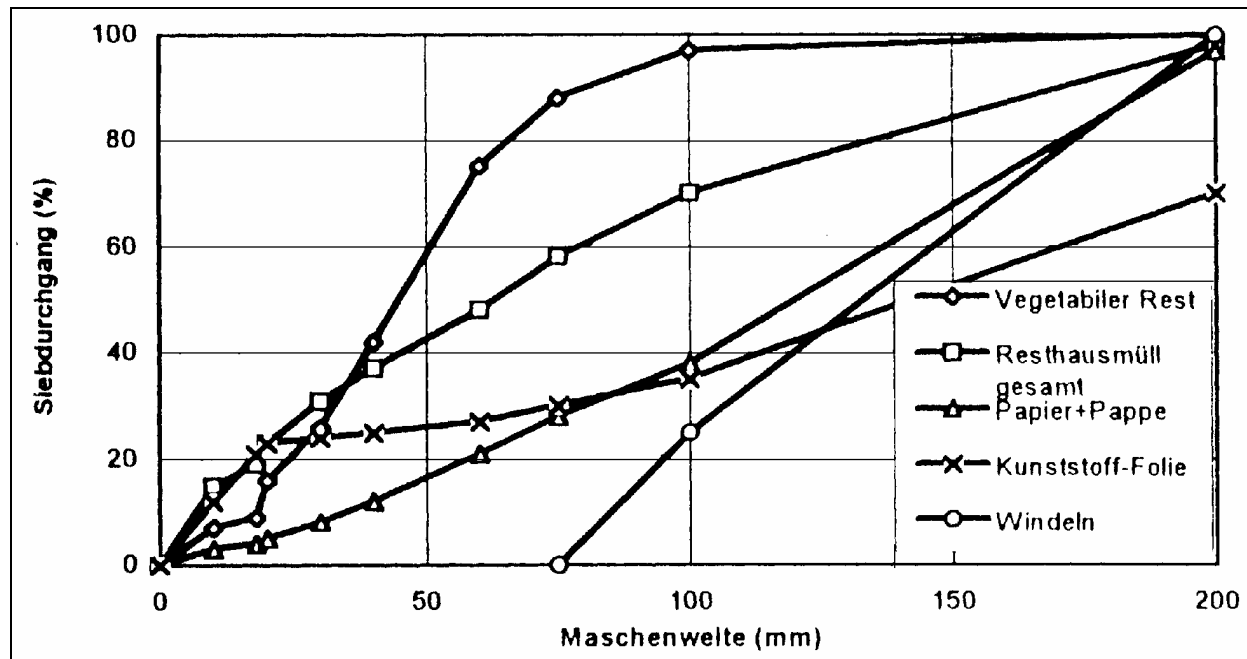


Bild 6-12: Korngrößenverteilung unterschiedlicher Abfallbestandteile (Stegmann et al., 1995)

Aus dem Diagramm wird deutlich, dass sich der Siebschnitt nicht nur auf die maximale Korngröße in der biologisch zu behandelnden Fraktion auswirkt, sondern indirekt auch in begrenztem Umfang eine Steuerung zulässt, welche Abfallgruppen in die biologisch zu behandelnde Fraktion gelangen (z.B. Kunststoffe oder Windeln). Damit kann gezielt Einfluss auf die chemischen / biologischen Eigenschaften dieser Fraktion Einfluss genommen werden.

Der Einfluss der biologischen Behandlung auf die Korngrößenverteilung wurde am Beispiel der MBA Lüneburg untersucht (Doedens et al., 2000). Bild 6-13 zeigt die Korngrößenverteilung zu Rottebeginn, nach 8 Wochen und nach 16 Wochen am Rotteende. In Bild 6-14 ist zusätzlich die Veränderung des Anteils ausgewählter Korngrößenklassen dargestellt. Es ist zu beachten, dass sich die Massenanteile in diesem Fall auf die Festsubstanz beziehen. Die Korngrößenverteilung und ihre Veränderung im Rotteverlauf lässt sich mit folgenden Punkten zusammenfassend beschreiben:

- Bereits über 85 % des Rotteinputs sind < 40 mm.
- Der bereits anfangs geringe Anteil der Fraktion > 70 mm geht von 4 auf 2 Gew.-% zurück.
- Die Fraktionen 40 – 70 und 20 – 40 mm schwanken im Rotteverlauf zwischen jeweils 10 – 15 %, dies ist möglicherweise z.T. auch durch Aggregatbildung und –auflösung sowie unterschiedlichen Zusetzungsgrad der Sieblöcher zu erklären.
- Der Massenanteil < 20 mm nimmt im Rotteverlauf von 62 % auf 75 % zu.
- Innerhalb der Fraktion < 20 mm steigt der Anteil < 10 mm deutlich an. Als Ursache dafür wird von Doedens et al. (2000) eine besonders hohe Abbauaktivität in der Fraktion 10 – 20 mm gesehen.

- Der Feinkornanteil an der Gesamtfraktion < 2 mm wurde nach 8 Wochen Behandlungszeit mit 30 % bestimmt und ging bis zum Rotteende auf ca. 27 % zurück. Als Ursache für den bestimmten Anteilsrückgang kommen Aggregatbildungen sowie Toleranzen bei der Probenahme und Analytik in Frage.

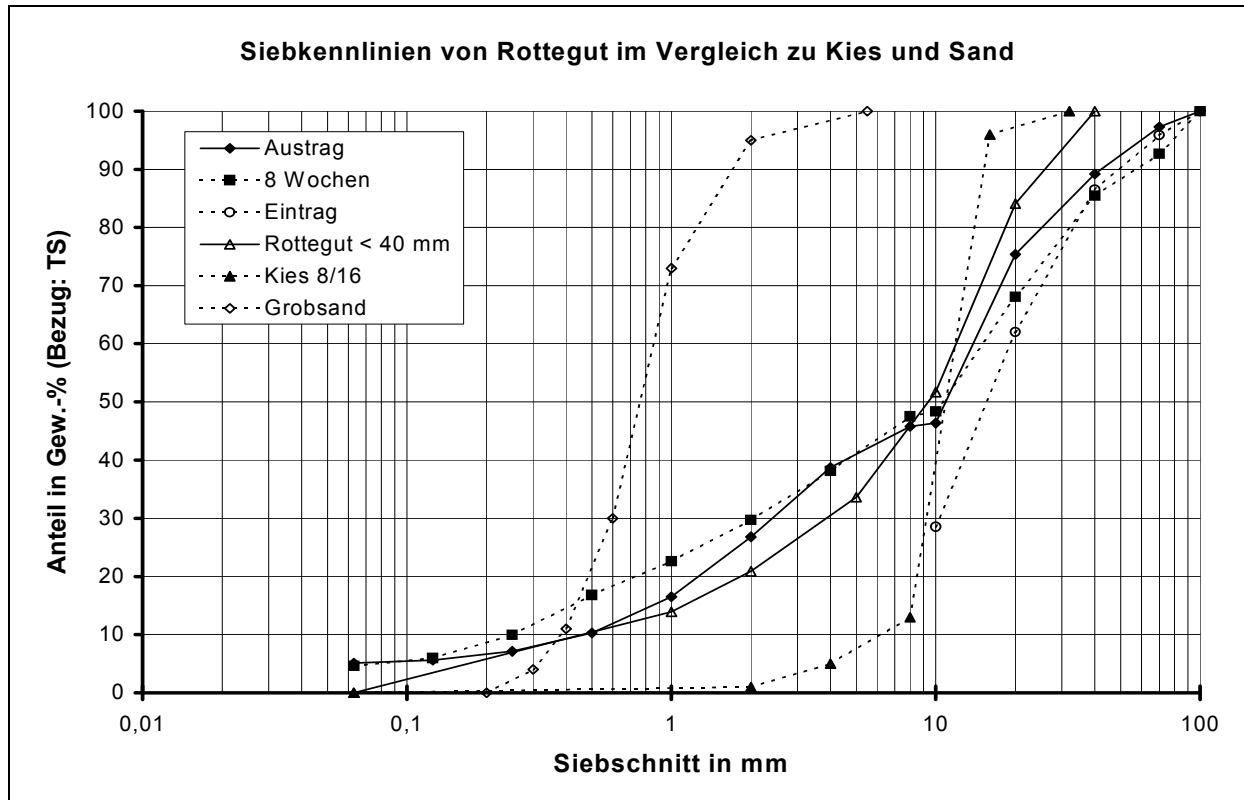


Bild 6-13: Einfluss der biologischen Behandlung auf die Korngrößenverteilung (Doedens et al., 2000)

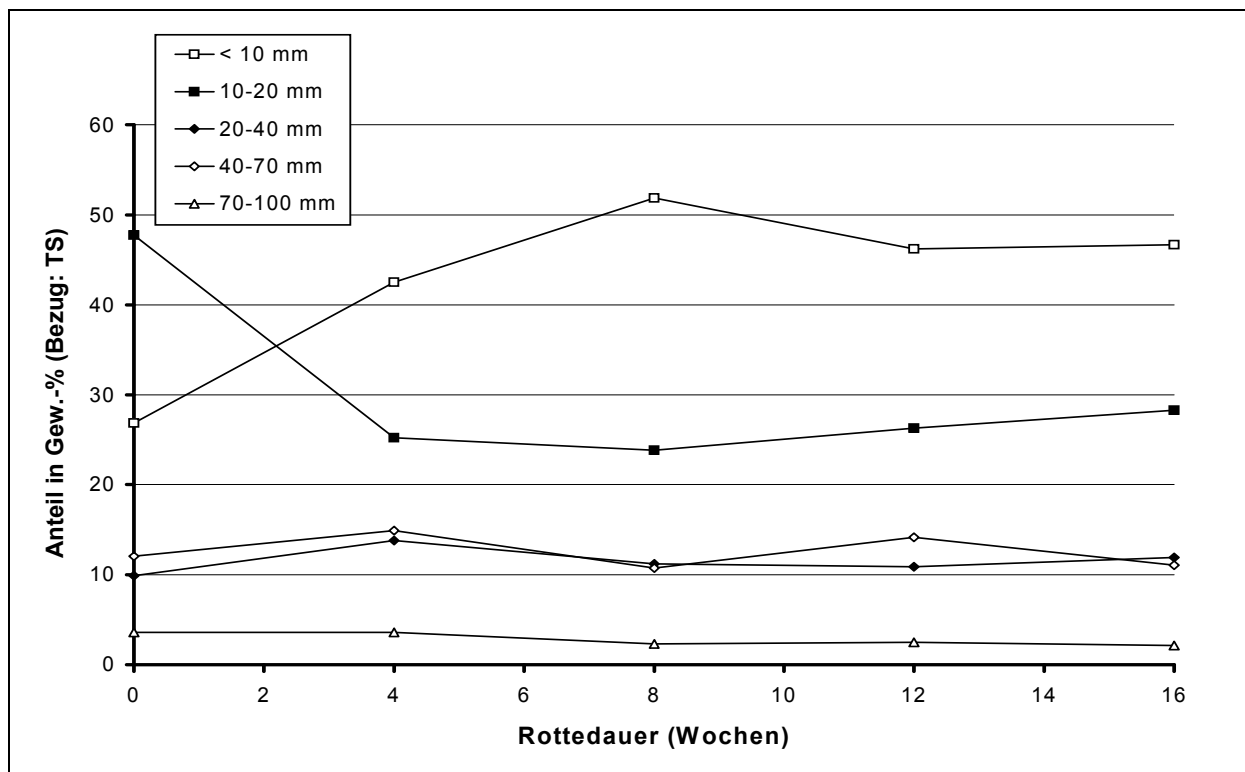


Bild 6-14: Anteile ausgewählter Einzelfractionen im Rotteverlauf (Doedens et al., 2000)

Steffen et al. (2000) stellten bei mit dem 3A-Verfahren mechanisch-biologisch behandelten Abfällen vor allem Veränderungen des Anteils der Fraktion 10 – 20 mm fest, deren Anteil sich durch die biologische Behandlung nahezu verdoppelte.

Jager et al. (1999) untersuchten die Korngrößenverteilung des Outputs von älteren MBA sowie aus Pilotversuchen (Tabelle 6-6). Diese sind zwar nicht unbedingt repräsentativ für die künftig in MBA eingesetzte Technik, geben aber einen Überblick über die Auswirkungen unterschiedlicher Behandlungsverfahren. Die Abfälle unterscheiden sich durch einen deutlich größeren Feinkornanteil (Bild 6-15) und einen flacheren Kurvenverlauf von den durch Doedens et al. (2000) an der MBA Lüneburg untersuchten Abfällen.

Tabelle 6-6: Eigenschaften und Behandlung unterschiedlicher MBA-Abfälle, deren Korngrößenverteilung untersucht wurde (Jager, et al., 1999)

	MB-MH1	MB-QB1	MB-QB2	MB-HP1	MB-LF1	MB-WS1
Ort	Meisenheim	Quarzbichl	Quarzbichl	Heppenheim	Lohfelden	Wittstock
Bundesland	Rheinland-Pfalz	Bayern	Bayern	Hessen	Hessen	Brandenburg
Anlagenart	Großanlage	Großanlage	Pilotversuch	Pilotversuch	Pilotversuch	Pilotanlage
Kapazität	30.000 Mg/a	35.000 Mg/a	35.000 Mg/a	/	/	700 Mg/a
Mechanische Aufbereitung	1. Mischtrommel	1. Schraubenmühle 2. Sieb 150 mm 3. Mischtrommel		1. Cascaden-Kugelmühle	1. Hammermühle	1. Sieb: 20mm 2. Schnellläufer
Siebschnitt vor Biologie	nach Biologie: < 60mm	< 40 mm		< 25 mm	< 80 mm	< 60 mm
Fe-Abscheid.	nein	Ja		nein	nein	Nein
Ausgeschleuster Anteil Mechanik	nach Biologie: ca. 33 Gew.-%	vor Biologie: ca. 45 - 50 Gew.-%		vor Biologie: ca. 24 Gew.-%	vor Biologie: ca. 27 Gew.-%	vor Biologie: ca. 30 - 45 Gew.-%
Beschreibung der Intensivrotte	Tafelmiete mit Belüftungshilfen	Offenes, druckbelüftetes Rottefeld	Druckbelüfteter Container (30 m ³)	Druckbelüftete Rottebox (70 m ³)	Druckbelüftete Rottebox (70 m ³)	Druckbelüfteter Container (30 m ³)
Dauer der Intensivrotte		2 Wo	16 Wo	9 Wo	4 Wo	3 Wo
Beschreibung der Nachrotte		Unbelüftete statische Miete	Unbelüftete statische Miete	Unbelüftete statische Miete	Unbelüftete statische Miete	Unbelüftete statische Miete
Dauer der Nachrotte		7 Wo und 2 Wo belüftet	8 Wo	11 Wo	9 Wo	19 Wo
TS-Abbau IR+NR	ca. 15 ¹ Gew.-%	15 - 20 Gew.-%	ca. 30 Gew.-%	38 Gew.-%	29 Gew.-%	10 bis 15 Gew.-%

¹Der TS-Abbau bezieht sich auf den Gesamtinput der unbelüfteten Miete. Da bei diesem Verfahren die Absiebung der Fraktion >60 mm nach der biologischen Behandlung erfolgte, ist der Abbaugrad nicht direkt vergleichbar. Er entspricht einem TS-Abbau von ca. 20 bis 25 Gew.-% bezogen auf die Feinfraktion.

Im Abfall MB-WS1 war der Feinkornanteil < 1 mm mit 52 Gew.-% am höchsten. Jager et al. (1999) führen dies auf hohe Ascheanteile durch Entsorgungsgebiete mit Ofenheizungen zurück. Die Sieblinien von MB-MH1, MB-QB1, MB-QB2, MB-HP1 und MB-LF1 zeigen einen ähnlichen Verlauf. Der Feinkornanteil < 1 mm liegt zwischen 22 und 34 Gew.-% (MBA Lüneburg ca. 17 %). Die Fraktion < 10 % umfasst bereits zwischen 58 und 87 % des MBA-Outputs (Lüneburg 47 %). Ähnliche Untersuchungen an Materialien aus Quarzbichl sind in Bidlingmaier et al. (1999) dokumentiert.

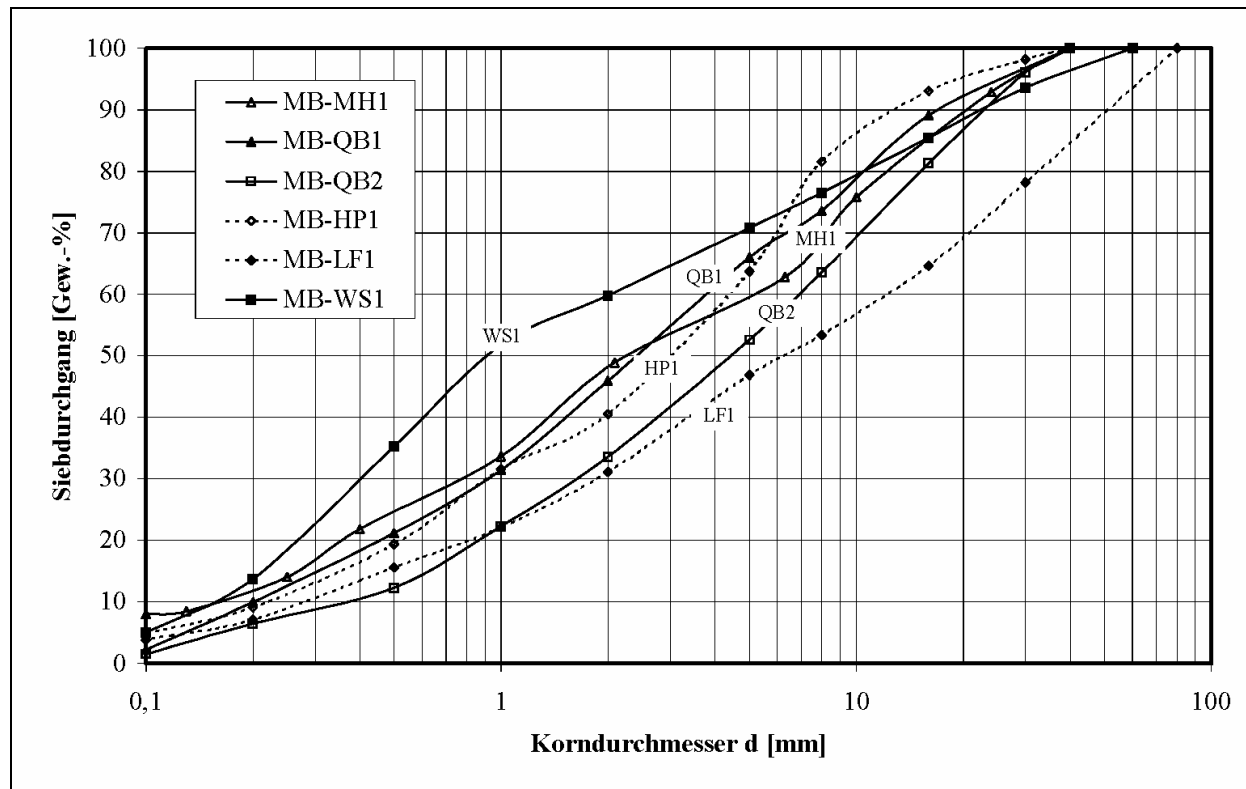


Bild 6-15: Korngrößenverteilung (Gew.-% TS) unterschiedlich behandelter Abfälle (Jager et al., 1999)

Die Korngrößenverteilung im Feinkornbereich (0 – 2 mm) hat in der Bodenmechanik vor allem Einfluss auf die hydraulischen Eigenschaften eines Bodens. Vor allem hohe Partikelanteile im Schluff- und Tonbereich führen zu niedrigen Wasserdurchlässigkeiten. Tonpartikel begünstigen Gleitvorgänge. Die Korngrößenverteilung im Mittel- und Feinkornbereich ist außerdem für die Filterstabilität zwischen Abfall und Dränschichten / Basisdränage von großer Bedeutung.

6.3.2 Eigene Untersuchungen

6.3.2.1 Grobkorn

Am Material aus den Versuchen im Landkreis Schaumburg (SHG) wurden vor und nach der biologischen Behandlung Siebungen des Rottegutes vorgenommen und miteinander verglichen. Wie Bild 6-16 und Bild 6-17 zeigen, ist über die Gesamtheit der 3 dargestellten Versuche keine deutliche Veränderung der Korngrößenverteilung festzustellen. Das angewandte Tunnelrotteverfahren mit passiv belüfteter Nachrotte in Kombination mit der Umsetzung durch einen Radlader und Auflockerung des Rottegutes mittels Miststreuer, führte also zu keiner auffallenden Kornzerkleinerung. Es ist allerdings nicht auszuschließen, dass Kornzerkleinerungen zwar stattfanden, aber durch Aggregatbildungen überlagert wurden. Die Untersuchungsergebnisse sind nicht auf Behandlungsverfahren übertragbar, bei denen eine intensivere mechanische Einwirkung auf das biologisch zu behandelnde Material stattfindet.

Die Sieblinien des Rotteoutputs von Versuch 4 und 5 unterscheiden sich kaum voneinander. Im Vergleich dieser Versuche mit Versuch 3 ergeben sich nennenswerte Unterschiede nur in

den Fraktionen > 20 mm. Der Anteil der Grobfraktion > 60 mm und der Fraktion 40-60 mm liegt im Versuch 3 um ein Drittel unter den Versuchen 4 und 5 (Bild 6-18).

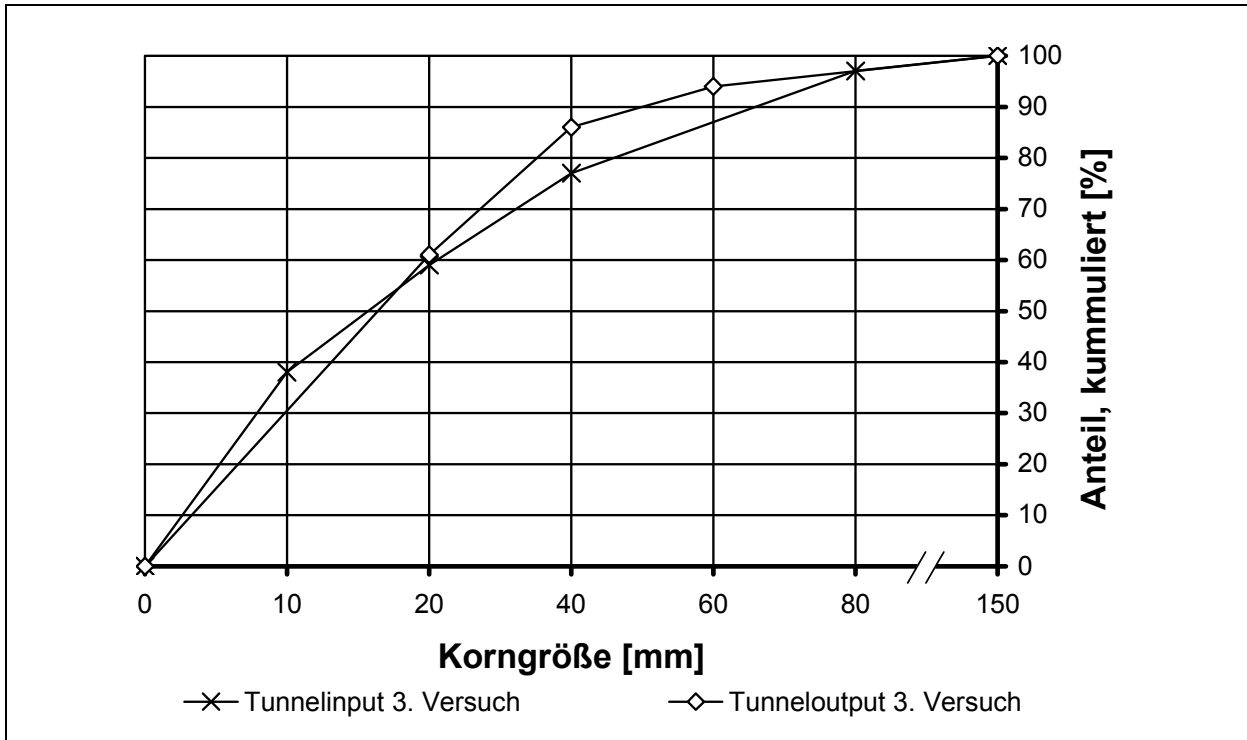


Bild 6-16: Vergleich Korngrößenverteilung (Gew.-%) Rotteinput und -output des Vers. 3 SHG

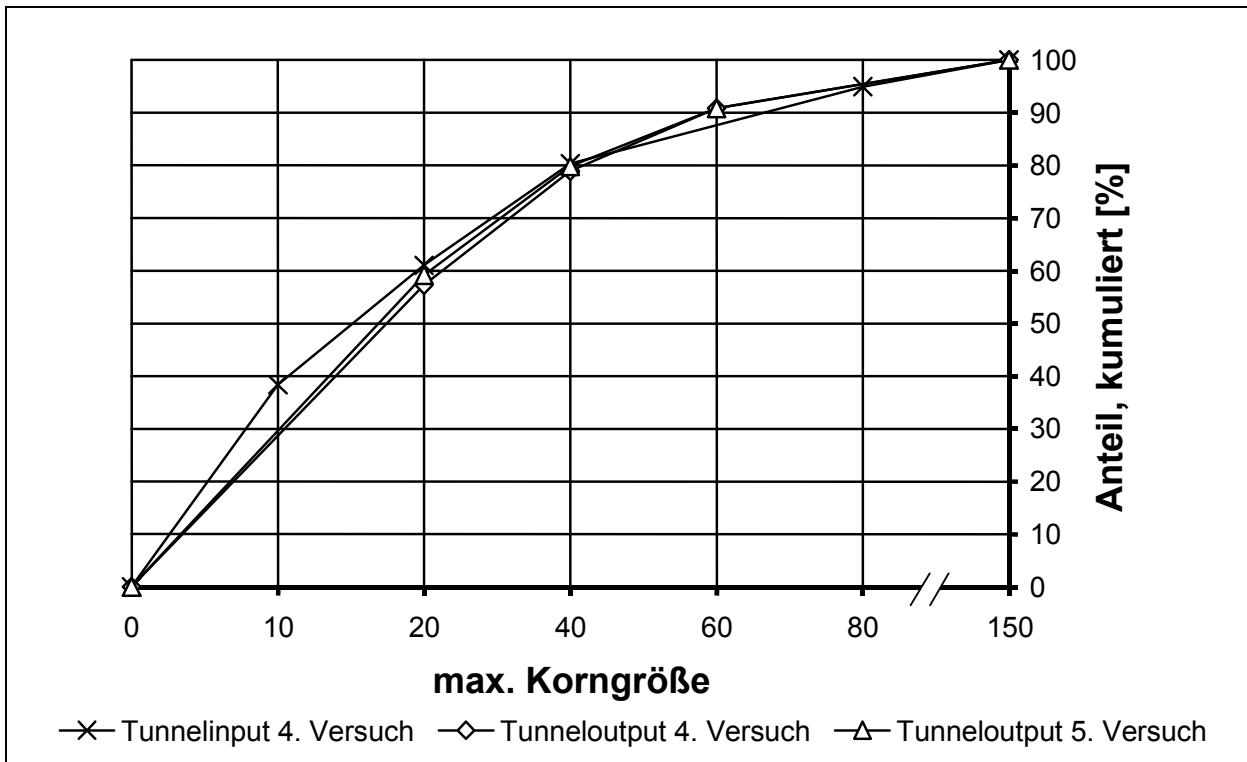


Bild 6-17: Korngrößenverteilung Rotteinput und -output Versuch 4 und Rotteoutput V. 5 (Gew.-%)

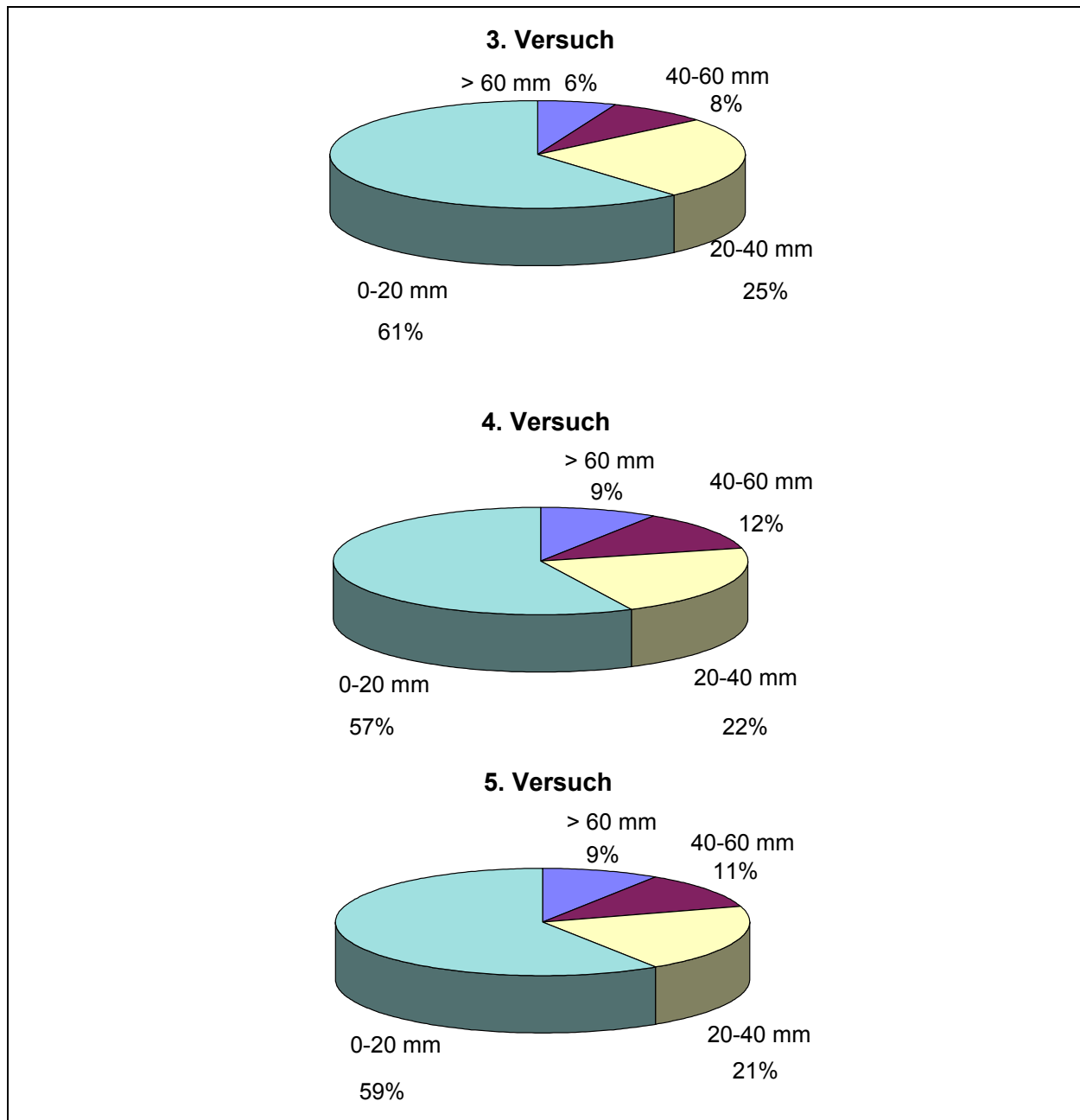


Bild 6-18: Korngrößenverteilung (Gew.-%) des Rotteoutputs SHG als Tortendiagramm

Mindestens vier Fünftel der Masse des Rotteoutputs entfielen in SHG auf den Körnungsbe-
 reich 0 – 40 mm. Absiebungen des Rotteoutputs auf < 40 mm und erst recht auf < 60 mm, z.B.
 zur weiteren Ausschleusung heizwertreicher Bestandteile, wirken sich auf den zu deponieren-
 den Anteil also nur verhältnismäßig gering aus. Hinsichtlich des Volumens wird allerdings
 durch die Nachabsiebung eine erhebliche Reduzierung bewirkt, da die gröberen / leichteren
 Fraktionen eine deutlich geringere Dichte haben als die feineren, mineralstoffreichen Fraktio-
 nen.

6.3.2.2 Einfluss der Korngrößenverteilung (Grobkorn) auf die Stabilisierungskriterien

Material aus dem Landkreis Schaumburg

Um die Erfolgsaussichten für die Einhaltung von Ablagerungsgrenzwerten durch Absiebung des Rotteoutputs einschätzen zu können, ist die Kenntnis der Eigenschaften der einzelnen Siebfraktionen notwendig. Bild 6-19 zeigt die Analyseergebnisse der einzelnen Siebfraktionen aus dem 3. Versuch. Die übrigen Versuche zeigten ein ähnliches Verhalten.

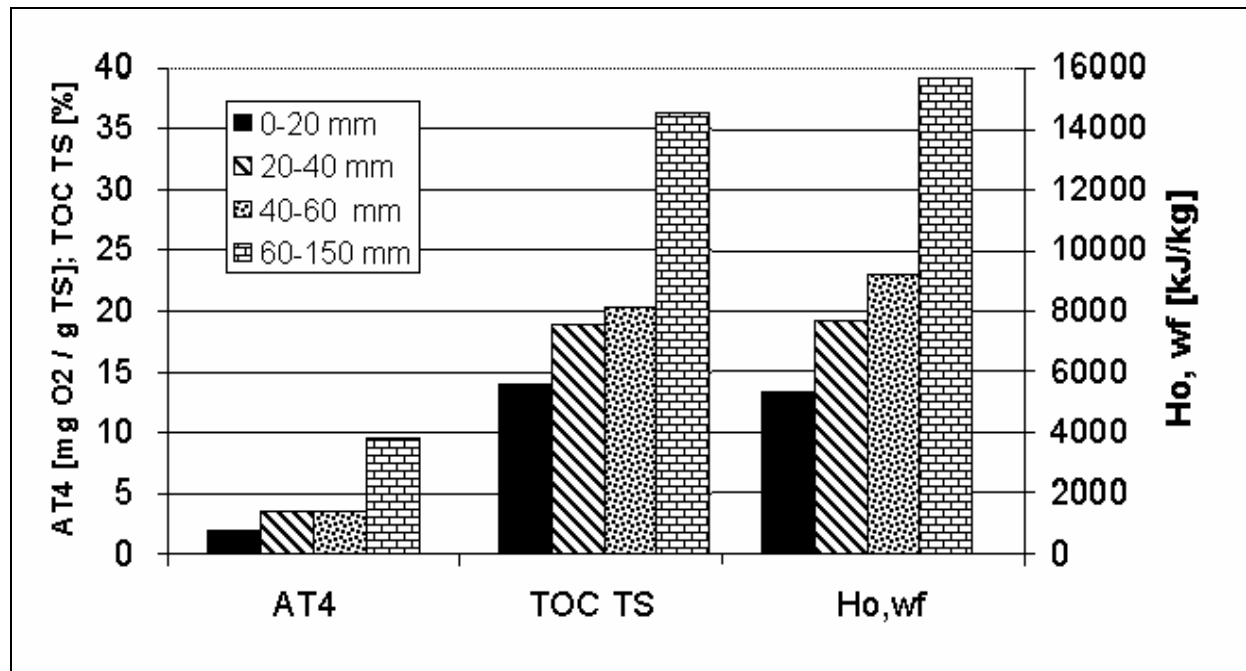


Bild 6-19: Kennwerte einzelner Siebfraktionen des Rotteoutputs aus Versuch 3 LK Schaumburg

Die Grobfraktion 60 – 150 mm fällt durch nahezu verdoppelte Werte bei allen dargestellten Parametern gegenüber der Fraktion 40 – 60 mm auf. Durch ihre Absiebung wird also ein von den übrigen Fraktionen deutlich unterschiedenes Material ausgeschleust, das auch einen für die energetische Verwertung sinnvollen Heizwert hat. Diese Fraktion hatte allerdings nur einen Anteil von 6 Gew. % am Rotteoutput von Versuch 3 (s. Bild 6-18). Die Fraktionen 20 – 40 und 40 – 60 mm unterscheiden sich nicht wesentlich voneinander. Die Fraktion 0 – 20 mm setzt sich durch markant niedrigere Werte von den übrigen Fraktionen ab und dominiert mit einem Massenanteil von 61 % den Rotteoutput.

Um direkt den für die Einhaltung der Grenzwerte gem. AbfAbIV notwendigen Siebschnitt ermitteln, bzw. generell die Auswirkungen verschiedener Siebschnitte nach der Rotte beurteilen zu können, wurden aus den Analyseergebnissen der Nachabsiebungen der Versuche 3 – 5 Diagramme der Eigenschaften des Siebdurchganges bei unterschiedlichen Sieblochgrößen erstellt (s. Bild 6-20). Die Analyseergebnisse der Einzelfraktionen wurden entsprechend ihres Massenanteiles gewichtet.

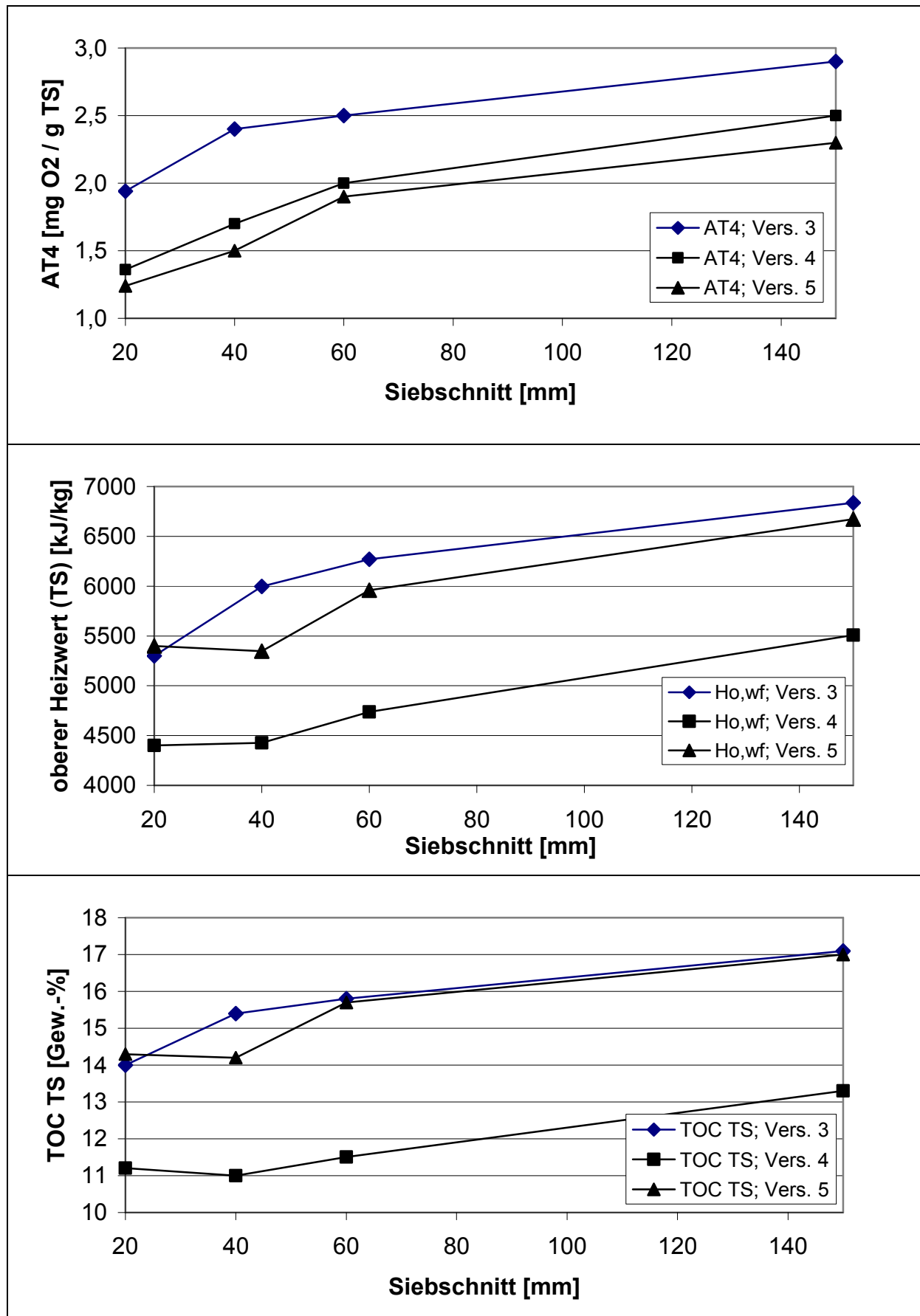


Bild 6-20: AT4, Ho, TOC Rotteoutput bei unterschiedlichen Siebschnitten der Nachabsiebung

Bei dem untersuchten Material werden die Grenzwerte für den AT₄ und den TOC im Feststoff ohne weitere Absiebung nach der Rotte eingehalten. Nur für die Einhaltung des Grenzwertes für den Alternativparameter oberer Heizwert wäre eine Absiebung notwendig. Deutlich anders ist die Situation beim vorangegangenen Versuch 2:

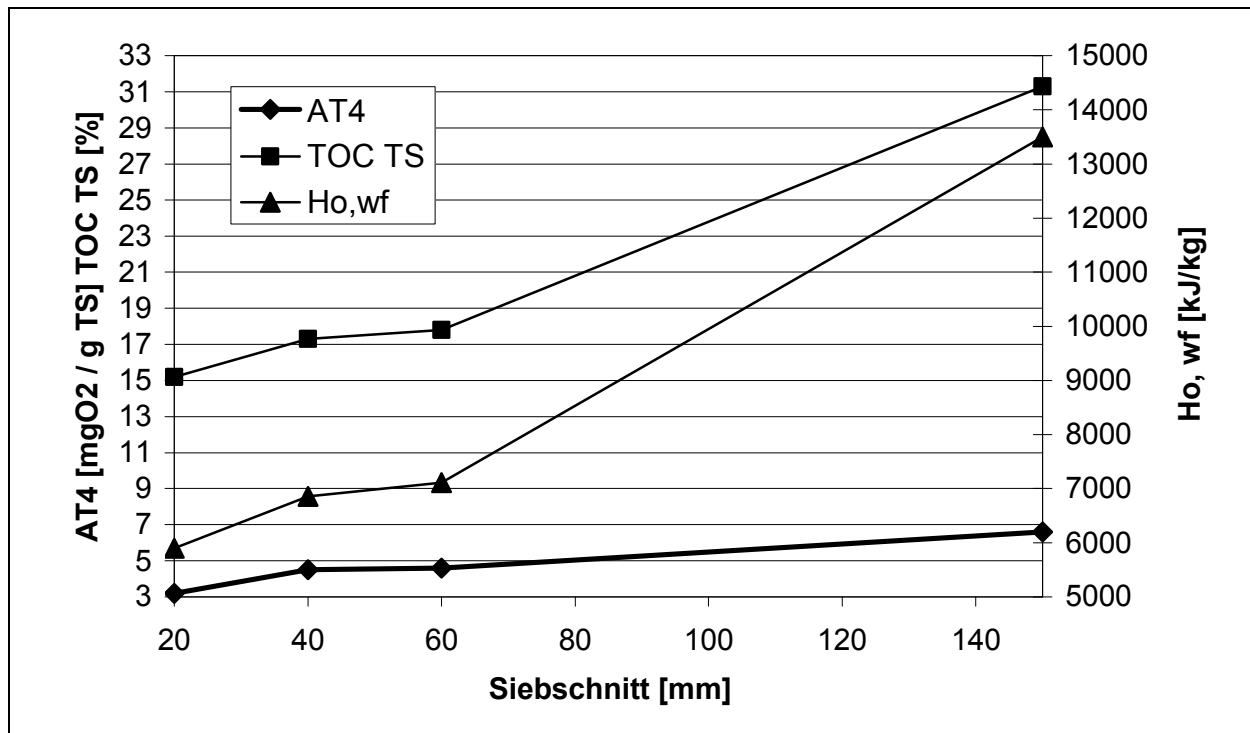


Bild 6-21: Siebschnittabhängigkeit grenzwertrelevanter Parameter in Versuch 2, SHG

In der Vollfraktion werden die Grenzwerte für alle dargestellten Parameter überschritten, nur die im Diagramm nicht dargestellten Parameter GB₂₁ und TOC im Eluat wurden eingehalten. Zur Erzeugung eines ablagerungsfähigen Materials ist mindestens eine Absiebung auf < 60 mm notwendig. Der Grenzwert für den oberen Heizwert wird sogar erst in der Siebfraction < 20 mm unterschritten. Da die mechanische Aufbereitung in allen Versuchen identisch war, sind die höheren Werte auf die im Versuch 2 noch nicht optimierte Tunnelsteuerung und vor allem auf Variationen im Abfallinput zurückzuführen.

Wie bei dem Material aus den Versuchen auf der Deponie Lahe (s. Tabelle 6-3) ist auch im Landkreis Schaumburg davon auszugehen, dass zur durchgehend sicheren Einhaltung der Grenzwerte eine Siebung des Rotteoutputs notwendig ist. Da dieses schon bei einem eher ländlich geprägten, gewerbeabfallarmen Anlageninput der Fall ist, wird eine Nachabsiebung an anderen Standorten bei ähnlicher Anlagentechnik auch grundsätzlich notwendig sein. Welcher Siebschnitt erforderlich ist, muss standortspezifisch ermittelt werden. Er wird maximal im Bereich zwischen 40 und 60 mm liegen, ggf. aber auch deutlich darunter.

6.3.2.3 Feinkorn

Testfelder Deponie Lahe

Am Material der Testfelder auf der Deponie Lahe wurde von Düllmann (2002) auch eine Bestimmung der Korngrößenverteilung im Feinkornbereich durchgeführt.

Die Verteilung wurde an 2 Proben trocken und an 1 Probe nass ermittelt. Bild 6-22 zeigt die Körnungslinien im Vergleich.

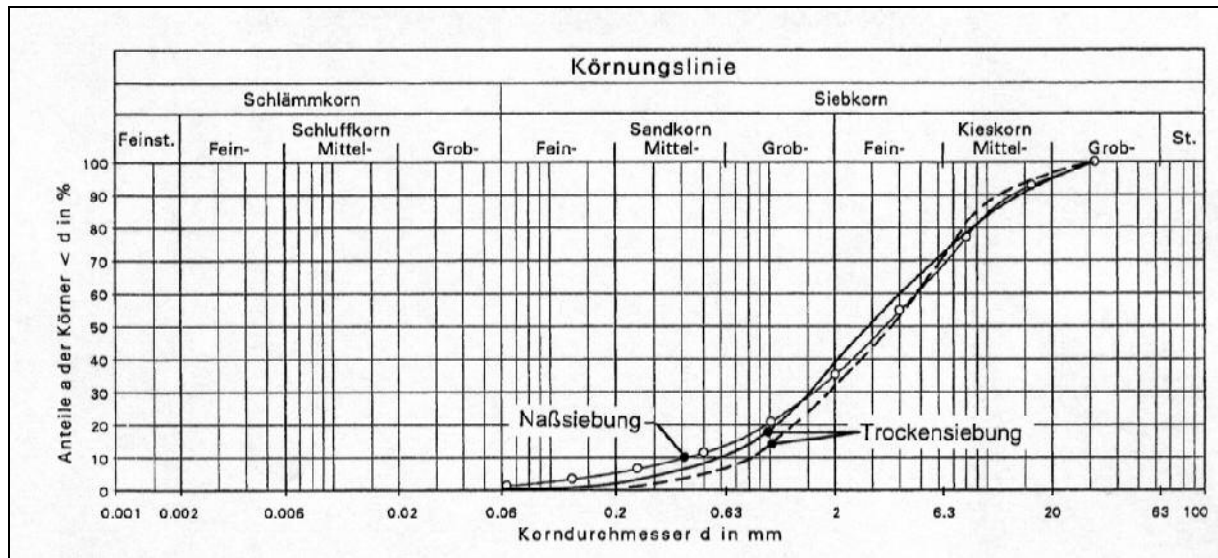


Bild 6-22 Feinkornverteilung Material Testfelder Deponie Lahe (Düllmann, 2002)

Die Nasssiebung führt zu einem geringfügigen Massenanstieg im Fein- und Mittelsandbereich, bei allen 3 Kurven ist jedoch kein Feinkorn vertreten.

Material aus dem Landkreis Schaumburg

An der großtechnisch abgeseibten Fraktion 0 – 20 mm aus dem 5. Versuch wurde auch die Korngrößenverteilung im Feinkornbereich untersucht. Dafür wurden zwei unterschiedliche Analysemethoden eingesetzt. Zur Bestimmung der Korngrößenverteilung im Spektrum $> 0,063$ mm wurde eine Nasssiebung durchgeführt. Die Korngrößenverteilung der verbliebenen Feinstfraktion wurde nach Filtrieren und Trocknen des Siebdurchganges $< 0,063$ mm mit dem HELOS-Laserbeugungssystem der Sympatec GmbH bestimmt.

Grund für die Wahl der Partikelgrößenbestimmung mittels Laserbeugung war die Beobachtung während der Nasssiebung, dass sich der Siebdurchgang $< 0,063$ mm, der in einer wässrigen Suspension vorlag, nur in sehr geringem Maße absetzte, so dass die Korngrößenbestimmung der Feinstfraktion über die Sedimentation bei der Schlämmanalyse nicht zu realisieren war.

Bei der Partikelgrößenbestimmung mittels Laserbeugung zeigte sich, dass trotz Absiebung auf $0,063$ mm Anteile bis zu $0,435$ mm ermittelt wurden. Der Grund für die Diskrepanzen zwischen Sieb- und Laserbeugungsanalyse liegt in der von der Kugel abweichenden z. T. stengeligen

Form des Materials. Während der Siebanalyse können sich längliche Partikel aufrichten und mit ihrem kleinsten Durchmesser durch die Siebmaschen fallen. Da bei der Laserbeugung die Partikel turbulent durch den Laserstrahl geführt werden, können somit auch die Partikel erfasst werden, deren Länge größer ist als ihr Durchmesser.

Durch die Kombination der Ergebnisse der beiden Analyseverfahren ergibt sich die Verteilung in Bild 6-23. Im Vergleich zum Material aus den Versuchen auf der Deponie Lahe ist das Material deutlich feiner. Die dort vollständig fehlende Schlufffraktion hat hier immerhin einen Anteil von 25 %. Tonpartikel wurden allerdings auch hier nicht nachgewiesen. In welchem Umfang der Unterschied in der Korngrößenverteilung zwischen den beiden Materialien sich aus den unterschiedlichen Analyseverfahren ergibt, kann nicht abschließend beurteilt werden.

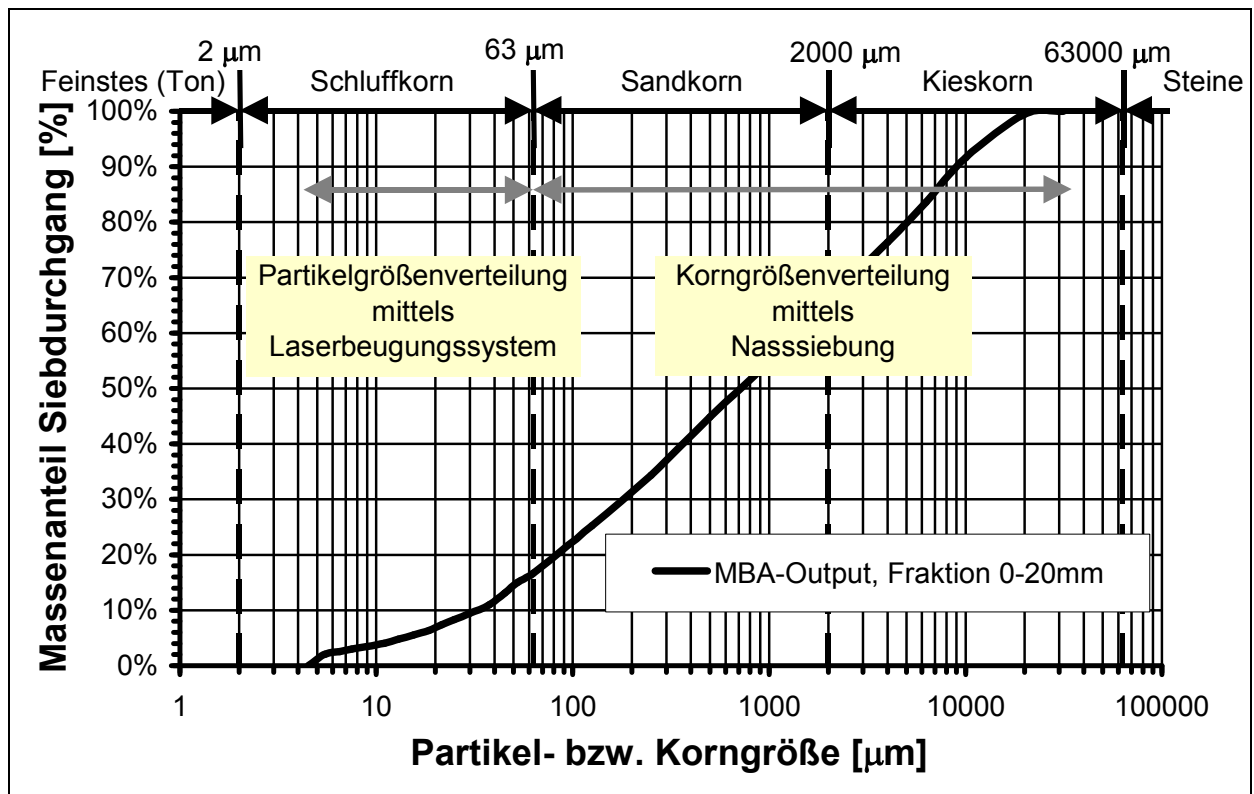


Bild 6-23: Korngrößenverteilung (Gesamtfraktion) der MBA-Siebfraktion 0-20 mm V. 5

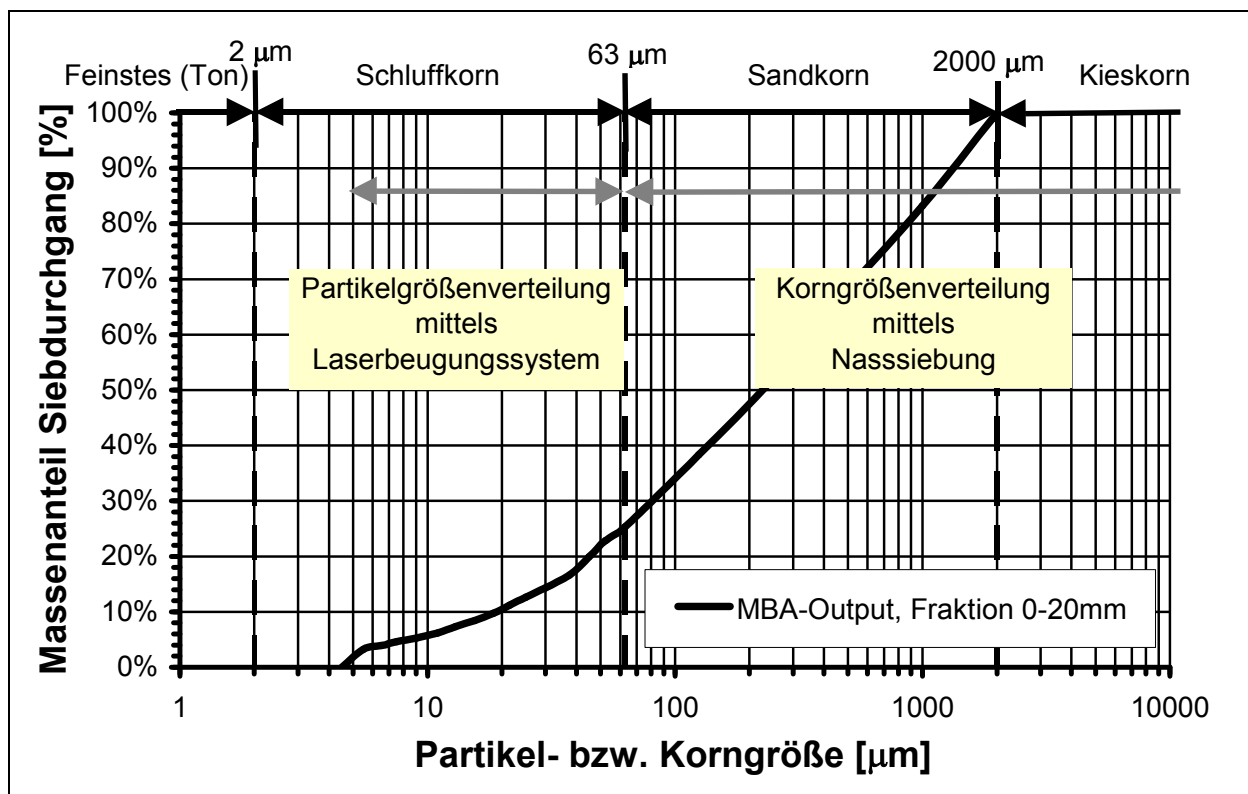


Bild 6-24: Korngrößenverteilung des Feinkornanteils der MBA-Siebfraktion 0-20 mm V. 5

6.3.2.4 Beurteilung der Filterstabilität zum Basisabdichtungssystem

Bei der Ablagerung von unbehandelten Siedlungsabfällen wird üblicherweise oberhalb der Basisdränage zunächst eine Feinmüllschicht eingebracht. Der niedersächsische Dichtungserlass (NN, 1988) sieht dafür eine 2 m mächtige Schicht aus vorgerottetem Hausmüll vor. Sie soll das darunter liegende Drän- und Dichtungssystem vor mechanischen Einwirkungen schützen, und als Sekundärfilter sowie zur Begünstigung der biologischen Stabilisierung des anfallenden Sickerwassers dienen (Doedens et al. 2000).

Aus dem MBA-Output tritt kein hochbelastetes Sickerwasser wie beispielsweise in der sauren Phase aus unbehandelten Abfällen aus (s. Abschnitt 7.3). Durch die mechanische Behandlung sind auch keine grobstückigen Abfallbestandteile im behandelten Abfall enthalten. Daher kann eine Schutzlage aus vorgerottetem Hausmüll, der ohnehin nicht die Anforderungen der AbfAbIV einhalten kann, entfallen.

Es ist allerdings zu prüfen, ob der MBA-Output filterstabil zur Basisdränage der Deponie ist. In Tabelle 6-7 ist die Kornverteilungscharakteristik verschiedener MBA-Outputfraktionen den Eigenschaften eines Filterkieses einer Basisdränage gegenübergestellt. Die im Grundbau sehr weit verbreitete Prüfung der Filterstabilität nach Terzaghi kann hier nicht angewendet werden, weil diese nur bei einem Ungleichförmigkeitsfaktor < 2 gültig ist (Schneider, 1992), der von dem MBA-Output weit überschritten wird (Tabelle 6-7). Auch die Anwendung anderer Filterregeln, die auf den Überlegungen von Terzaghi basieren, oder die Filterregel nach Cistin/Ziems (in Wittmann, 1982), sind für die Mehrheit der aufgeführten Materialien nicht verwendbar.

Tabelle 6-7: Kennzahlen zur Prüfung der Filterstabilität zur Basisdränage

	Kies 16/32*	H Dep. Lahe 0-30 mm	SHG 0-20 mm	SHG 0-40 mm	SHG 0-60 mm	SHG 0-150 mm	LG 0-100 mm (Bild 6-13)
d ₁₀ (mm)		0,4	0,03	0,043	0,052	0,061	0,45
d ₁₅ (mm)	16	0,7	0,053	0,082	0,10	0,12	0,8
d ₅₀ (mm)	28	2,7	0,73	2,1	4,1	7,0	11
d ₆₀ (mm)		4,0	1,5	5,3	10	20	12
d ₈₅ (mm)	36	10	7,3	24	35	44	31
U (=d ₆₀ /d ₁₀)		10	50	123	192	328	27

*Werte für Kies aus Doedens et al. (2000)

Außerdem gehen die im Grundbau verwendeten Filterregeln von einer kugeligen Gestalt der Partikel aus (Kezdi, 1970), die für einen großen Teil der Bestandteile des MBA-Outputs nicht gegeben ist. Er enthält einen hohen Anteil flacher / plattiger Bestandteile.

Von den Eigenschaften entspricht das Material im Einbauzustand eher stabilen bindigen Böden. Es enthält ausreichend feine, abgestufte Partikel zwischen den groben Bestandteilen, so dass mit keinem nennenswerten Feinmaterialaustrag zu rechnen ist (Blümel, 2003). Das bestätigen auch Untersuchungen von Doedens et al. (2000). Sie untersuchten in Perkolationsversuchen, ob eine Basisdränage (16-32 mm) unterhalb einer 100 cm mächtigen Schicht MBA-Material verschlämmt wird. Es wurde keine Verschlämmung der Basisdränage festgestellt. Eine zusätzliche Filterschicht ist daher nicht erforderlich, solange der aufgebrauchte MBA-Output nicht feiner als die in Tabelle 6-7 aufgeführten Materialien ist.

Eine zusätzliche Sicherheit wird erreicht, wenn in der Dränage statt einer Körnung 16-32 mm ein Kies 8-32 mm verwendet wird, in den auch kleine Abfallstücke nicht so leicht eingetragen werden können. Grundsätzlich wäre auch ein Mischkiesfilter aus den Korngruppen 32-64 mm, 8-16 mm und 1-4 mm in Erwägung zu ziehen (EAU, 1990). Es ist aber fraglich, ob damit der in der TAsi geforderte Mindestdurchlässigkeitsbeiwert von $1 \cdot 10^{-3}$ m/s eingehalten werden kann. Dies ist allerdings auch beim Kies 8-32 mm zu prüfen.

6.3.3 Zusammenfassende Bewertung

Die Korngrößenverteilung wird durch die biologische Behandlung nur wenig beeinflusst; nur innerhalb der Fraktion < 20 mm findet eine deutliche Verfeinerung durch den biologischen Abbau statt. Maßgeblich für die Korngrößenverteilung ist also im Wesentlichen die mechanische Behandlung.

Bei den Massenanteilen dominiert die Fraktion 0 - 20 mm, gefolgt von der Fraktion 20 – 40 mm. Die gröberen Fraktionen haben nur einen geringen Anteil am Output der biologischen Behandlung.

Zur sicheren Einhaltung der Grenzwerte für den oberen Heizwert und den TOC im Feststoff wird eine Absiebung des Materials aus der biologischen Behandlung auf mindestens < 60 mm oder auch deutlich kleiner erforderlich sein (Heiß-Ziegler und Fehrer [2003] gaben für österrei-

chischen MBA-Output [gleicher Grenzwert für den oberen Heizwert] die Notwendigkeit der Absiebung auf < 25 mm an).

Der Anteil an Schluffkorn oder feineren Partikeln kann mit konventionellen Methoden nicht zutreffend bestimmt werden, mit einem Laserbeugungsverfahren gelang dies.

Eine Filterschicht zwischen MBA-Output und der Basisdränage ist nicht erforderlich, eine Änderung des Kornspektrums der Dränage von 16-32 mm auf 8-32 mm ist jedoch empfehlenswert.

6.4 Scher- und Zugverhalten

6.4.1 Grundlagen

Mechanische Beanspruchungen eines Körpers führen zu inneren Schubspannungen. Der Widerstand, den der Körper diesen Schubspannungen entgegensetzt, wird Scherfestigkeit genannt. Wird die Scherfestigkeit überschritten, tritt ein Scherbruch auf. Die inneren Schubspannungen können auch erzeugt werden, indem der Körper direkt einer Scherverformung durch Aufbringen einer Scherkraft ausgesetzt wird. Die Größe der Scherfestigkeit wird durch die Art und die Festigkeiten der Bindungen zwischen den Bestandteilen des Körpers bestimmt (Kölsch, 1996).

Die Scherfestigkeit wird durch zwei Parameter beschrieben. Der Reibungswinkel φ steht für die Höhe der Korn-zu-Korn-Reibung zwischen den Partikeln und ist auch von der Spannung (Auflast) abhängig. Die spannungsunabhängige Kohäsion c' repräsentiert in der Bodenmechanik die Bindungskräfte zwischen den Tonmineralen. Beim Abfall ist die Kohäsion die durch die filzähnliche (besonders bei verdichtetem MBA-Output optisch sehr treffend) Verzahnung der einzelnen Abfallbestandteile aktivierbare Zugkraft (Kölsch, 1996).

In Deponien tragen auch Bewehrungseffekte zur Scherfestigkeit bei. In Folge der Verformung der bewehrend wirkenden Abfallbestandteile durch Scherkräfte werden innere Zugspannungen hervorgerufen, die den Scherwiderstand erhöhen.

Der schichtweise Einbau der Abfälle in die Deponie führt zumindest bei unbehandelten Abfällen zu einer deutlichen Anisotropie (richtungsabhängige Änderung) der Eigenschaften. Dementsprechend sollte vor allem bei Scherversuchen mit unbehandelten Abfällen die Faserrichtung / Einregelung des Materials berücksichtigt werden. Im direkten Scherversuch müsste also die Ausrichtung zur Scherfuge variiert werden. Die Anisotropie drückt sich anschaulich darin aus, dass annähernd senkrechte Böschungen in Deponien eine bemerkenswerte Standsicherheit haben, horizontale Verschiebungen hingegen zu schweren Schäden an Bauwerken (z.B. Schächten) innerhalb von Deponien führen (Kölsch, 1996).

Ist das Material sehr inhomogen und faserig, kann eine Scherverschiebung unter Umständen erst durch Kornzerstörung eintreten. Der Scherwiderstand wird hierbei durch die inneren Eigenschaften des zu zerstörenden Abfallbestandteils bestimmt, der wie ein Dübel (senkrecht zur Scherfuge) wirkt. Diese sind weitgehend auflastunabhängig und gehen im direkten Scherversuch daher in die Kohäsion ein (Kölsch, 1996).

Zusätzlich zur Scherfestigkeit und Kohäsion wird von Kölsch (1996) die Zugfestigkeit als dritte bestimmende Größe der mechanischen Festigkeit von (unbehandelten Siedlungs-) Abfällen eingeführt. Die Zugfestigkeit resultiert aus dem Zugwiderstand, den die im Abfall enthaltenen Fasern der Verformung entgegensetzen (Ziehmann, 1999). Die Zugfestigkeit wird durch den Zug(spannungs)winkel ξ angegeben.

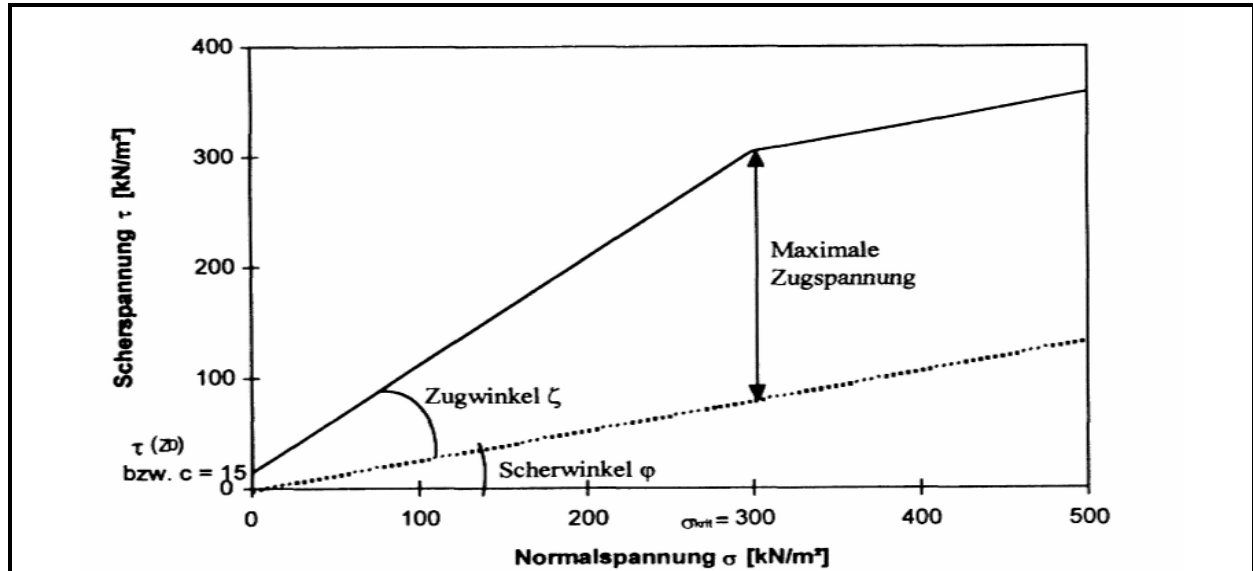


Bild 6-25 Festigkeitsmodell Abfall (Ziehmann, 1999)

Sie wird durch folgende Größen definiert (Kölsch, 1996):

- Auflastunabhängige Zugfestigkeit z_0
Anteil der Zugspannung, der ohne Auflast mobilisiert wird. Sie ist vermutlich auf Haftungs- und Verknotungseffekte zurückzuführen.
- Auflastabhängige Zugfestigkeit z_f
Anteil der Zugfestigkeit, der durch Steigerung der Normalspannung auf die Faserverankerung gesteigert werden kann. Sie ist begrenzt durch die
- faserspezifische Zugfestigkeit z_{\max}
Die von der Normalspannung unabhängige, maximale Zugspannung wird als faserspezifische Zugfestigkeit bezeichnet. Sie unterscheidet sich von der auflastabhängigen Zugfestigkeit z_f , die das Zugspannungsmaximum einer Laststufe darstellt, dadurch, dass sie durch eine Erhöhung der Normalspannung nicht gesteigert werden kann.
- Kritische Normalspannung σ_{krit}
Die Normalspannung senkrecht zur Faserlage, bei der die faserspezifische Zugfestigkeit erreicht wird. Bei höheren Normalspannungen wird die Faserfestigkeit und nicht die Festigkeit der Verankerung maßgeblich.
- Winkel der inneren Zugspannungen ζ (Zugspannungswinkel)
Sofern sich ein linearer Zusammenhang zwischen der Zugfestigkeit und der Senkrecht zur Faserlage wirkenden Normalspannung ergibt, wird die Steigung der Spannungsge-

raden im Zug-/Normalspannungsdiagramm durch den Zugspannungswinkel beschrieben. Die Berechnung erfolgt über den Tangens mit $\tan \zeta = (z_f - z_0)/\sigma$.

Den Anteil der mobilisierten Zugspannung am Scherwiderstand erläutert / bestimmt Kölsch (1996) so:

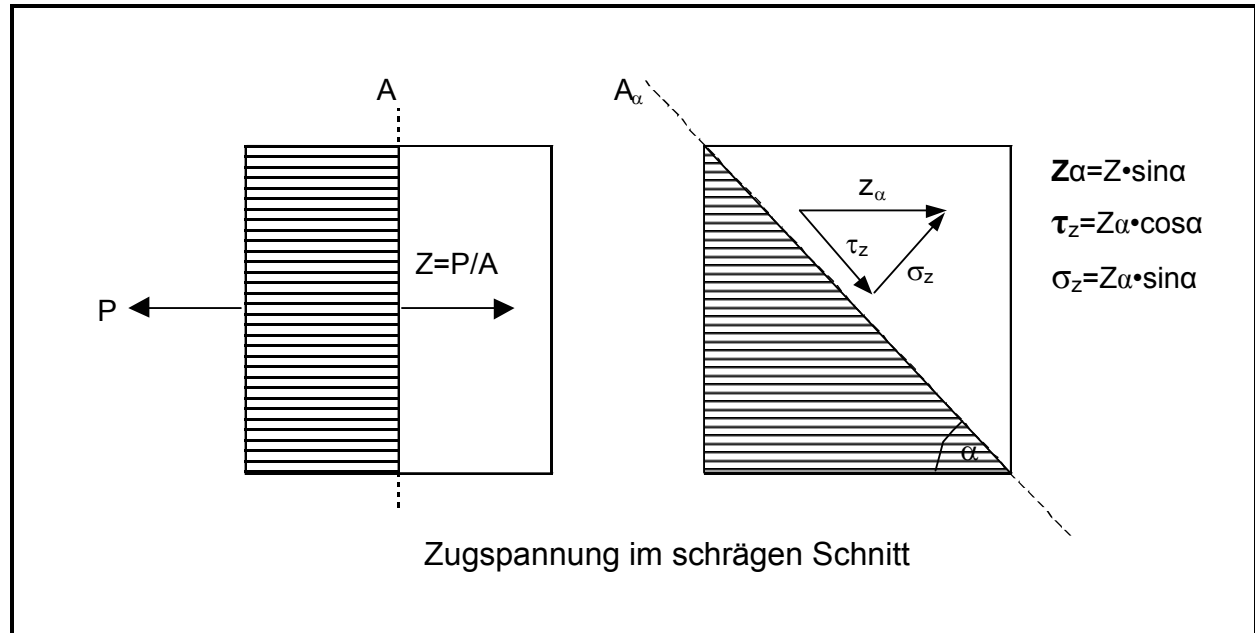


Bild 6-26 Zugspannung im Abfall (nach Kölsch, 1996, verändert aus Langer, 2001)

„In einem horizontalen faserbewehrten Element, das durch eine Zugkraft P axial zur Faserlage belastet wird, tritt in einer Schnittfläche A normal zur Faserlage eine Zugspannung z auf. Betrachtet man eine Schnittebene, die gegenüber der Faserlage im Winkel α geneigt ist, dann tritt in dieser Schnittfläche A_α eine Zugspannung $z_\alpha = P / A_\alpha$ auf. Aus geometrischen Beziehungen ist die Schrägfläche $A_\alpha = A / \sin \alpha$. Die auf die Schrägfläche bezogene Zugspannung z_α beträgt demnach:

$$z_\alpha = \frac{P}{A_\alpha} = \frac{P}{A} \cdot \sin \alpha = z \cdot \sin \alpha$$

Bezogen auf die Schnittfläche A_α kann die Schrägzugspannung $z_\alpha = z \cdot \sin \alpha$ in zwei Komponenten zerlegt werden, parallel zur Schnittfläche wirkt die Schubspannung τ_z , senkrecht zur Schnittfläche eine Normalspannung σ_z . Diese beiden Spannungen können auf die Zugspannung zurückgeführt werden:

$$\begin{aligned} \tau_z &= z_\alpha \cdot \cos \alpha = z \cdot \sin \alpha \cdot \cos \alpha \\ \sigma_z &= z_\alpha \cdot \sin \alpha = z \cdot \sin \alpha \cdot \sin \alpha \end{aligned}$$

Wird das gleiche faserbewehrte Element unter dem Winkel α einer Scherverformung ausgesetzt, muss für das Erreichen eines Bruchzustandes neben dem Reibungswiderstand der Widerstand der Fasern überwunden werden. Für die Überwindung des Faserwiderstandes ist eine Faserzugspannung z erforderlich, die in der Scherfuge die Scherspannung τ_z hervorruft. Die durch die Fasern aufnehmbare Zugspannung z ist in Abhängigkeit von der aufbrachten

Normalspannung in Zugversuchen bestimmt worden. Aus den Ergebnissen der Zugversuche kann demnach entsprechend oben genannter Gleichung unmittelbar auf den Beitrag der Fasern zum Scherwiderstand geschlossen werden.

Wird eine Scherspannung durch eine parallel zur Bruchfläche A_α angreifende Kraft T hervorgerufen, tritt in der betrachteten Fläche wegen der fehlenden Normalspannung keine Reibung, sondern nur die Faserzugspannung z_α bzw. der daraus resultierende Scherwiderstand τ_z auf. Aus Gleichgewichtsgründen wird gleichzeitig die Normalspannung σ_z hervorgerufen, die als Druckspannung auf die Bruchfläche wirkt. Diese Normalspannung erzeugt in der betrachteten Fläche einen zusätzlichen Reibungswiderstand, der ebenfalls scherfestigkeitserhöhend wirkt. Die zur Überwindung dieses Reibungswiderstandes erforderliche Scherspannung $\tau_R(z)$ beträgt:

$$\tau_R(z) = \sigma_z \cdot \tan \varphi$$

Daraus folgt die gesamte Scherfestigkeitserhöhung:

$$\tau(z) = \tau_z + \tau_R(z) = z \cdot \sin \alpha \cdot (\cos \alpha + \sin \alpha \cdot \tan \varphi)$$

mit $\tau(z)$ = Scherspannung infolge Bewehrungswirkung
 τ_z = in der Bruchfuge wirksame Bewehrungsspannung
 $\tau_R(z)$ = zusätzliche Reibspannung
 z = Zugspannung in der Bewehrung“

6.4.2 Literatur

Um eine Vergleichsbasis zur Einschätzung der Festigkeitseigenschaften mechanisch-biologisch behandelter Abfälle zu schaffen, sind in Tabelle 6-8 von unterschiedlichen Autoren ermittelte Scherparameter verschiedener unbehandelter Abfälle dargestellt. Zugwinkel sind außer von Ziehmann (1999) und Kölsch (1996) von keinen weiteren Autoren untersucht worden. Da der Zugwinkel durch eine gem. Abschnitt 6.3.3 notwendige Absiebung auf min. < 60 mm gegen Null geht (Ziehmann, 1999), wird auf ihn als Vergleichskriterium nicht weiter eingegangen.

Tabelle 6-8: Scherparameter verschiedener Abfälle (nach Angaben Jessberger et al., 1990)

Material	Reibungswinkel φ [°]	Kohäsion c [kN/m ²]	Bestimmung und Quelle
frischer Hausmüll	38-40	30-50	Literatur bzw. Versuche, Turczynski (1990)
Anfangswert für Hausmüll	30	20	k. A., Drescher (1990)
Hausmüll	38	7	Gay et al. (1978)
Hausmüll	25-35	0 (1-20)	Literatur & Erfahrungswerte, Müller (1981)
Hausmüll	17,5	7,5	k. A., Egli et al. (1987)
Haus- und Gewerbemüll ohne Klärschlamm	25	5	k. A., Pregl (1988)
Hausmüll mit hausmüllähnlichem Industrieabfall, unverrottet	32	20	k. A., Henke (1985)
hauptsächlich Haus- und Gewerbemüll	35-30	0-10	Unters. im Feld & Labor, Berechn. & Rückrechn. v. Deponieböschungen, Schuhmann (1989)
Hausmüll inkl. Muldegut, Reifen, Schlacke	30-40	0	Beobachtungen an Deponien, Cassina (1979)
35% Hausmüll, 5% Sperrmüll, 40% Gewerbemüll, 15% Bauschutt, 5% Erdaushub	32-28	5-15	Unters. im Feld & Labor, Berechn. & Rückrechn. v. Deponieböschungen, Schuhmann (1989)
Frishmüll mit Sickerwasser	26,5	28	Scherkastenversuch; Gay et al. (1981)
Frishmüll mit Klärschlamm	26	28	
Deponien mit größerem Klärschlammanteil	17,5	7,5	k. A., Salomo (1985)
Müll mit gr. Klärschlammanteilen	17,5	5	k. A., Pregl (1988)
Müll-Klärschlamm-Gemisch 9 Mo. gerottet	42	7	Scherkastenversuch; Gay et al. (1981)
DK-II-Deponieinhalt, mehrere Jahre alt	34	46	Triaxialversuch, Jessberger (1990) S.128
alter Abfall	38	16	Scherkastenversuch, Landva et al. (1984)
geschätzte Endwerte für Hausmüll	19-24	16-32	Untersuchungen u. Literatur, Landva et al. (1984)
Endwert für Hausmüll	25	0	k. A., Drescher (1990)
alter Hausmüll	17-23	0-10	k. A., Turczynski (1990)
30 Jahre alter Müll	30	k. A.	Literatur und Scherkastenversuche, Rettenberger et al. (1978) in Spillmann (1980)
ca. 40 Jahre alter Hausmüll	33	30	k. A., Henke (1985)
Rottedeponiegut	15-17	10	Rückrechnung aus der Eindringtiefe von Radlader- rädern, Spillmann (1980)
zerkl. Hausmüll (haupts. Papier und Plastik)	24	23	Scherkastenversuch, Landva et al. (1984)
vorbehandelte Siedlungsabfälle (sortiert, zerkleinert, gerottet)	20-25	0	k.A., Drescher (1990)
Bauschutt, Abbruchmassen, Schlacke, Granulate	30-40	0-10	k. A., Turczynski (1990)
Bodenaushub, verunreinigte Böden	25-32	0-20	k. A., Turczynski (1990)
Braunkohleasche (Mischasche)	26-30	0-30	k. A., Turczynski (1990)
Reaktions- und Filterkuchengemische	18-25	0	k. A., Turczynski (1990)
Klärschlamm, Anfangszustand	0-2,5	1-10	k. A., Schuhmann (1989)
Klärschlamm, Endzustand	10-15	0-5	k. A., Schuhmann (1989)
Klärschl., Endzust. (je n. Konditionierung)	15-25	0	k. A., Drescher (1990)
Klärschlamm (undränniert)	21	8	k. A., Henke (1985)
Klärschlamm (dränniert, w=84,5% DIN 18121)	35	0	k. A., Henke (1985)
Klärschlamm, je nach Wassergehalt	10-15	5-50	k. A., Salomo (1985)

Zusammengefasst und gruppiert ergeben sich folgende Spannweiten bei den in Tabelle 6-8 dargestellten Untersuchungen:

Tabelle 6-9 Spannweiten der Scherparameter für verschiedene Abfälle

Abfallart	Reibungswinkel φ [°]		Kohäsion c [kN/m ²]	
	min	max	min	max
Siedlungsabfall frisch oder ohne Altersangabe	17,5	40	0	50
Siedlungsabfall alt oder gerottet	15	42	0	46
Siedlungsabfall mechanisch behandelt	20	25	0	23
Bauschutt, Schlacken Bodenaushub	25	40	0	20
Aschen, Filterkuchen	18	30	0	30
Klärschlamm	10 (0)*	35 (2,5)*	0	50

* Einzelergebnis

Ingesamt ergibt sich eine große Schwankungsbreite bei allen Abfallarten. Diese ist bei der Kohäsion besonders ausgeprägt. Das Alter / der biologische Abbau der Siedlungsabfälle hat in den betrachteten Zeiträumen (max. 40 Jahre) keine erkennbare Auswirkung auf die Scherparameter. Bei mechanisch behandelten Abfällen (allerdings nur 2 Untersuchungen) sind Scherwinkel und Kohäsion gegenüber unbehandelten Abfällen deutlich erniedrigt (Ausprägung des Maximalwertes) und die Spannweiten geringer. Auch im Vergleich zu MBA-Output (Tabelle 6-10 ff.) sind die hier aufgeführten Reibungswinkel sehr niedrig.

Jessberger (1990) führt die große Schwankungsbreite der Scherparameter auf unterschiedlich zusammengesetzte Abfälle zurück. Außerdem ist anzumerken, dass ein erheblicher Anteil der Werte nicht durch Scherversuche, sondern auf andere Weise ermittelt wurde.

Ziehmann (1999) untersuchte im Großschergerät (2·1 m) an Abfällen gleicher Herkunft (MBA-Meisenheim) die Auswirkungen biologischer und mechanischer Behandlung auf die Scherparameter. Dabei wurde auch ein nach der Rotte auf < 60 mm abgeseibtes Material untersucht, das also hinsichtlich des Größtkornes künftigen MBA-Output sehr ähnlich sein sollte.

Tabelle 6-10 Einfluss der Abfallbehandlung von Siedlungsabfall auf die Scherparameter nach Ziehmann (1999)

Parameter	Einheit	unbehandelt	biologisch behandelt	mechanisch-biologisch behandelt	mechanisch-biologisch behandelt; < 60 mm
zugkraftaufnehmende Komponenten (Dim. 1+2)*	[Gew.-%]	>25	>25	<25	<5
Zugwinkel	[°]	30-35	30-35	15	~0
Reibungswinkel	[°]	30	35	35-38	35-38
Kohäsion	[kN/m ²]	15	15	15	15

* Dim. 1: „eindimensional“, eine lange Seite (Bänder, Seile, Kabel); Dim. 2: 2 lange Seiten (Plastiktüten, Folien, Papier)

Wie Tabelle 6-10 zeigt, wird die Kohäsion durch die Abfallbehandlung nicht beeinflusst. Die biologische Behandlung wirkt sich lediglich auf den Scherwinkel aus, der etwas ansteigt (um

ca. 17 %). Die mechanische Behandlung führt nur zu einer geringfügigen Erhöhung des Scherwinkels, die durch die Absiebung auf < 60 mm nicht verändert wird. Deutlich wirkt sich hingegen die Ausschleusung von zugkraftaufnehmenden Komponenten in der mechanischen Behandlung auf den Zugwinkel aus:

Bereits durch die mechanische Behandlung vor der Rotte reduziert sich der Zugwinkel von 30 - 35 auf 15 Grad. Durch die Absiebung nach der Rotte geht er schließlich gegen null. Das bedeutet, dass derart vorbehandelte Abfälle keine zusätzliche Standsicherheit durch zugkraftaufnehmende (bewehrende) Elemente haben. Ihre Standsicherheit ist damit durch einen Scherkastenversuch vollständig beschreibbar.

Bidlingmaier et al. (1999) und Scheelhaase et al. (2001) publizierten Untersuchungen an MBA-Output < 100 mm aus der MBA Lüneburg und < 60 mm aus der MBA Meisenheim mit einem Scherkasten 30·30 cm. Sie stellten fest, dass der Wassergehalt der untersuchten Proben nur einen geringfügigen Einfluss auf das Scherverhalten hat. Die betrachteten Wassergehalte lagen dabei zwischen 20 und 47 % FS.

Bei künftigen MBA-Deponien ist zu erwarten, dass in vielen Fällen (zur Begrenzung des oberen Heizwertes bzw. TOC_{TS}) auch Material mit einem Größtkorn deutlich unter 60 mm eingebaut wird. Hierzu liegen Untersuchungen von Fehrer (2002) aus Österreich vor, die in Heiß-Ziegler et al., 2003 veröffentlicht wurden. Die Untersuchungen fanden in einem Großrahmenschergerät 50·50 cm statt.

Tabelle 6-11 Scherversuche an MBA-Feinfraktionen (Daten aus Fehrer, 2002)

MBA	Einheit	Oberpullendorf	Allerheiligen		
Probenbez.		OP25	AH12	AH40	AH80
Größtkorn	mm	25	12	40	80
AT ₄	mg O ₂ / gTS	1,8	12,9	k.A.	k.A.
Glühverlust	Gew.-% TS	32,5	32,5	39,9	45,1
Ho, wf	kJ/kg TS	6.240	6.130	8.700	10.370
Reibungswinkel	[°]	32,6	31,5	36,2	39,5
Kohäsion	[kN/m²]	6,0	9,5	6,7	4,2

Die Ergebnisse zeigen ein Ansteigen des Scherwinkels und ein Absinken der Kohäsion mit steigender Korngröße. Die Reibungswinkel passen zu den von Ziehmann (1999) ermittelten Werten, während die Kohäsion deutlich niedriger ist.

6.4.3 Eigene Untersuchungen

6.4.3.1 Material (H 0 – 30 mm) aus den Versuchen an der Deponie Lahe

Bild 6-27 zeigt das Scherverhalten der Probe H 0 – 30 mm. Es wurde in einem Scherkasten 30·30 cm ermittelt. Im Gegensatz zum Boden kommt es auf dem Scherweg nicht zu einer Konstanz bzw. einem Rückgang der Scherfestigkeit. Trotz der mechanischen Behandlung verbleibt eine etwas erhöhte Gleitsicherheit.

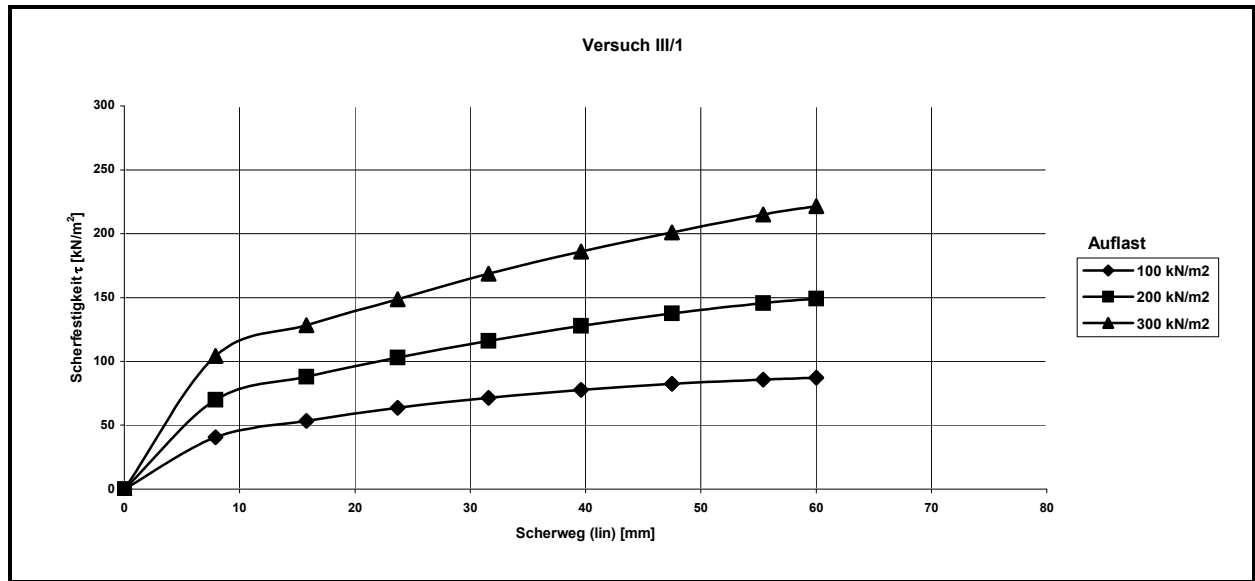


Bild 6-27 Schersfestigkeit der Fraktion H 0 – 30 mm SHG (Düllmann 2002)

Der Reibungswinkel wurde als > 35 Grad ermittelt, die Kohäsion mit 18 kN/m². Die Werte passen somit zu den Literaturangaben.

6.4.3.2 Material aus dem Landkreis Schaumburg

Das Material aus dem Landkreis Schaumburg wurde in einem Kastenschervergerät 30·30 cm untersucht. Die Versuchsrahmenbedingungen sind in Tabelle 6-12 aufgeführt.

Tabelle 6-12 Rahmenbedingungen Scherversuche Material SHG

Schergeschwindigkeit	mm/h	10
Konsolidierungszeit	h	24
Spalthöhe	mm	1
maximaler Scherweg	mm	100
Auflastspannungen	kN/m²	100, 200, 400
Probenfläche	cm²	900
Probenhöhe	cm	15

Die Ergebnisse sind in Tabelle 6-13 zusammengefasst. Bild 6-28 zeigt als Beispiel den Verlauf der Schersfestigkeit der Fraktion 0 – 40 mm aus Versuch 5. Die vollständigen Ergebnisse aller Scherversuche sind detailliert im Anhang dargestellt.

Der Scherwinkel der geprüften Fraktionen liegt im Bereich der zitierten Literaturwerte. Tendenziell steigt auch hier mit steigendem Größtkorn der Scherwinkel, aber ein so gleichmäßiger und klarer Trend wie bei den Werten von Fehrer (Tabelle 6-11) ist hier nicht erkennbar. Bei der Kohäsion ist keine eindeutige Tendenz erkennbar. Sie nimmt vergleichsweise hohe Werte an. Dieses ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass sich in dem vergleichsweise kleinen Scherkasten verbliebene, zugkraftaufnehmende Komponenten mehr auswirken (Ziehmann, 2003).

Tabelle 6-13: Ergebnisse der Scherversuche von Versuch 4 und 5 SHG

Korngröße		mm	0-20		0-40		0-60	
Ausgangsmaterial			V4	V5	V4	V5	V4	V5
Einbauwassergehalt		%FS	36	41	37	46	36	41
		%TS	56	70	58	84	57	70
Einbaudichte	feucht	g/cm ³	1,40	1,50	1,40	1,50	1,40	1,40
	trocken	g/cm ³	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,80
Scherwinkel	Bruch ----- Gleiten	°	33 33	-- 34	34 34	36 36	35 35	35 27
Kohäsion c'		kN/m ²	38 21	-- 16	43 21	23 11	35 20	49 62

Im Gegensatz zum Material H 0-30 mm und Literaturdaten (Fehrer, 2002; Bidlingmaier, 1999) ist, abgesehen von der Fraktion 0 – 20 mm aus Versuch 5, ein, wenngleich sehr schwach ausgeprägter, Bruchwert zu erkennen (Bild 6-28), der allerdings lediglich am maximalen Scherwiderstand festzumachen ist. Ursache für dieses bodenähnlichere Verhalten könnte der sehr geringe Kunststoffanteil sein, der sich in den geringen Heizwerten (Tabelle 6-1 und Tabelle 6-2) widerspiegelt. Dazu passt allerdings nicht, dass ausgerechnet die Fraktion 0 – 20 mm aus dem 5. Versuch als heizwertärmste Probe keinen Bruchwert aufweist.

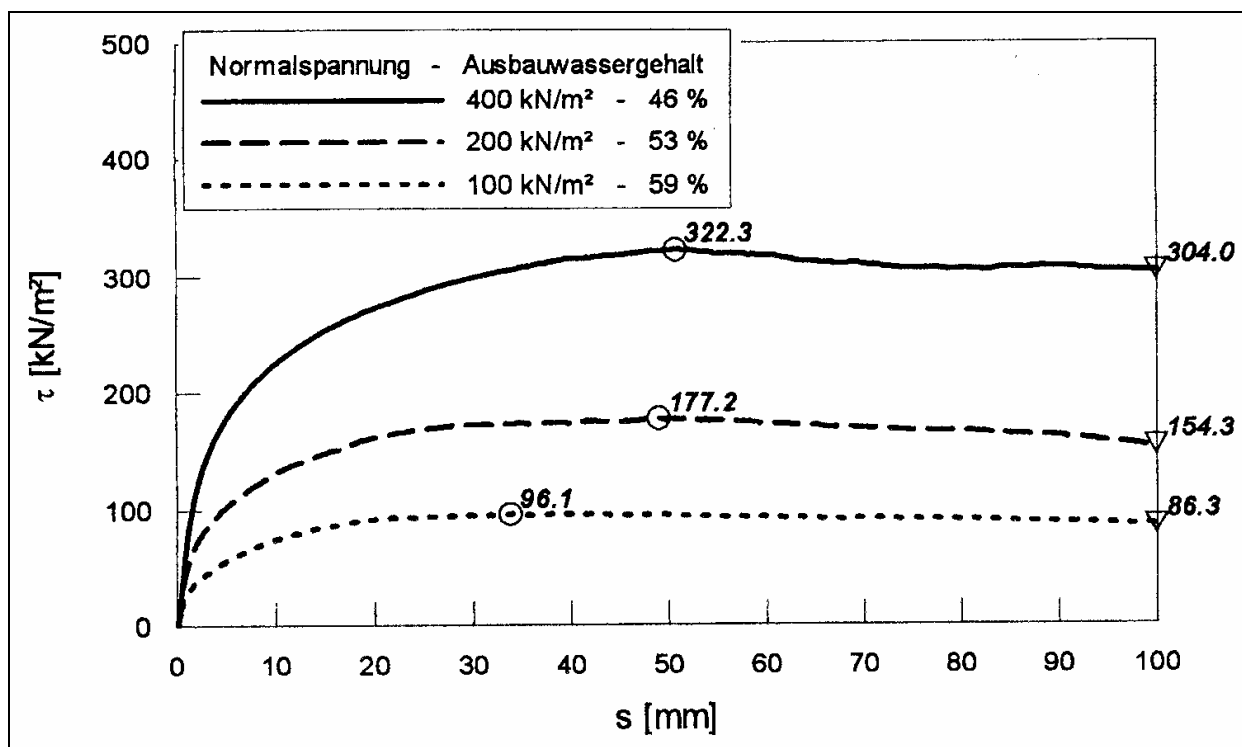


Bild 6-28 Scherfestigkeit der Fraktion 0 – 40 mm SHG Versuch 5 (Bestimmung im IGBE der Universität Hannover)

6.4.4 Bewertung

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung mit AbfAbIV-konformem Output führt (verglichen mit dem zugehörigen Ausgangsmaterial) zu einer drastischen Reduzierung (nahe null) des Zugwinkels, und einem Ansteigen des Reibungswinkels, der aber im Bereich von teilweise an unbehandelten Abfällen ermittelten Werten bleibt. Die Kohäsion bleibt unbeeinflusst. Die aus der Literatur und in eigenen Untersuchungen Reibungswinkel für (zumindest annähernd) verordnungskonformen MBA-Output liegen zwischen 32 und 38 Grad. Die ermittelte Kohäsion lag zwischen 10 und 62 kN/m².

6.4.5 Prüfung der Standsicherheit

Anhand der ermittelten Werte für die Materialien H 0 – 30 mm, sowie SHG 0 – 20, 0 – 40 und 0 – 60 mm wurde die Standsicherheit von Böschungen aus diesen Materialien rechnerisch überprüft. Dazu wurde die Software GGU-Stability eingesetzt. Simuliert wurde eine 20 m und eine 40 m hohe Deponie.

Als Verkehrslast wurde ein 36 t Kompaktor in einer Entfernung von 2 m vom Böschungsrand angesetzt. Im Deponiebau mit unbehandeltem Abfall sind Sicherheitsbeiwerte von $\geq 2,0$ üblich (Schuhmann, 1989). Dieses ist in dem unbekanntem Langzeitverhalten wesentlicher stabilitätsgebender Bestandteile des Siedlungsabfalls begründet. Da im MBA-Output die biologischen Abbauprozesse sehr weit fortgeschritten sind und ein Großteil der organischen Faserbestandteile entzogen wurde, ist zum Vergleich auch eine Berechnung mit einem im Erdbau üblichen Sicherheitsbeiwert (DIN 4017) von 1,3 gerechnet worden. Der Scherwinkel wurde gem. EAU 1996 um 1,2 abgemindert. Die Berechnungen gehen davon aus, dass das Material in angepasster Weise eingebaut wurde (langsame Aufhöhung, niedriger Einbauwassergehalt und Vermeidung von Wassereintrag) um das Entstehen von Porenwasserdruck zu verhindern. Dieser wurde daher mit null angesetzt. Tabelle 6-14 und Tabelle 6-15 enthalten die angesetzten Werte und die Berechnungsergebnisse. Detailliertere Darstellungen sind im Anhang enthalten. Die Berechnungen stellen den Idealfall dar, der in der Praxis kaum anzutreffen sein dürfte! Für die Richtigkeit der Berechnungen wird keinerlei Gewährleistung übernommen!

Tabelle 6-14 Böschungsstandsicherheitsberechnung (Idealfall) für eine 20 m hohe Deponie

Sicherheitsbeiwert η		1,3				2			
		SHG 0-20	SHG 0-40	SHG 0-60	H 0-30	SHG 0-20	SHG 0-40	SHG 0-60	H 0-30
Herkunft und Größtkorn	mm								
Höhe h	m	20	20	20	20	20	20	20	20
Böschungslänge l	m	19,5	18	18,5	15,5	38,7	35,9	35,8	33
Scherwinkel φ ⁽¹⁾	°	32,8	34,8	33,8	33,8	32,8	34,8	33,8	33,8
Kohäsion c' ⁽²⁾	kN/m ³	15	15	15	15	15	15	15	15
Wichte γ_{feucht}	kN/m ³	15	15	14	10,9	15	15	14	10,9
Porenwasserüberdruck	kN/m ³	0	0	0	0	0	0	0	0
max. Böschungswinkel	°	45,73	48,01	47,23	52,22	27,33	29,12	29,19	31,22
Steigung		1:0,98	1:0,90	1:0,93	1:0,78	1:1,94	1:1,80	1:1,79	1:1,65

⁽¹⁾ Laborwerte um 1,2 abgemindert

⁽²⁾ Auf Wert von Ziehmann (1999) abgemindert

Tabelle 6-15 Böschungsstandsicherheitsberechnung (Idealfall) für eine 40 m hohe Deponie

Sicherheitsbeiwert η		1,3				2			
Herkunft und Größtkorn	mm	SHG 0-20	SHG 0-40	SHG 0-60	H 0-30	SHG 0-20	SHG 0-40	SHG 0-60	H 0-30
Höhe h	m	40	40	40	40	40	40	40	40
Böschungslänge l	m	53,5	48	49	46	90	86	86,5	82,5
Scherwinkel φ ⁽¹⁾	°	32,8	34,8	33,8	33,8	32,8	34,8	33,8	33,8
Kohäsion c' ⁽²⁾	kN/m ³	15	15	15	15	15	15	15	15
Wichte γ_{feucht}	kN/m ³	15	15	14	10,9	15	15	14	10,9
Porenwasserüberdruck	kN/m ³	0	0	0	0	0	0	0	0
max. Böschungswinkel	°	36,78	39,81	39,23	41,01	23,96	24,94	24,82	25,87
Steigung		1:1,34	1:1,20	1:1,23	1:1,15	1:2,25	1:2,15	1:2,16	1:2,06

⁽¹⁾ Laborwerte um 1,2 abgemindert

⁽²⁾ Auf Wert von Ziehmann (1999) abgemindert

Auch mit verordnungskonformem MBA-Output lassen sich theoretisch demnach im Vergleich zu natürlichem Bodenmaterial sehr steile Böschungen bauen. Sofern Porenwasserdruck auftritt, womit in der Praxis zumindest in Teilbereichen der Deponie zu rechnen ist, ist von einer deutlich verringerten Standsicherheit auszugehen. Abschnitt 6.10 beschäftigt sich mit dem für die Standsicherheit stark beeinflussenden Porenwasserdruck. Die Situation kann sich zusätzlich durch den Einbau von zur Vermeidung von Porenwasserüberdrücken notwendigen Dränlagen ändern, sofern die Dränlagen eine geringere Standfestigkeit als das MBA-Material haben.

Ergänzung für die Druckausgabe: Blümel et al. (2004) führten folgende Standsicherheitsberechnung durch, die moderate hydraulische Verhältnisse im Deponiekörper berücksichtigt:

Die Standsicherheit von MBA-Böschungen wurde unter Zugrundelegung der in Tabelle 5-1 angegebenen Parameter, die in Anlehnung an vorab im bodenmechanischen Labor durchgeführte Untersuchungen gewählt wurden, ohne Ansatz von Verkehrslasten überprüft. Es wurde das Berechnungsverfahren nach Bishop angewandt, welches in der DIN 4084 beschrieben ist. Die Berechnungen wurden mit dem EDV-Programm BOESCH der Firma GGU, Braunschweig durchgeführt. Sowohl die geometrischen Randbedingungen als auch die geomechanischen Parameter des MBA-Materials wurden dabei variiert, da letztere erfahrungsgemäß einer gewissen Streubreite unterliegen. Im Deponiebau mit unbehandeltem Abfall sind Sicherheitsbeiwerte von $\geq 2,0$ üblich (Schuhmann, 1989). Dieses ist in dem unbekanntem Langzeitverhalten wesentlicher stabilitätsgebender Bestandteile des Siedlungsabfalls begründet. Da im MBA-Output die biologischen Abbauprozesse bereits sehr weit fortgeschritten sind und ein Großteil der nur temporär standsicherheitswirksamen organischen Faserbestandteile entzogen wurde, kann auf die darauf abgestimmte Sicherheitsreserve verzichtet und der Wert der nachzuweisenden Mindestsicherheit η_{erf} gemäß den Festlegungen in den geotechnischen Normen orientiert werden, wenn die Scherparameter für dieses Material im Versuch ermittelt wurden. Gemäß dem globalen Sicherheitskonzept ist somit ein Mindestwert von rd. 1,4 im Lastfall 1 nachzuweisen. Allerdings sind in jedem Fall als Rechenwerte der Scherparameter angemessen auf der sicheren Seite liegende Ansatzwerte zu wählen.

Tabelle 6-16 *Ergebnisse der rechnerischen Abschätzung der Standsicherheit einer hügel förmigen MBA-Deponie für unterschiedliche Böschungsneigungen und unter Variation der geomechanischen Parameter (Blümel/Müller-Kirchenbauer, 2004)*

Parameter	γ [kN/m ³]	c [kN/m ²]	φ [°]	Wasser- spiegel [m]	Böschungs- höhe [m]	Böschungs- neigung	η_{vorh} [-]	$\eta_{\text{vorh}} > 1,4 = \eta_{\text{erf}}$ (LF 1)	
Ausgangsparameter:	15	15	35,0	10	20	1:3	1,60	erfüllt	
variierte Parameter	Böschungsneigung	15	15	35,0	10	20	1:2	1,24	nicht erfüllt
		15	15	35,0	10	20	1:2,5	1,42	erfüllt
		15	15	35,0	10	20	1:3,5	1,76	erfüllt
		15	15	35,0	10	20	1:4	1,90	erfüllt
		15	15	35,0	10	40	1:3	1,60	erfüllt
		15	15	35,0	20	40	1:3	1,20	nicht erfüllt
		15	15	35,0	20	40	1:3,5	1,36	~ erfüllt
		15	15	35,0	20	40	1:4	1,51	erfüllt
	Winkel der inneren Reibung	15	15	32,5	10	20	1:3	1,51	erfüllt
		15	15	30,0	10	20	1:3	1,43	erfüllt
Kohäsion	15	10	35,0	10	20	1:3	1,35	~ erfüllt	
	15	5	35,0	10	20	1:3	1,05	nicht erfüllt	
ohne Stauwasser	15	15	35,0	-	20	1:3	2,97	erfüllt	

Die Ergebnisse der Berechnungen zeigen, dass für das MBA-Material mit den gewählten Rechenwerten der Scherparameter von $\varphi = 35^\circ$ und $c = 15 \text{ kN/m}^2$ Böschungsneigungen zwischen 1 : 3,5 und 1 : 3 mit ausreichender Sicherheit realisierbar sind, bei geringer Böschungshöhe evtl. auch noch begrenzt steiler. Die angegebenen Wasserstände wurden überwiegend auf einem Niveau gewählt, das etwa der halben Böschungshöhe entspricht. Bei den üblicherweise zu erwartenden geringen Wassergehalten und langsamer Deponieerhöhung sowie der in der Praxis wahrscheinlich nur teilweise vorliegenden Wassersättigung werden diese in situ wahrscheinlich geringer ausfallen. Für den praktischen Deponiebetrieb sind somit Außenböschungen auch unter Berücksichtigung der Standsicherheit aufzubringender Oberflächenabdichtungen von 1 : 3 bis 1 : 3,5 wahrscheinlich realisierbar. Für Betriebsböschungen können unter Berücksichtigung der dargestellten Ergebnisse der Standsicherheitsbetrachtungen ggf. auch steilere Böschungsneigungen realisiert werden. Die Standsicherheit der Böschungen ist im Einzelfall standortspezifisch rechnerisch nachzuweisen.

Die vorliegenden rechnerischen Untersuchungen sind als Parameterstudie einzustufen. Sie ersetzen nicht den im Anwendungsfall erforderlichen standortspezifischen Standsicherheitsnachweis mit den geomechanischen Parametern des jeweils örtlich anfallenden Deponates. Hierbei ist insbesondere bei der Ermittlung der Scherfestigkeitsparameter darauf zu achten, dass die Randbedingungen im Laborversuch auf die Verhältnisse in situ übertragbar sind (Einbaudichten, Auflastspannungen, Wassersättigungsgrad, Entwässerungsbedingungen etc.) und dass die Rechenwerte aus abgeminderten Versuchswerten gebildet werden.

Zur Entspannung des Porenwasserdruckes können grundsätzlich Dränagen z. B. aus wasser-durchlässigen Abfällen vorgesehen werden, wobei diese unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Standsicherheitsbetrachtungen als nicht zwingend erforderlich bewertet werden.

Beim Einbau von Dränlagen bzw. von Rigolensystemen ist darauf zu achten, dass diese u.U. ungünstigere geomechanische Parameter aufweisen können, als das MBA-Material. Dies ist dann bei den rechnerischen Standsicherheitsnachweisen entsprechend zu berücksichtigen, und zwar bei der Bildung von Rechenmodellen hinsichtlich der Schichtung, der Stoffparameter etc. Insofern hat eine Überprüfung der mechanischen Eigenschaften und eine Eignung des Materials vor Einbau zu erfolgen.

6.5 Kompressionsverhalten

6.5.1 Grundlagen

Mit dem Kompressionsversuch wird das Konsolidierungsverhalten des Materials ermittelt. Bei der Komprimierung wird das Porenvolumen des Baustoffes / Abfalls reduziert, wodurch auch die Wasserdurchlässigkeit reduziert wird. Im Gegensatz zu Böden, deren feste Bestandteile nur eine geringe Zusammendrückbarkeit aufweisen besteht bei Abfällen die Möglichkeit großer Stauchungen fester Bestandteile. Wie das Scherverhalten hängt die Größe des Steifemoduls von der Art und Zusammensetzung des Abfalls ab. Maßgeblichen Einfluss hat auch die Einbaudichte (DGGT, 1997).

Bei dem Kompressionsversuch wird die Setzung Δh zur Zeit t infolge einer aufgebracht konstanten Spannung σ gemessen. Aus der Setzung Δh und aus der Anfangsprobenhöhe h_0 wird die Dehnung zum Zeitpunkt t berechnet:

$$\varepsilon = \frac{\Delta h_t}{h}$$

Der Zusammenhang zwischen der Dehnung ε und der Zeit t lässt sich durch ein Zeit-Setzungs-Diagramm wiedergeben. Die Abstände der Asymptoten an die Zeitsetzungskurven von der Zeitachse ergeben die Enddehnungen für die jeweils aufgebrachte Spannung. Für die bei den einzelnen Laststufen ermittelten Endsetzungen wird das Drucksetzungsdiagramm gezeichnet. In der Bodenmechanik wird die σ - ε -Linie durch eine Probe mit behinderter Seitendehnung ermittelt. Daher wird die Steigung α der σ - ε -Linie als Steifemodul bezeichnet. (Grundbau und Bodenmechanik I, 1997).

6.5.2 Literatur

Jessberger et al. (1990) recherchierte und untersuchte auch den Steifemodul von Abfällen. Die Literaturangaben liegen zwischen 0,3-3,0 MN/m². Seine eigenen Versuche ergaben Steifemoduln von 1-4 MN/m². Der Steifemodul ist auflastabhängig und beträgt nach DGGT (1997) [GDA-Empfehlung E 2-24] bei Frischmüll im Mittel

$$E_s = -200 + 11,7 \cdot \sigma \quad [\text{kN/m}^2].$$

Ziehmann (1999) untersuchte das Konsolidierungsverhalten von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen mit und ohne Absiebung auf < 60 mm nach der Rotte. Dabei wurde der Steifemodul für zwei Zeitpunkte ermittelt. Der erste Zeitpunkt (Z1) war das Ende der jeweiligen Laststufe. Der zweite Zeitpunkt (Z2) wurde in Anlehnung an die Bodenmechanik als der Zeitpunkt definiert, an dem die Setzungen weniger als 0,1% der Ausgangshöhe innerhalb von 24 Stunden betragen.

Tabelle 6-17 Steifemoduln von mech.-biol. behandeltem Abfall ($\sigma = 280-420 \text{ kN/m}^2$), Werte aus Ziehmann, 1999)

Behandlung	mechanisch-biologisch	mechanisch-biologisch <60mm
Z 1	3,8 MN/m ²	4,3 MN/m ²
Z 2	5,1 MN/m ²	7,9 MN/m ²

Die mechanisch biologische Behandlung führt entsprechend der aufgeführten Werte zu einer deutlichen Erhöhung des Steifemoduls, die sich durch Absiebung nach der Rotte noch vergrößert.

Bidlingmaier et al. (1999) ermittelten an Output < 60 mm der MBA Meisenheim (MH2-36w) und < 100 mm der MBA Lüneburg die in Tabelle 6-18 eingetragenen Werte. Bei niedrigen Laststufen erreicht das feinere Material aus Meisenheim höhere Steifemoduln, während das Lüneburger Material bei höheren Auflasten die größere Festigkeit zeigt. Eine Erklärung gaben Bidlingmaier et al. dafür nicht.

Tabelle 6-18 Steifemodul E_s , Trockendichte D_t , Porenanteil n und Sättigungsgrad s_r der Materialien MH2-36w und LBG-16w bei Wasserhaltekapazität r mit zunehmender Auflast (Bidlingmaier, 1999)

Laststufe	MH2-36w				LBG-16w			
	E_s	D_t	n	S_r	E_s	D_t	n	S_r
[kN/m ²]	[kN/m ²]	[Mg/m ³]	[-]	[-]	[kN/m ²]	[Mg/m ³]	[-]	[-]
0	-	0,82	0,64	0,76	-	0,63	0,70	0,76
50	355	0,96	0,58	-	239	0,80	0,62	-
100	1670	0,99	0,57	-	905	0,86	0,59	-
200	1947	1,06	0,54	-	1570	0,94	0,55	-
400	2904	1,16	0,50	-	2973	1,05	0,50	-
600	4514	1,24	0,46	1,0	4977	1,12	0,47	1,0
800*	6438*	1,30*	0,43*	-	14105*	1,15*	0,45*	-
1000*	9857*	1,35*	0,41*	-	32737*	1,16*	0,45*	-

* extrapolierte Werte

6.5.3 Eigene Untersuchungen

6.5.3.1 Material aus den Versuchen an der Deponie Lahe

Düllmann (2002) ermittelte die in Tabelle 6-19 aufgeführten Steifemoduln für das Material der Testfelder auf der Deponie Lahe. Für das organikreiche Material sind die Werte erstaunlich hoch und liegen über den von Bidlingmaier (1999) ermittelten Werten.

Tabelle 6-19 Steifemoduln des Materials H 0 – 30 mm (Werte aus Düllmann, 2002)

Laststufe [kN/m ²]	Es [MN/m ²]
25 – 50	0,73
50 – 100	1,48
100 – 200	2,46
200 - 400	4,92

Ø 30 cm, Einbau WG 39 % FS

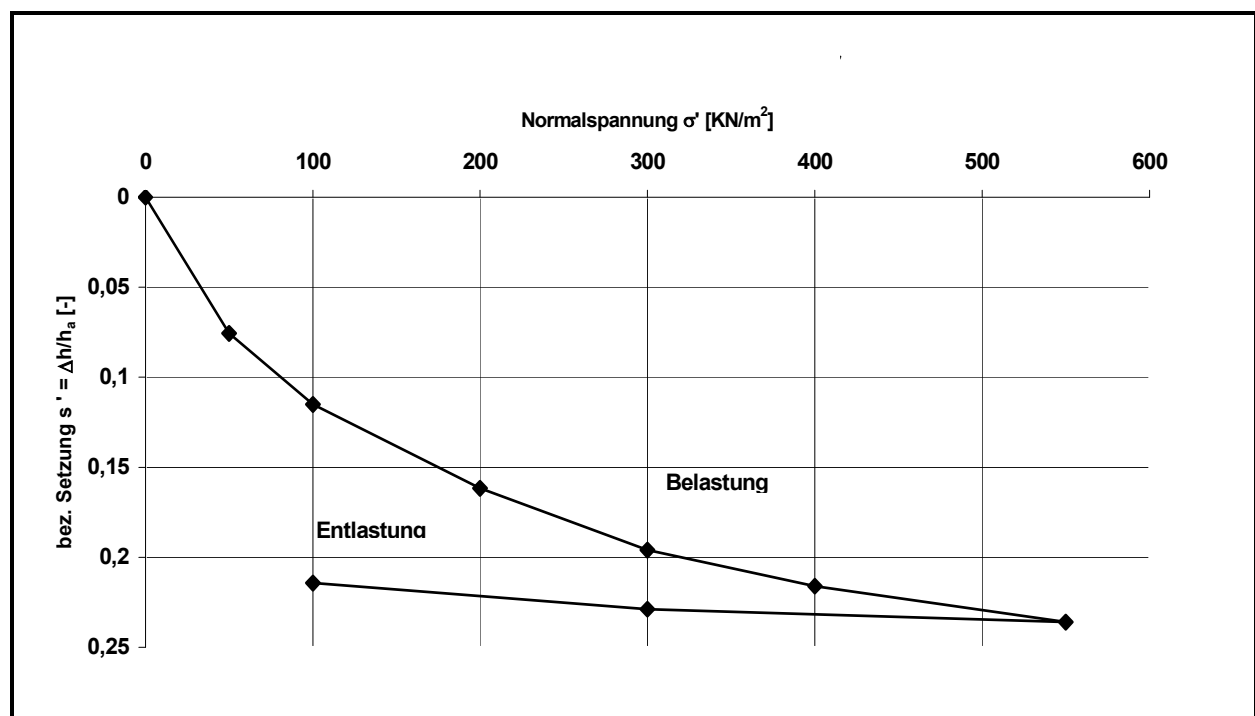


Bild 6-29: Last-Setzungs-Linie Material H 0 – 30 mm (Düllmann 2002)

6.5.3.2 Material aus dem Landkreis Schaumburg

Das Material wurde in einem einaxialen Druckversuch in einem Stahlzylinder mit 35 cm Durchmesser untersucht.

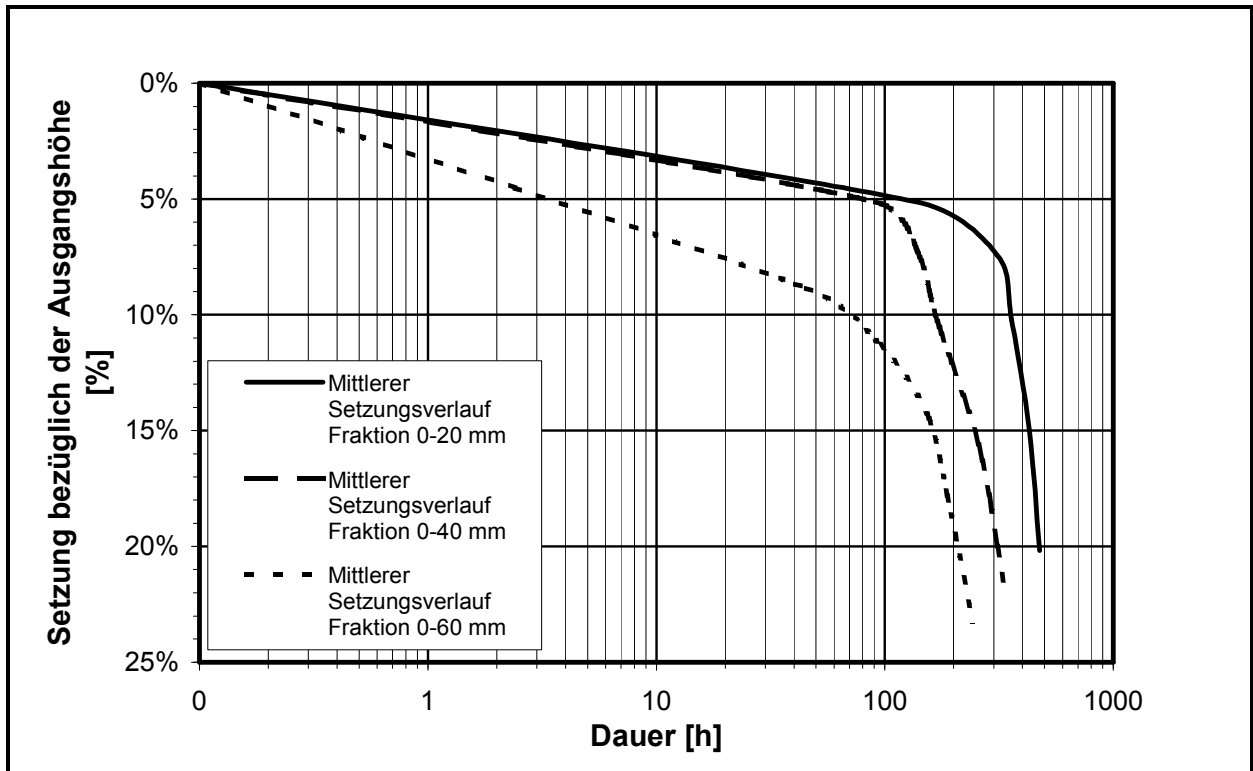


Bild 6-30 Zeit-Setzungsverhalten der Fraktionen aus Versuch 4 (Langer, 2001)

Auffällig im Zeit-Setzungs-Diagramm ist das relativ ähnliche Setzungsverhalten der Fraktionen 0-20 mm und 0-40 mm in den ersten 100 Stunden. Danach wird die Fraktion 0-40 mm jedoch wesentlich schneller komprimiert als die Fraktion 0-20 mm. Die Fraktion 0 – 60 mm benötigt nur halb so viel Zeit für eine Setzung von 10 % wie die Fraktion 0-40 mm.

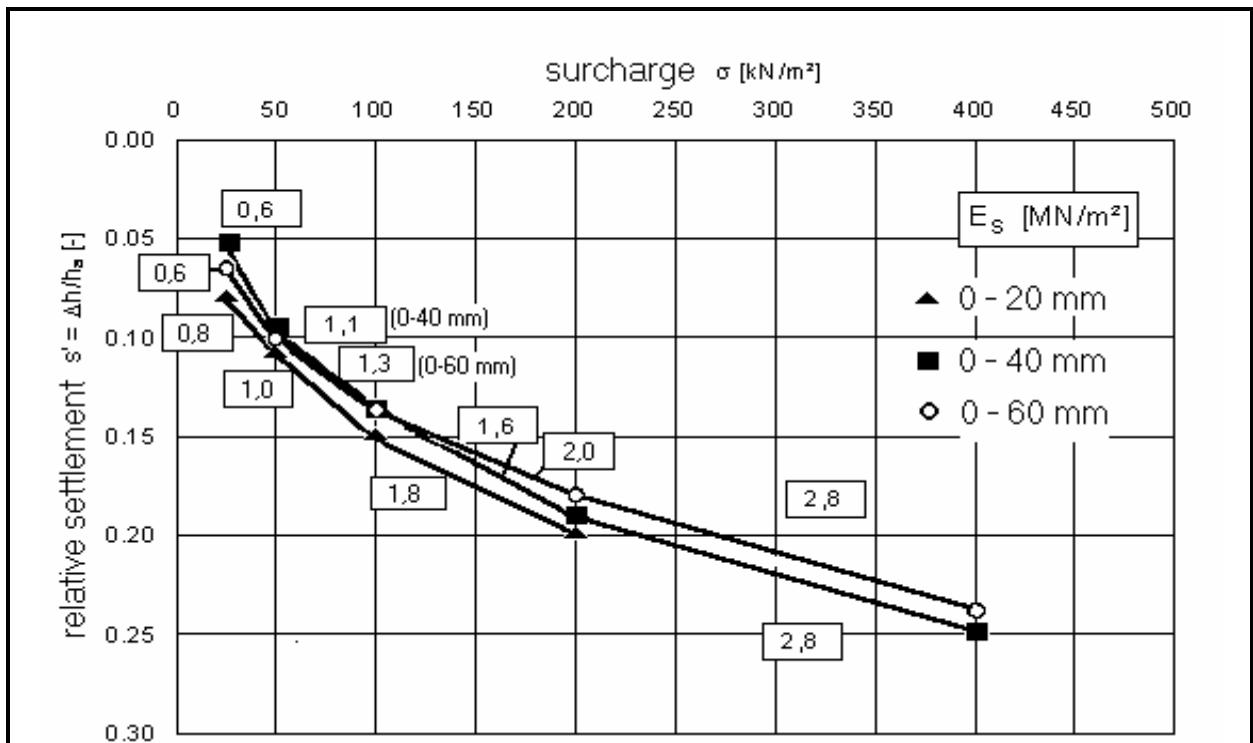


Bild 6-31 Vergleich des Last- / Setzungsverhaltens der drei Siebfraktionen aus Versuch 4 SHG (Kühle-Weidemeier et al., 2003)

Im Last-Setzungsverhalten und hinsichtlich der Steifemoduln zeigen die 3 Fraktionen ein sehr ähnliches Verhalten, wie Bild 6-31 und Tabelle 6-20 belegen.

Tabelle 6-20 Steifemoduln Versuche SHG

Laststufe [kN/m ²]	Es [MN/m ²]					
	0-20 mm		0-40 mm		0-60 mm	
Siebfraktion	V4	V5	V4	V5	V4	V5
Vers. SHG	V4	V5	V4	V5	V4	V5
25 – 50	0,84	0,8	1,07	0,50	0,94	0,60
50 – 100	1,99	1,00	1,59	1,10	1,49	1,30
100 – 200	1,87	1,80	1,68	1,60	2,44	2,00
200 - 400	3,29		2,88	2,80	3,03	2,80

Mit steigendem Größtkorn steigt auch der Steifemodul an. Das Material aus Versuch 4 zeigt insgesamt eine höhere Steifigkeit als dasjenige aus Versuch 5. Die Steifigkeit der Schaumburgen Materialien liegt deutlich unter denen des „Hannoveraner“ Materials.

6.5.4 Fazit

Durch die mechanisch-biologische Behandlung wird die Steifigkeit des Abfalls deutlich erhöht. Der Steifemodul scheint im Widerspruch zu den aufgeführten Auswirkungen der mechanischen Behandlung (Entzug groben Materials und der Leichtfraktion) mit steigendem Größtkorn anzusteigen.

6.6 Wasserdurchlässigkeit

6.6.1 Grundlagen

Die Durchlässigkeit beeinflusst nicht nur die Geschwindigkeit, mit der Schadstoffe aus dem Deponat ausgewaschen werden können, sondern hat auch entscheidende Auswirkungen auf die mechanische Stabilität eines Deponiekörpers. Reicht die Durchlässigkeit nicht aus, um durch Konsolidierungsvorgänge und Abbauprozesse freiwerdendes Wasser abzuführen, kann es zu Porenwasserüberdrücken kommen, die die Standfestigkeit der Deponie gefährden können. Im schlimmsten Fall wird das Material breiig und fängt an zu fließen. Hinzukommender Druck durch Deponiegasbildung bzw. Blockierung von Poren durch dieses kann die Situation zusätzlich ungünstig beeinflussen.

Die Bestimmung der Durchlässigkeit ist in DIN 18130 geregelt. Nach Jessberger (1990) ist ergänzend folgendes zu beachten:

- Für die Prüfung feinkörniger Böden soll der Triaxialversuch mit konstantem hydraulischem Gefälle und „back pressure“ als Regelversuch dienen (feinkörnige Böden haben wie unter Auflast stehender MBA-Output eine geringe Durchlässigkeit).
- Für die Messung ist ein hydraulisches Gefälle von $i = 30$ zu wählen.

- Durchströmung des Prüfkörpers von unten nach oben.
- Eine weitgehende Wassersättigung ist anzustreben.
- Nach Möglichkeit sollte der Durchlässigkeitsversuch zusätzlich mit Deponiesickerwasser oder einer anderen geeigneten Prüfliquidität durchgeführt werden.

6.6.2 Literatur

Während für Rohabfälle Wasserdurchlässigkeitsbeiwerte um 10^{-4} bis 10^{-7} m/s dokumentiert sind, liegen diese bei MBV-Abfällen zwischen 10^{-5} und 10^{-10} m/s. In einem gemeinsamen Projekt von IGW, ISAH und GB Düllmann (AG Einbau von MBA-Abfällen, 2000) wurden Durchlässigkeitsbeiwerte von MBA-Output aus der Literatur recherchiert. Dabei werden Werte für gerotetes Material ohne oder mit geringer Abtrennung der Grobfraction sowie für die Feinfraction aufgeführt. Die Maximalstückgröße der abgeseibten Abfälle betrug dabei in den meisten Fällen 80 mm. Bei den untersuchten Abfällen handelte es sich dabei in der Regel um mechanisch und aerob biologisch vorbehandelte Abfälle. Die in der Literatur angegebenen Werte schwanken dabei überwiegend um ca. vier Zehnerpotenzen zwischen ca. 10^{-6} und 10^{-10} m/s.

Tabelle 6-21: Durchlässigkeitsbeiwerte mechanisch – biologisch behandelter Abfälle (AG Einbau von MBA-Abfällen, 2000)

Quelle	k [m/s]
Dach (1998)	1,00E-10
Dach (1998)	2,00E-10
Dach (1998)	4,90E-10
Jager et al. (1999)	5,00E-10
Rettenberger (1997)	5,80E-10
Jager et al. (1999)	9,00E-10
Dach (1998)	7,20E-09
Jager et al. (1999)	7,20E-09
Dach (1998)	8,00E-09
Danhamer und Jager (1998)	1,00E-08
Steube (1997)	1,54E-08
Fricke et al. (1999)	2,53E-08
Dach (1998)	4,50E-08
Fricke et al. (1999)	1,80E-07
Fricke et al.	1,83E-07
Fricke et al. (1999)	2,80E-07
Münnich (1999)	4,03E-07
Jager et al. (1999)	2,00E-06
Danhamer und Jager (1998)	3,00E-06
Dach (1998)	4,00E-06
Steube (1997)	1,06E-05

Die erzielbaren Wasserdurchlässigkeiten scheinen u. a. von dem untersuchten Abfall abhängig zu sein. Bidlingmaier et al. (1999) weisen einen Bezug zwischen der Wasserdurchlässigkeit und der Einbaudichte nach.

ISAH und IGW (Probe Neuwied) erstellten aus ihnen zugänglichem MBA Output unterschiedliche Siebfraktionen die im GB Prof. Düllmann auf ihren Durchlässigkeitsbeiwert untersucht wurden. Dabei wurden sehr niedrige Durchlässigkeitsbeiwerte festgestellt (Tabelle 6-22):

Tabelle 6-22: Verdichtbarkeit, mechanisches Verhalten und Wasserleitfähigkeit von MBV-Abfällen (Kühle-Weidemeier et al., 2000)

Herkunft	Sieb-schnitt	Proktor-dichte ρ_{Pr}	Proktor-wasser-gehalt w_{Pr}	Proktor-wasser-gehalt w_{Pr}	k_f -Wert	Steife-modul E_s
[-]	[mm]	[g _{TS} /cm ³]	[%TS]	[%FS]	[m/s]	[MN/m ²]
Schaum-burg*	<40	1,004	29,8	23,0	$1,5 \cdot 10^{-9}$	
Schaum-burg*	<100	0,859	35,1	26,0	$1,4 \cdot 10^{-9}$	
Neuwied	<40	0,839	62,8	39,0	$2,0 \cdot 10^{-10}$ $1,9 \cdot 10^{-9}$	$1,4 \cdot \sigma_e$
Wiefels	<120	0,700	65,3	40,0	$5,7 \cdot 10^{-10}$ $1,3 \cdot 10^{-10}$	
Bassum	<80	0,758	60,7	38,0	$6,5 \cdot 10^{-10}$	$1,5 \cdot \sigma_e$
Bassum	<40	0,828	59,7	37,0	$2,0 \cdot 10^{-10}$ $2,9 \cdot 10^{-10}$	$0,78 \cdot \sigma_e$

*Es handelt sich nicht um Material aus den Versuchen 1-5.

Entsprechend dem geringeren Leichtfraktionsanteil zeigen die feiner abgeseibten Materialien eine höhere Proktordichte. Die Proben aus dem Landkreis Schaumburg fallen durch ihren niedrigen Proktorwassergehalt auf. Dies unterstreicht die Bedeutung anlagenspezifischer Untersuchungen der Eigenschaften des MBA-Outputs, insbesondere der das hydraulische Verhalten beeinflussenden Parameter.

Bild 6-32 zeigt die Abhängigkeit der Wasserdurchlässigkeit von der Auflast. An der Oberfläche einer Deponie sind aufgrund der fehlenden Auflast demnach sehr niedrige Durchlässigkeitsbeiwerte mit dem untersuchten Material nicht zu erreichen.

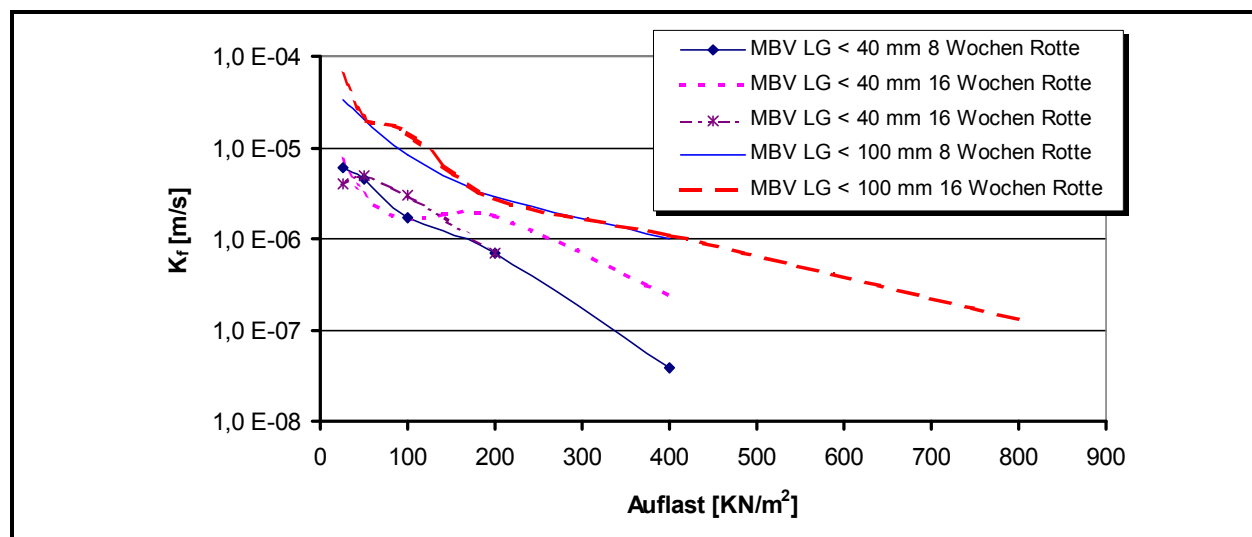


Bild 6-32: Durchlässigkeitsbeiwert in Abhängigkeit von der Auflast (Doedens et al., 2000)

Münnich (1999) untersuchte die hydraulischen Kenngrößen von MBA-Material aus unterschiedlichen Kaminzugrotten. Abweichend von den Ergebnissen der übrigen Autoren ermittelte

er selbst bei feinem Siebschnitt (< 30 mm) und hoher Verdichtung relativ große hydraulische Leitfähigkeiten. Allerdings ist hier die Infiltrationsrate und nicht der K_f -Wert angegeben, die in ungesättigtem Material normalerweise höher ist als der Durchlässigkeitsbeiwert. Die Ergebnisse im Detail:

Tabelle 6-23: Einbaudichte und Infiltrationsrate von MBA-Output (Münnich, 1999)

Einbaudichte Mat. < 60 mm		Einheit	Infiltrationsrate in 350 Minuten	
FS (WG=30 % FS)	TS		Versuchsbeginn	Versuchsende
1,3	0,9	t / m ³	$1,3 \cdot 10^{-4}$	$2 \cdot 10^{-5}$
1,4	0,97	t / m ³	$4 \cdot 10^{-5}$	$7 \cdot 10^{-6}$
1,5	1,04	t / m ³	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$6 \cdot 10^{-8}$

- Bereits geringe Änderungen der Einbaudichte wirken sich erheblich auf die Infiltrationsrate aus.
- Besonders bei kurzzeitigen Niederschlagsereignissen (Situation Infiltrationsbeginn) kann ein deutlich höherer Niederschlagsanteil in den (ungesättigten) Abfallkörper eindringen, als durch die gesättigte Wasserleitfähigkeit beschrieben wird.
- Trotz hoher Einbaudichte ($> 1 \text{ t}_{\text{TS}}/\text{m}^3$) konnte bei Material < 30, < 40 und < 60 mm eine hydraulische Leitfähigkeit von $< 10^{-8} \text{ m/s}$ nicht erreicht werden.
- Die ungesättigte Leitfähigkeit wird stark vom Wassergehalt des Materials beeinflusst.
- Die hydraulische Leitfähigkeit wird erheblich von der Materialzusammensetzung (Kunststoffanteil) beeinflusst.
- Die Wasserhaltekapazität nimmt mit zunehmender Einbaudichte ab (geringeres Porenvolumen).

Das von Münnich (1999) untersuchte Material stammt aus der MBA Meisenheim, das, wie aus Abschnitt 6.3.1 hervorgeht, einen sehr hohen Feinkornanteil hat. Dadurch kann zwar eine hohe Einbaudichte erreicht werden, aber aufgrund des entsprechend geringeren Anteils von großflächigen Kunststoffanteilen (Folien) bleibt die Durchlässigkeit relativ hoch, da gem. Bild 6-15 in diesem Abfall auch kein nennenswerter Anteil im Schluff- und Tonbereich enthalten sein kann. Es ist außerdem zu betonen, dass an der Abfalloberfläche bei weitem nicht die Einbaudichten / niedrigen Durchlässigkeitsbeiwerte erreicht werden wie im Deponiekörper. Eine oberflächliche Infiltration spiegelt daher die Verhältnisse im Deponiekörper nur wenig wieder.

Neuere Untersuchungen deuten darauf hin, dass die bisher am MBA-Output ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte häufig zu hoch sein dürften (Heiß-Ziegler et al., 2003). Ursache dürften zu kleine Messzellen (z.B. Labor a beim Material SHG in Abschnitt 6.6.3.1) und Randumläufigkeiten sein (Ramke, 2001). Dies wurde dem Autor auch auf Rückfrage bei Heiß-Ziegler bestätigt.

Fehrer (2002) untersuchte seine Proben aus Oberpullendorf und Allerheiligen auch auf den Durchlässigkeitsbeiwert. Es wurden überwiegend sehr niedrige Durchlässigkeiten ermittelt, die

mit zunehmendem Größtkorn anstiegen (Tabelle 6-24). Klar ist auch die Abnahme der Durchlässigkeit mit Zunahme der Einbaudichte zu erkennen. Dies gilt in markanter Weise für die Probe AH40. Bei ihr sinkt die Durchlässigkeit beim Anstieg der rel. Proktordichte von 87,4 auf 94,4 % um drei Zehnerpotenzen. Bei nahezu gleicher Veränderung der rel. Proktordichte ändert sich die Durchlässigkeit der Probe AH12 nur um ca. eine halbe Zehnerpotenz. Das kann zum Einen daran liegen, dass die Folienbestandteile bei der größeren Probe bei höherer Dichte besser eingepresst sind und so besser ihre abdichtende Wirkung entfalten können. Zum Anderen ist es denkbar, dass es bei einer besser verdichteten Probe deutlich geringere Randumfläufigkeiten in der Messzelle gibt. Das ist in diesem Fall sehr plausibel, da die verwendete Messzelle nur einen Durchmesser von 10 cm hatte.

Tabelle 6-24 Durchlässigkeitsbeiwerte Österreichischen MBA-Outputs (Fehrer, 2002)

Probe	relative Proktordichte ρ_P [%]	k_f [m/s]
Oberpullendorf OP25 (< 25 mm)	93,7	$7,8 \cdot 10^{-11}$
	94,3	$1,8 \cdot 10^{-10}$
	97,1	$8,2 \cdot 10^{-11}$
	97,6	$7,0 \cdot 10^{-11}$
	98,9	$6,3 \cdot 10^{-11}$
	99,5	$6,2 \cdot 10^{-11}$
Allerheiligen AH12 (< 12 mm)	88,3	$3,4 \cdot 10^{-11}$
	89,9	$5,9 \cdot 10^{-11}$
	92,3	$3,9 \cdot 10^{-11}$
	92,5	$3,0 \cdot 10^{-11}$
	93,2	$1,7 \cdot 10^{-11}$
	94,9	$1,5 \cdot 10^{-11}$
Allerheiligen AH40 (< 40 mm)	87,4	$1,1 \cdot 10^{-7}$
	92,2	$3,1 \cdot 10^{-8}$
	94,4	$2,4 \cdot 10^{-10}$

6.6.3 Eigene Untersuchungen

6.6.3.1 Laboruntersuchungen

Material aus dem Landkreis Schaumburg

Die Durchlässigkeitsbestimmungen wurden mit konstanter Druckhöhe in Anlehnung an DIN 18130 durchgeführt. Der Messzellendurchmesser betrug 18 cm. Das zu untersuchende Material wurde mit 25 Proktorschlägen á 2 kg verdichtet in die Versuchszellen eingebaut.

Vor der Versuchsdurchführung wurde das Material wassergesättigt. Während der Sättigungsphase blieb die Zelle unverschlossen, jedoch mit einer Auflast versehen, um einem Aufschwimmen der Probe durch das den Probenkörper durchströmende Wasser entgegenzuwirken. Die Sättigung der Proben erfolgte bei einem hydraulischen Gradienten von $i \approx 3$.

Die Durchlässigkeitsuntersuchungen wurden mit einem hydraulischen Gradienten von $i \approx 10$ durchgeführt. Zusätzlich wurden die Proben im Labor des geotechnischen Büros Prof. Düllmann in 60 cm Messzellen durchströmt (Labor b).

Tabelle 6-25 Durchlässigkeitsbeiwerte und Kennwerte Material SHG

Korngröße	mm	0-20			0-40			0-60			
Ausgangsmaterial		V4	V5		V4	V5		V4	V5		
AT4	mgO ₂ /gTS	1,4	1,2		1,7	1,5		2,0	1,9		
Heizwert Ho	kJ/kg	4400	5400		4427	5348		4738	5960		
Glühverlust	%TS	22	27		22	26		23	28		
Durchlässigkeitsbeiwert	Labor	a	a	b	a	a	b	a	a	b	
	m/s	7,8*E-8	3,7*E-9	2,3*E-10	6,5*E-6	3,6*E-6	7,0*E-10	6,2*E-6	5,2*E-5	1,8*E-8	
Wassergehalt	%TS	56	70	72	58	64	67	57	70	54	
Einbaudichte	feucht	g/cm ³	1,2	1,4	1,4	1,1	1,2	1,4	1,2	1,0	1,3
	trocken	g/cm ³	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7	0,9	0,8	0,6	0,9

Die Untersuchungsergebnisse zeigen eine mit steigender maximaler Korngröße zunehmende Durchlässigkeit des Materials.

Innerhalb der Fraktionen weichen die Ergebnisse der beiden Labors deutlich voneinander ab. Hierfür dürfte eine Reihe von Faktoren verantwortlich sein:

- Unterschiedliche Messzellen
- Unterschiedliche Einbauwassergehalte
- Unterschiedliche Verdichtung / Auflast

Grundsätzlich gelten hierzu die gleichen Anmerkungen wie zu den Untersuchungen von Fehrer (2002).

Untersuchungen Deponie Lahe

Das Material für die Testfelder auf der Deponie Lahe (H 0 – 30 mm) wurde im geotechnischen Büro Prof. Düllmann auf seine Durchlässigkeit geprüft. Im Rahmen des Projektes war es möglich, auch KD-Versuche durchzuführen. Bild 6-33 zeigt eindrucksvoll die starke Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes von der Auflast und damit verbunden von der Lagerungsdichte. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass Angaben von Durchlässigkeitsbeiwerten, bei denen die Rahmenbedingungen nicht genau dokumentiert sind, nur begrenzte Aussagekraft haben.

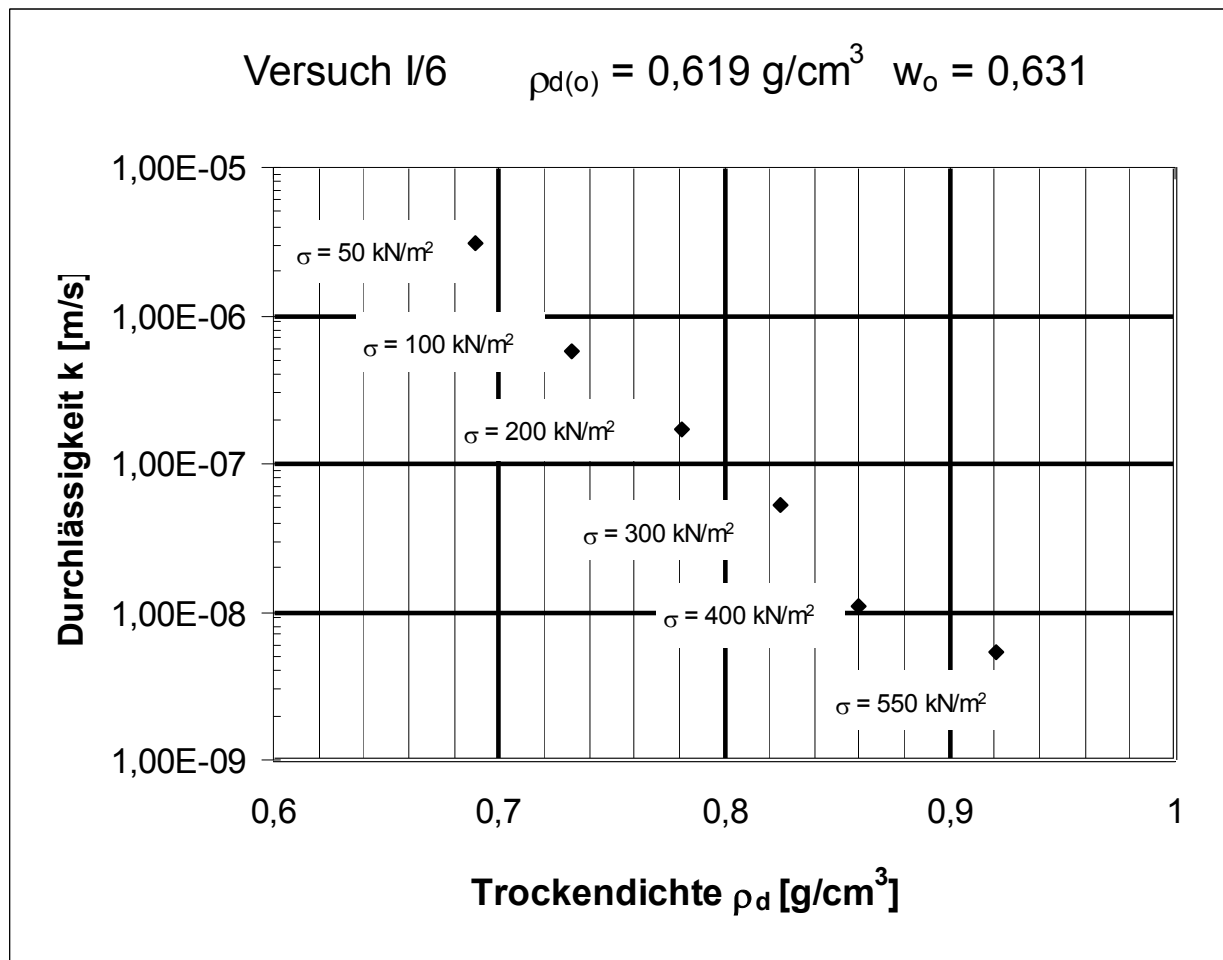


Bild 6-33: Beispiel für k_f -Werte in Abhängigkeit von Normalspannung σ und Trockendichte ρ_d , Düllmann, 2002

Bild 6-34 zeigt nicht nur die Proktorkurve des Materials H 0 – 30 mm, sondern verdeutlicht die Abhängigkeit des Durchlässigkeitsbeiwertes von MBA-Output (Versuch Hannover) vom Einbauwassergehalt. Eine spätere Befeuchtung des bereits eingebauten Materials hat keinen Einfluss auf die Durchlässigkeit (Düllmann, 2002). Die Proktorkurve verläuft relativ flach.

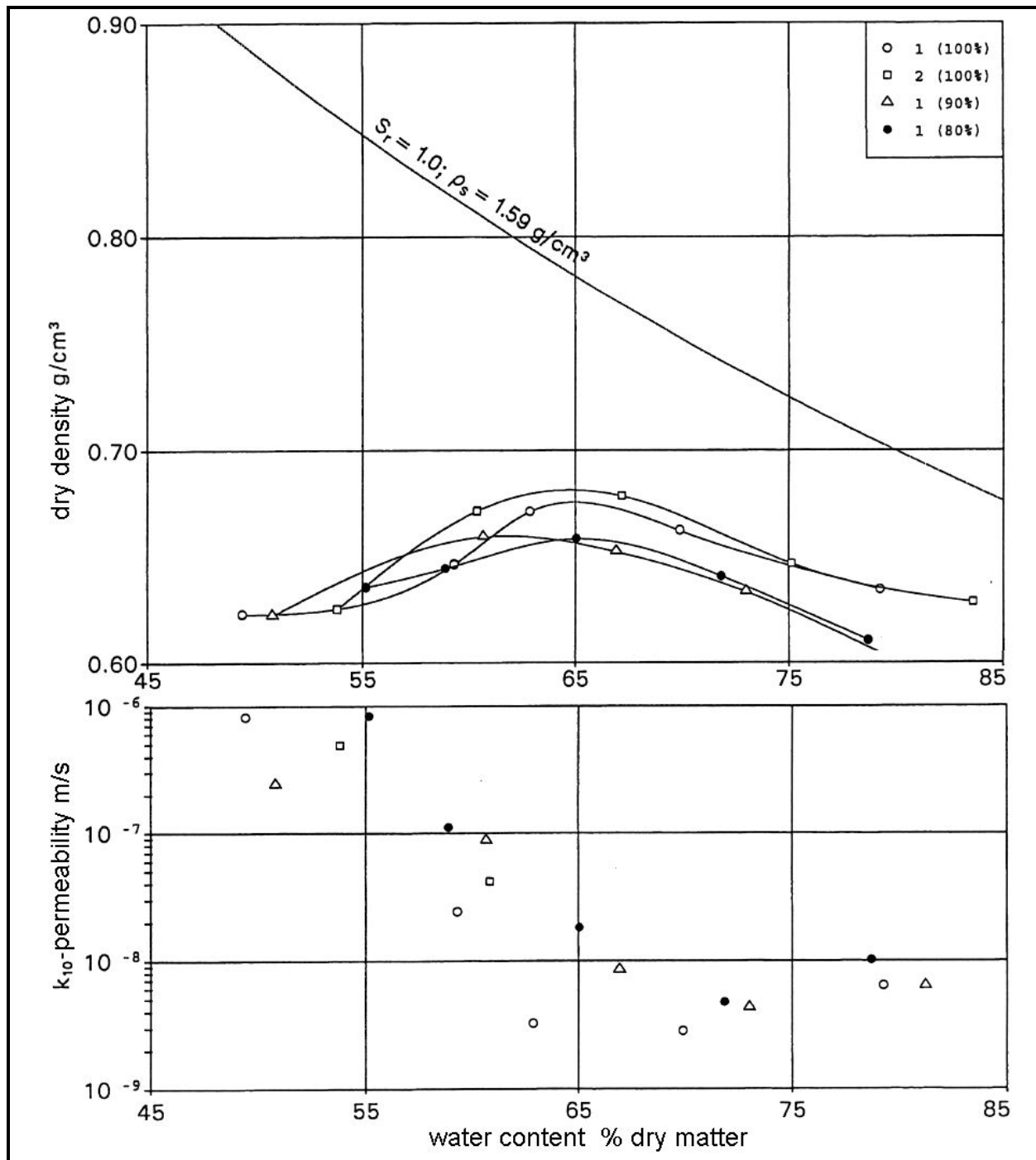


Bild 6-34 Proktorkurve und Durchlässigkeitsverhalten des Materials aus den Versuchsfeldern Deponie Lahe (Kühle-Weidemeier et al., 2003 nach Düllmann, 2002)

6.6.3.2 In-situ Messungen

Testfelder Deponie Lahe

Die In-situ-Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwerts lieferte folgendes Ergebnis:

Tabelle 6-26: Durchlässigkeitsbeiwerte in-situ

Messpunkt	Einheit	Feld 1 (30 cm)	Feld 2 (50 cm)
9	m/s	1,50E-05	1,00E-05
18	m/s	2,10E-05	7,20E-06
29 / 27	m/s	6,40E-06	6,50E-06
Mittelwert	m/s	1,41E-05	7,90E-06

Das untersuchte Material liegt hinsichtlich der Durchlässigkeit am oberen („durchlässigen“) Rand der bisher bei MBA-Material festgestellten Proben. Die In-situ-Ergebnisse decken sich relativ gut mit den Laboruntersuchungen von Prof. Düllmann. Bei einem höheren Einbauwassergehalt wären tendenziell niedrigere Durchlässigkeiten zu erwarten.

6.6.4 Bewertung

MBA-Output hat im Vergleich zu unbehandelten Abfällen einen um mehrere Zehnerpotenzen niedrigeren Durchlässigkeitsbeiwert (materialabhängig). Tendenziell werden bei geringerem Größtkorndurchmesser auch geringere Durchlässigkeiten erreicht. Ob dies nur materialspezifisch ist, oder messtechnische Hintergründe hat, kann nicht abschließend beurteilt werden. Die Bestimmung des Durchlässigkeitsbeiwertes wird jedoch von sehr vielen Randbedingungen beeinflusst, die in der Literatur meist nicht ausreichend dokumentiert sind. Dadurch ist ein direkter Vergleich ggf. nur begrenzt möglich. Unter Auflast innerhalb einer Deponie muss zumindest mit Durchlässigkeitsbeiwerten im Bereich von 10^{-9} m/s gerechnet werden, so dass Porenwasserüberdrücke nicht auszuschließen sind. An der Deponieoberfläche ist kaum mit sehr niedrigen Durchlässigkeiten zu rechnen. Folgende Faktoren sind bei der Bestimmung und Interpretation von Messergebnissen zu beachten:

- Die erste Schwierigkeit bei der Bestimmung ergibt sich aus der im Vergleich zu Böden hohen maximalen Partikelgröße. Messzellen in einer daran angepassten Größe sind in den meisten Labors nicht vorhanden, so dass häufig auf weniger geeignete Geräte zurückgegriffen wird.
- Nach Ramke (2001) ist es sehr schwierig, beim Einbau von MBA-Output in das Messgefäß Randumläufigkeiten zu vermeiden, die insbesondere bei sehr schwach durchlässigem Material das Ergebnis stark verfälschen oder weitgehend bestimmen können. Ohne längere Erfahrung der versuchsdurchführenden Person besteht daher immer die Gefahr der Bestimmung unrealistisch hoher Durchlässigkeiten.
- Wie die umfangreichen Untersuchungen am in den Testfeldern der Deponie Lahe verwendeten Material gezeigt haben und auch in der Literatur dokumentiert ist (Bidlingmaier et al. 1997), ist die Durchlässigkeit von der Einbaudichte abhängig ist, die wie-

derum vom Einbauwassergehalt abhängig ist. Um Messergebnisse sinnvoll vergleichen zu können, müssen diese Werte dokumentiert werden.

6.7 Zusammenfassende Darstellung der fraktionsbezogenen geomechanischen Daten

Die nachfolgende Tabelle zeigt zusammenfassend die Ergebnisse der geomechanischen Untersuchungen. Die beim Steifemodul angegebenen geklammerten Werte für Versuch 4 unterliegen einem Fehler durch nicht DIN-konforme Versuchsdurchführung.

Tabelle 6-27: Ergebnisse der geomechanischen Untersuchungen

Korngröße		mm	0-20			0-40			0-60			0-30	
Ausgangsmaterial			aerob V4	aerob V5	aerob V4	aerob V5	aerob V4	aerob V5	anaerob + Nachrotte				
Probenbezeichnung			SHG 130	SHG 149	SHG 129	SHG 148	SHG 128	SHG 147	H III/1; I/6				
AT4		mgO2/gTS	1,4	1,2	1,7	1,5	2,0	1,9	3,61				
Heizwert Ho			kJ/kg	4400	5400	4427	5348	4738	5960	>8800			
Originalwassergehalt			% FS	38	41	35	38	34	38	31			
Korndichte			g/cm ³							1,59			
Glühverlust			%TS	22	27	22	26	23	28	34			
Einbauwassergehalt			%FS	36	41	37	46	36	41	39			
			%TS	56	70	58	84	57	70	65			
Einbau- dichte	feucht	g/cm ³	1,40	1,50	1,40	1,50	1,40	1,40	1,09				
	trocken	g/cm ³	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90	0,80	0,67				
Scherwinkel	Bruch Gleiten	°	33 33	-- 34	34 34	36 36	35 35	35 27	>35				
Kohäsion c'		kN/m ²	38 21	-- 16	43 21	23 11	35 20	49 62	18				
Steifemodul	25-50	MN/m ²	(0,84)	0,80	(1,07)	0,50	(0,94)	0,60	0,73				
E _s bei einer Auflast von	50-100	MN/m ²	(1,99)	1,00	(1,59)	1,10	(1,49)	1,30	1,48				
	100-200	MN/m ²	(1,87)	1,80	(1,68)	1,60	(2,44)	2,00	2,46				
[kN/m ²]	200-400	MN/m ²	(3,29)	--	(2,88)	2,80	(3,03)	2,80	4,92				
Durchlässigkeits- beiwert	Labor		a	a	b	a	b	a	a	b	b		
	m/s		7,8*E-8	3,7*E-9	2,3*E-10	6,5*E-6	3,6*E-6	7,0*E-10	6,2*E-6	5,2*E-5	1,8*E-8	E-6 bis E-9	
Wassergehalt			%TS	56	70	72	58	64	67	57	70	54	variiert
Einbau- dichte	feucht	g/cm ³	1,2	1,4	1,4	1,1	1,2	1,4	1,2	1,0	1,3	variiert	
	trocken	g/cm ³	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7	0,9	0,8	0,6	0,9	variiert	

6.8 Einbauverhalten

6.8.1 Grundlagen

6.8.2 Literatur

Auf zahlreichen Deponien wird bereits seit langem eine Vorzerkleinerung des Abfalls vorgenommen, um eine höhere Einbaudichte und damit eine längere Nutzungsdauer der Deponie zu erreichen. Die zu zerkleinernden Abfallarten werden gemischt, um durch ein möglichst kontinuierliches Korngrößenspektrum (Annäherung an Fullerkurve) eine hohe Einbaudichte zu erreichen. Der optimale Einbau erfolgt mit dem Kompaktor und bei einer Lagenstärke ≤ 30 cm. Die Grundlage dafür wird nachfolgend beschrieben.

Turk et al., 1996 haben den Einfluss von mechanischer und mechanisch-biologischer Vorbehandlung auf die Einbaudichte von Restabfall untersucht. In Abhängigkeit von der Behandlung kamen sie zu folgenden Ergebnissen:

Zerkleinerung und Dünnschichteinbau:

- Erhöhung der Ablagerungsdichte im Vergleich zu unzerkleinertem und in höherer Schichtdicke (60 cm) eingebautem Abfall. Der Einfluss von Änderung der Schichtdicke und Vorzerkleinerung wurde nicht getrennt ermittelt.
- Einbaudichte bei 4,2 m Überdeckung: $0,82 \text{ t}_{\text{FS}} / \text{m}^3$ bzw. $0,67 \text{ t}_{\text{TS}} / \text{m}^3$.
- Durch Homogenisierung in einer Mischtrommel und Wasserzugabe konnte bei sonst gleichen Versuchsbedingungen die Einbaudichte weiter erhöht werden. Sie betrug dann bei 3,6 m Überdeckung: $1,1 \text{ t}_{\text{FS}} / \text{m}^3$ bzw. $0,76 \text{ t}_{\text{TS}} / \text{m}^3$.

Zerkleinerung und biologische Behandlung mittels Kaminzugrotte:

- Kompaktor ist der Vibrationswalze beim Einbau in der Verdichtungsleistung überlegen,
- Einschränkungen in der Befahrbarkeit durch den Kompaktor werden nicht genannt,
- maximal 3 Überfahrten mit dem Kompaktor erforderlich,
- Erhöhung der Einbaudichte im Vergleich zu lediglich mechanisch vorbehandeltem Material,
- Einbaudichte 1. Versuch bei 3,6 m Überdeckung: $1,25 \text{ t}_{\text{FS}} / \text{m}^3$ bzw. $0,87 \text{ t}_{\text{TS}} / \text{m}^3$,
- Einbaudichte 2. Versuch bei ca. 2 m Überdeckung: $1,56 \text{ t}_{\text{FS}} / \text{m}^3$ bzw. $0,97 \text{ t}_{\text{TS}} / \text{m}^3$.

Hupe et al. (1998) geben Einbaudichten für MBA-Output von $1,2 \text{ Mg}_{\text{FS}}/\text{m}^3$ bis zu $2,1 \text{ Mg}_{\text{FS}}/\text{m}^3$ bei der Feinfraktion (0-20 mm) an.

Fehrer hat an dem österreichischen MBA-Output Proktorversuche durchgeführt (Bild 6-35). Die Ergebnisse aus Allerheiligen tendieren bei vergleichbarem Siebschnitt in Richtung des Materials „Hannover“. Das Material aus Oberpullendorf erreicht eher die für das Schaumburger Material angegebenen Dichten.

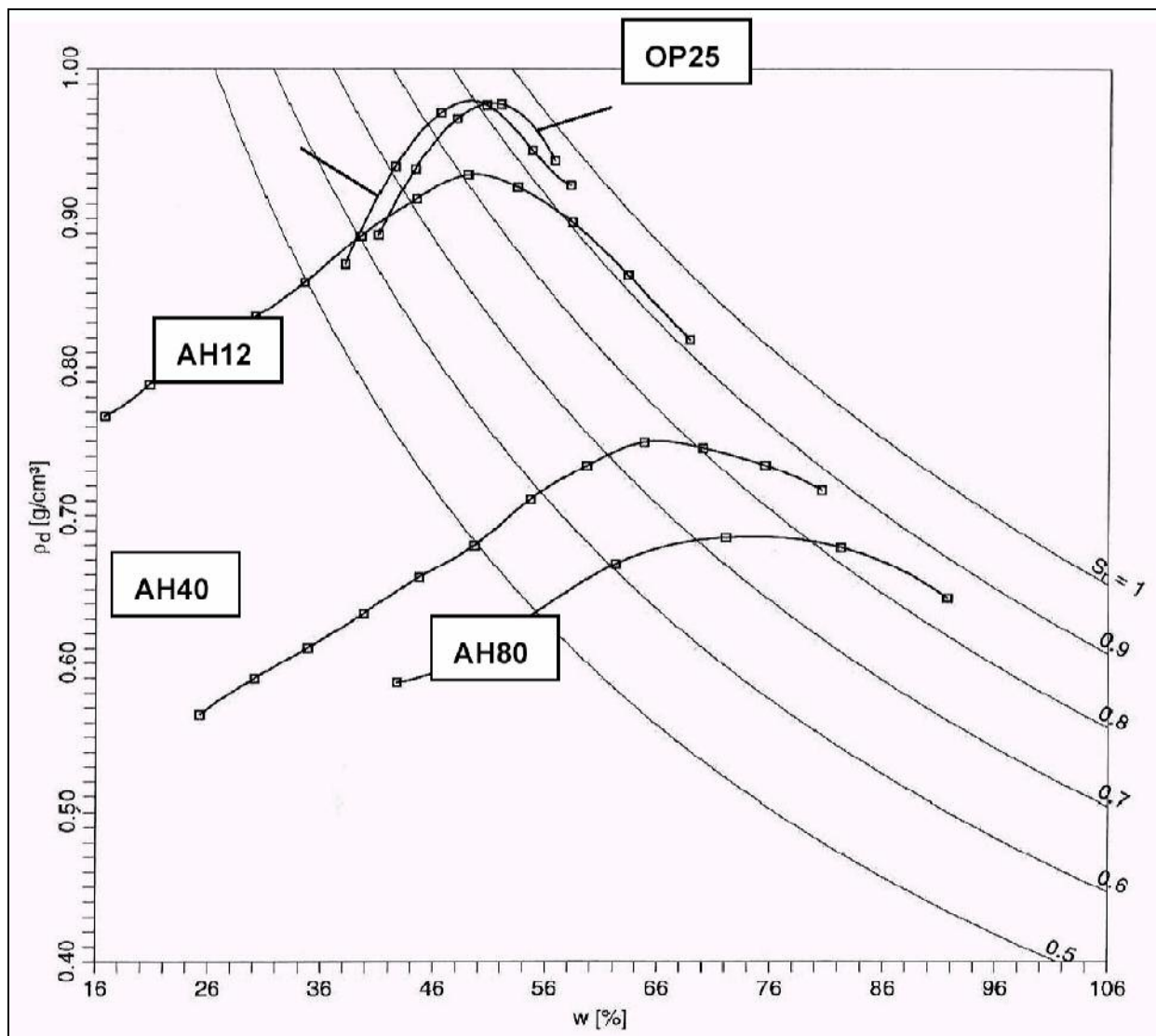


Bild 6-35 Proktorkurven der Proben aus Allerheiligen und Oberpullendorf

Untersuchungen mit auf <40mm abgeseibtem Rotteustrag der RABA Bassum im Rahmen eines Feldversuches (von Felde, 1999) ergaben, dass der Einsatz von Kompaktoren auf feuchtem Rottegut (mit Kompaktor schlecht befahrbar) zu keinem befriedigenden Verdichtungsergebnis führt. Erst durch Glätten der Oberfläche und Nachverdichten mit einem Walzenzug wurden gute Verdichtungswirkungen erzielt.

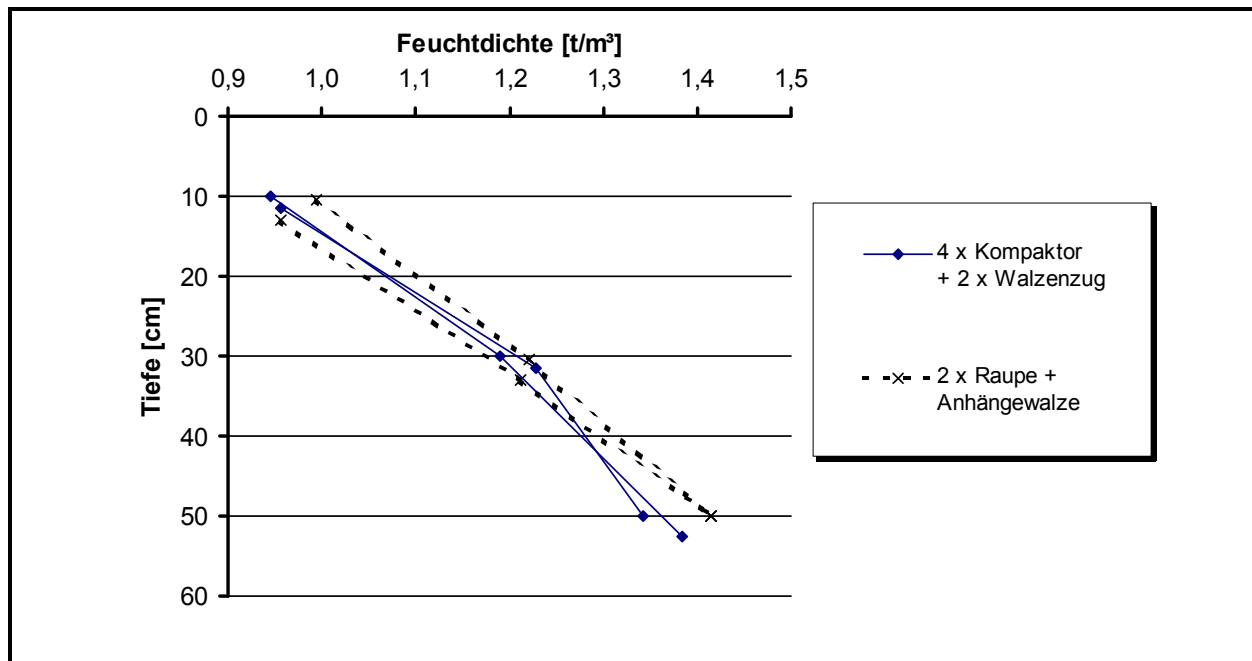


Bild 6-36: Verdichtungsgerät und Einbaudichten von Rottegut <40mm (von Felde, 1999)

Eine Kombination aus Raupe zum Ausbreiten und anschließendem Verdichten mit einer Vibrationsanhängewalze ergab eine gute Verdichtung auf 1,4 t FS/m³ in 50 cm Tiefe und war auch bei widrigen Witterungsbedingungen einsetzbar (Doedens et al., 2000). In 10 cm Tiefe lag die Einbaudichte lediglich bei 0,95 bis 1,0 t_{FS} / m³.

Reiff & Marx (1999) kamen für auf < 60 mm abgeseibtes Material aus der Kaminzugrotte hinsichtlich der Befahrbarkeit zu ähnlichen Ergebnissen, erzielten jedoch mit dem Kompaktor eine bessere Verdichtung.

Tabelle 6-28: Verdichtungserfolg mit unterschiedlichen Einbaugeräten (Reiff & Marx, 1999)

Parameter	Einheit	Kompaktor 37 t	Walzenzug 13 t	Kompaktor 28 t
Wassergehalt	%	35,1	33,3	32,9
Feuchtdichte	t _{FS} / m³	2,19	1,22	1,75
Trockendichte	t _{TS} / m³	1,45	0,81	1,17

Das von Reiff & Marx (1999) untersuchte Material stammt aus der MBA Meisenheim, das, wie aus Abschnitt 6.3.1 hervorgeht, einen sehr hohen Feinkornanteil hat, wodurch tendenziell hohe Einbaudichten zu erwarten sind.

6.8.3 Eigene Untersuchungen

6.8.3.1 Verdichtbarkeit

Testfelder Deponie Lahe

Vermessungsergebnisse¹

1. Verdichtungserfolg in Abhängigkeit der Übergangshäufigkeit

Aussagen hierzu können nur auf Grundlage der Vermessungsergebnisse getroffen werden. Dabei ist zu beachten, dass aufgrund der verfahrensbedingten Ungenauigkeiten absolute Werte für den Verdichtungserfolg nur begrenzt aussagefähig sind, Trendaussagen sind jedoch möglich. Am aussagekräftigsten sind die Vermessungen der Lagen 1 und 4 von Feld 1 sowie 1 und 3 des Feldes 2, da dort auch die Mächtigkeit vor der Verdichtung und mindestens nach dem 1., 3. und 5. Übergang gemessen wurde (siehe Bild 6-8). In Bild 6-37 ist für diese Lagen der Verdichtungserfolg (Reduzierung der Ausgangslagenstärke in %) in Abhängigkeit von der Anzahl der Geräteübergänge dargestellt.

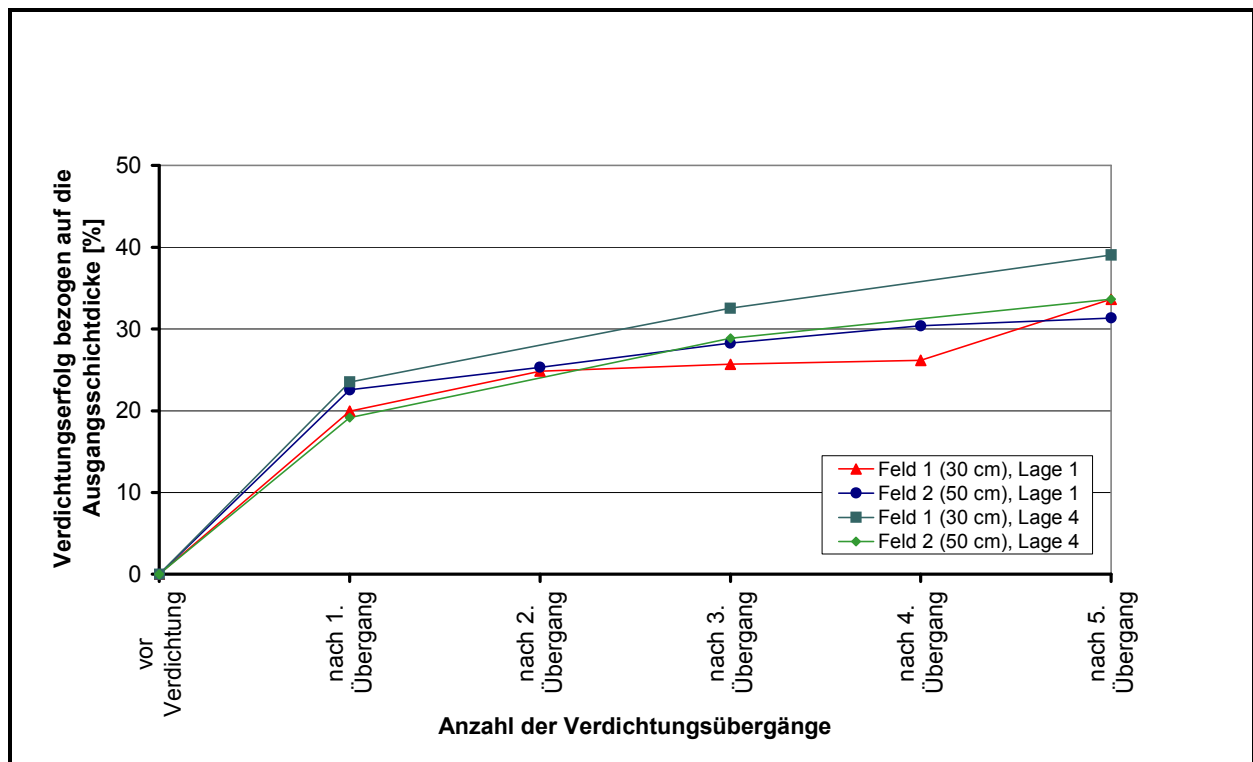


Bild 6-37: Verdichtungserfolg in Abhängigkeit von der Anzahl der Verdichtungsübergänge

Nach dem dritten Übergang sind bereits ca. 75 – 95 % der mit 5 Übergängen erzielbaren Verdichtung erreicht, wie in Bild 6-38 und Bild 6-39 für alle Lagen deutlich erkennbar ist. Da das Material durch hohe Auflast (wie in einer Deponie) gut kompressibel ist, sollten maximal 3 Übergänge zur Erzielung einer guten Ablagerungsdichte ausreichend sein.

¹ Ausgewertet wurden nur Messpunkte innerhalb des Prüffeldes (=Kernbereich 6*3 m) verwendet.

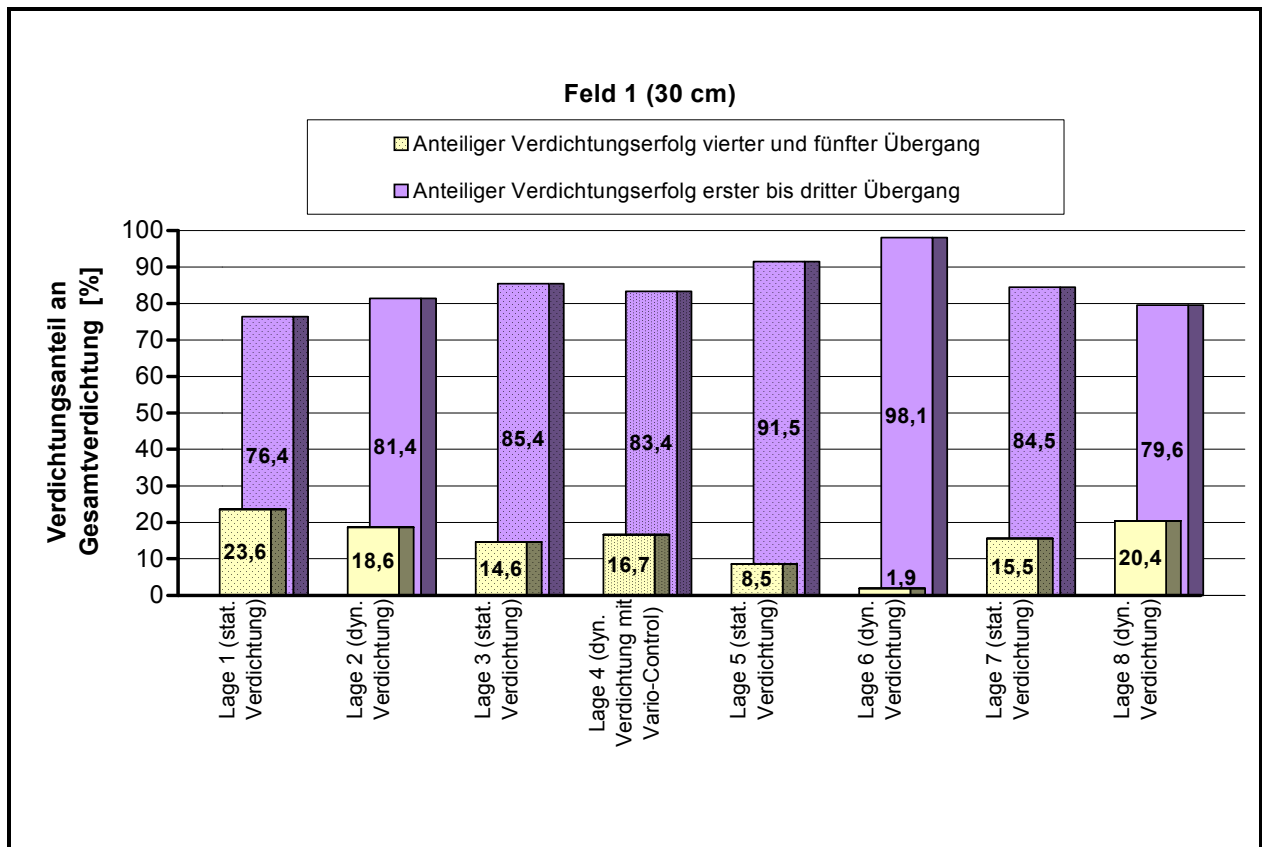


Bild 6-38: Anteiliger Verdichtungserfolg der Übergänge 1-3 sowie 4-5 auf Feld 1

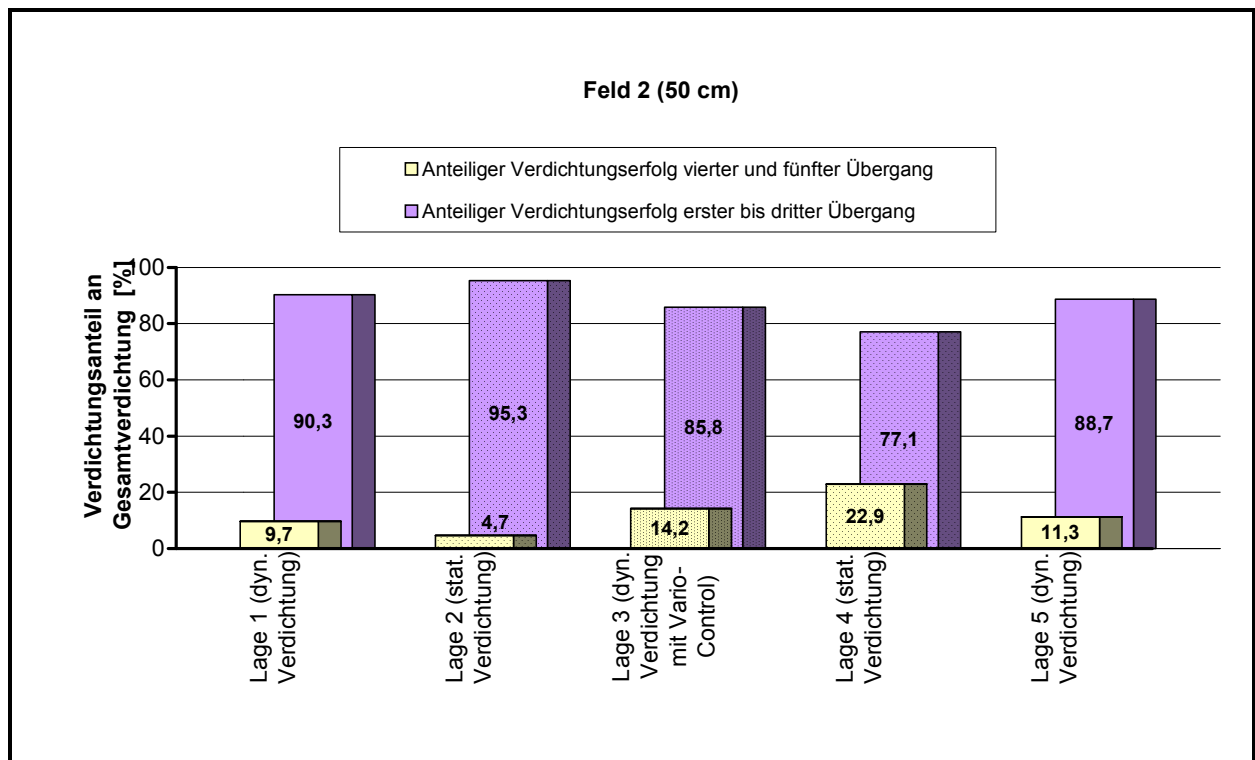


Bild 6-39: Anteiliger Verdichtungserfolg der Übergänge 1-3 sowie 4-5 auf Feld 2

Auf die begrenzte Aussagekraft (s.o.) der Vermessungsergebnisse ist jedoch nochmals ausdrücklich hinzuweisen.

2. Einbaudichte in Abhängigkeit von Lagenstärke und Verdichtungsverfahren

Bild 6-40 und Bild 6-41 deuten darauf hin, dass (die Aussagefähigkeit der Vermessungsergebnisse vorausgesetzt) auf dem Testfeld mit den 50 cm Lagen keine schlechtere Verdichtung erzielt wurde als bei 30 cm Lagenstärke.

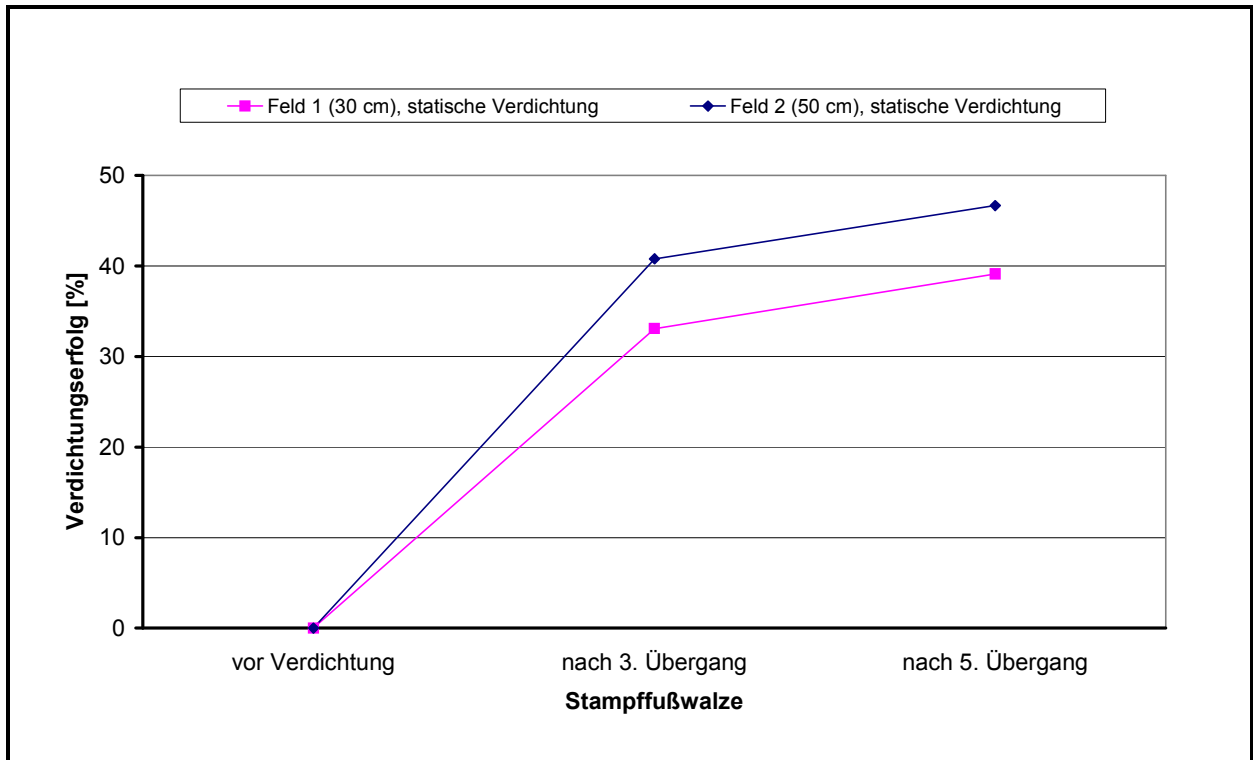


Bild 6-40: Vergleich Verdichtungserfolg bei 30 / 50 cm Lagenstärke und statischer Verdichtung

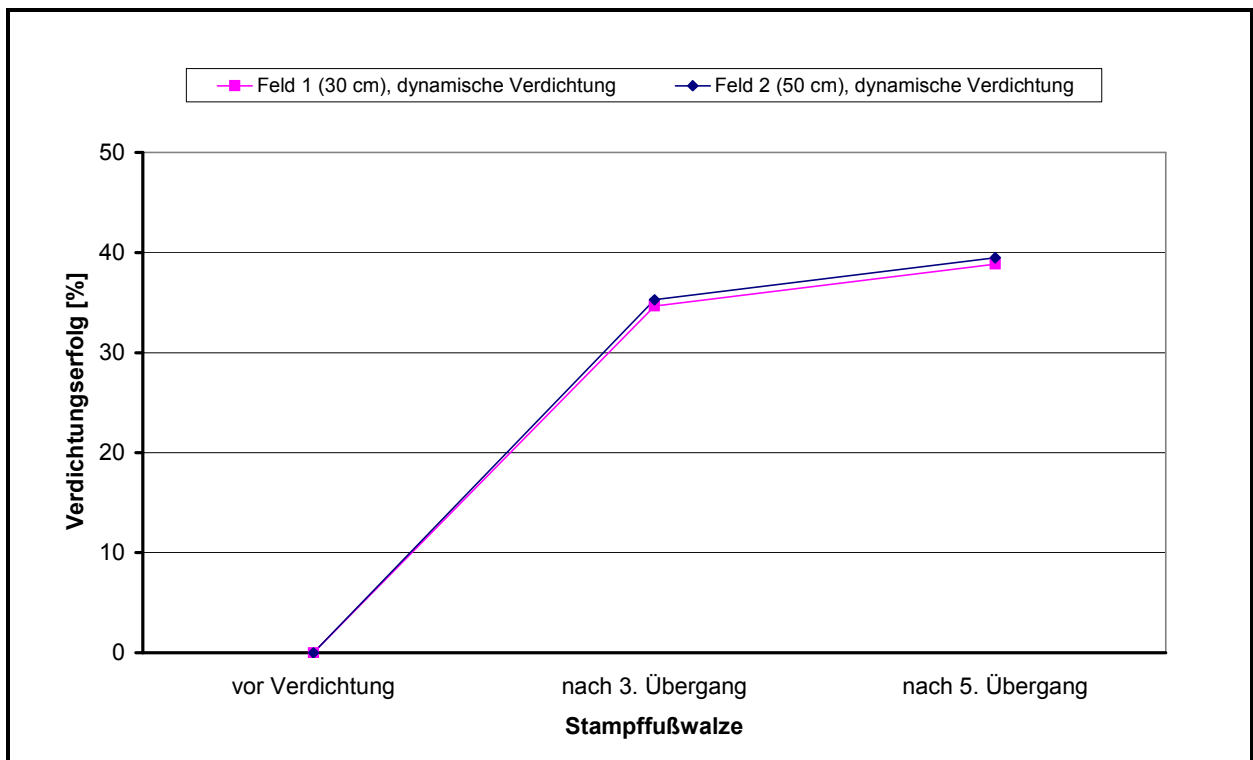


Bild 6-41: Vergleich Verdichtungserfolg bei 30 / 50 cm Lagenstärke und dynamischer Verd.

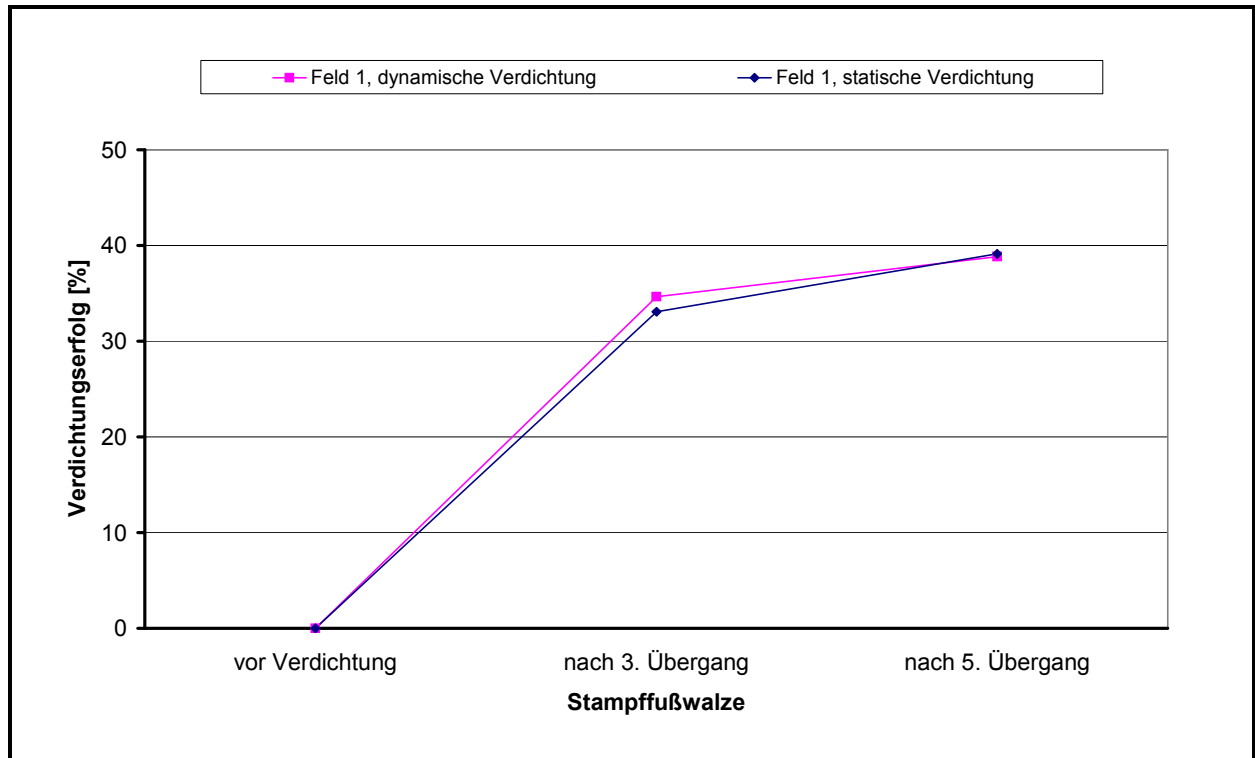


Bild 6-42: Vergleich statische und dynamische Verdichtung in Feld 1

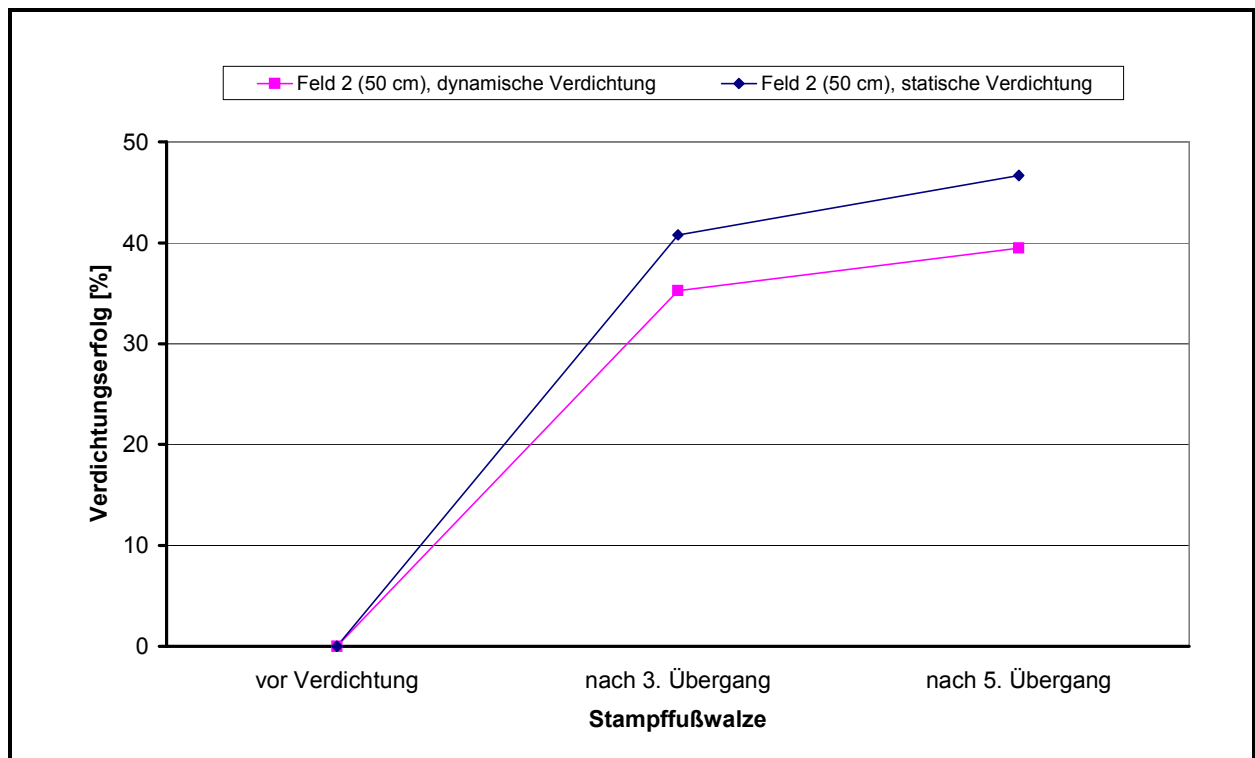


Bild 6-43: Vergleich statische und dynamische Verdichtung in Feld 2

Statische und dynamische Verdichtung erscheinen mit Blick auf Bild 6-42 auf Feld 1 ebenbürtig. Auf Feld 2 ergibt sich sogar ein leichter Vorsprung für die statische Verdichtung (Bild 6-43). Bild 6-40 bis Bild 6-43 stellen den Mittelwert über alle mit der Stampffußwalze verdichteten

Lagen des jeweiligen Testfeldes dar. Die mit der Glattmantelwalze und dem Variocontrolverfahren verdichtete Schicht ist darin nicht enthalten. Werden einzelne Schichten betrachtet, so entstehen aufgrund der Ungenauigkeiten teilweise widersprüchliche Aussagen. Daher wurde auf den Mittelwert über viele Schichten ausgewichen.

Bestimmung des Verdichtungserfolges auf Grundlage der Ausstechproben

Wesentlich zuverlässigere Ergebnisse sind von der Untersuchung der ausgestochenen Proben zu erwarten. Bild 6-44 und Bild 6-45 stellen die ermittelten Trockendichten (Median der untersuchten Proben) dem für die Lagen aus der Vermessung errechneten Verdichtungserfolg gegenüber. Die Vermessung zeigt ein regelloses Variieren des Verdichtungserfolges, während die Trockendichten zumindest ansatzweise einen nachvollziehbaren Trend zeigen.

Zusammenfassend lässt sich aus den Trockendichten folgendes schließen: Die untersuchten Verdichtungsvarianten (statisch, dynamisch mit 16,5 t Stampffußwalze; dynamisch {Vario Control} mit 12,5 t Glattmantelwalze) haben in diesem Versuch keinen klar belegbaren Einfluss auf die Ablagerungsdichte gezeigt. Es ist lediglich eine erwartungsgemäß mit zunehmender Tiefe leicht steigende Lagerungsdichte festzustellen. Dieses unterstreicht die Bedeutung der Auflast. In der Deponie dürfte die Lagerungsdichte aufgrund der wesentlich höheren Auflast deutlich höher als im Testfeld sein.

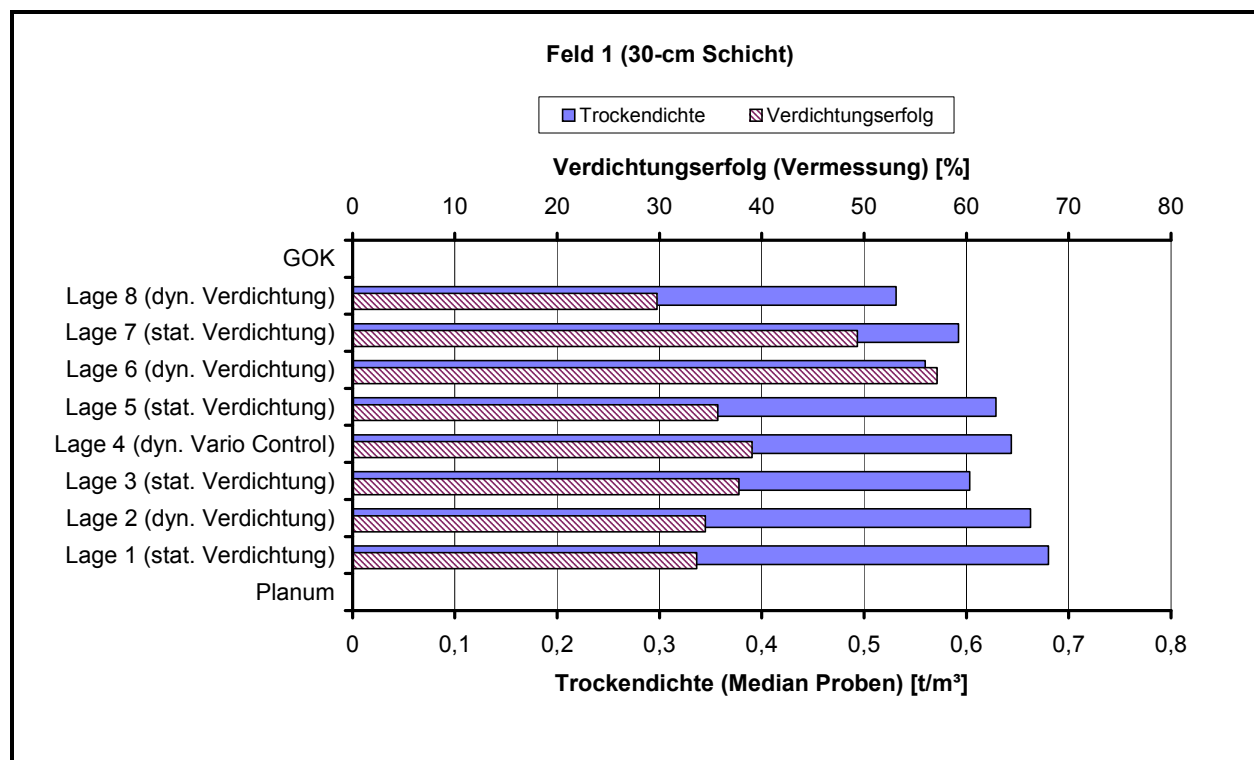


Bild 6-44: Vergleich Verdichtungserfolg Feld 1 auf Basis Vermessung und Beprobung

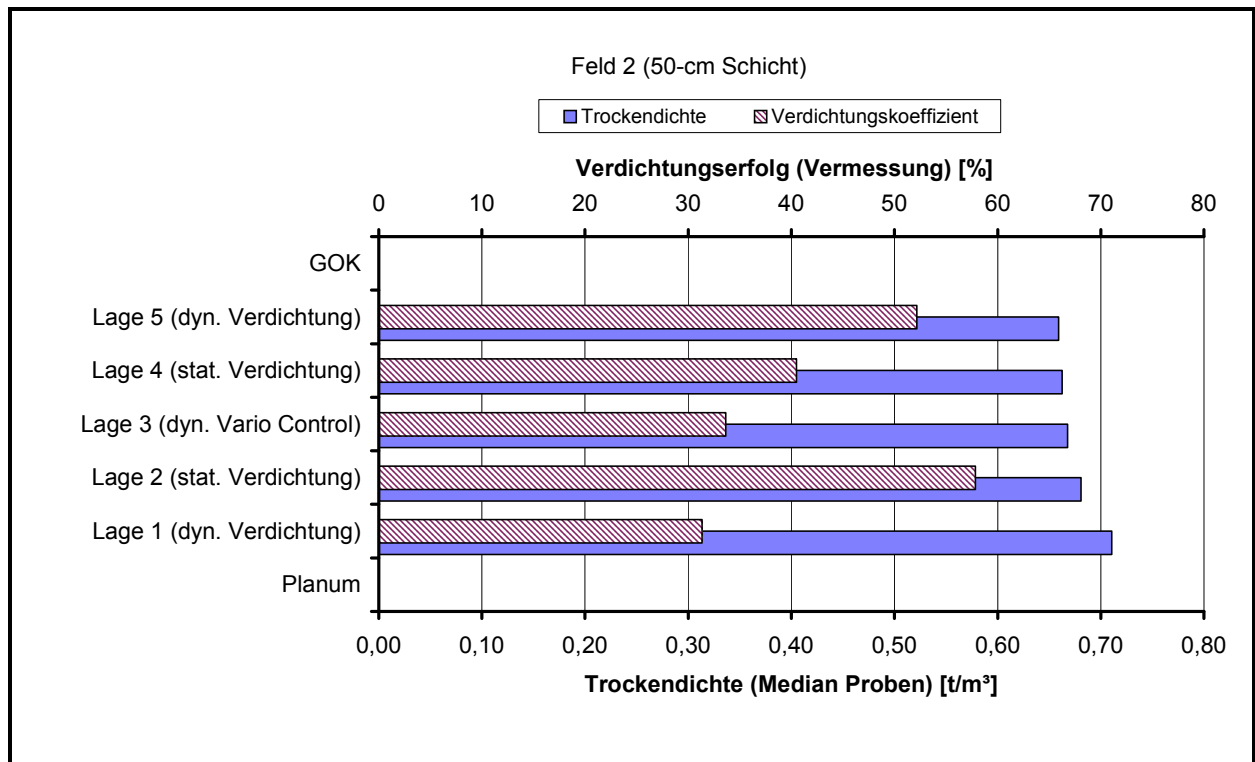


Bild 6-45: Vergleich Verdichtungserfolg Feld 2 auf Basis Vermessung und Beprobung

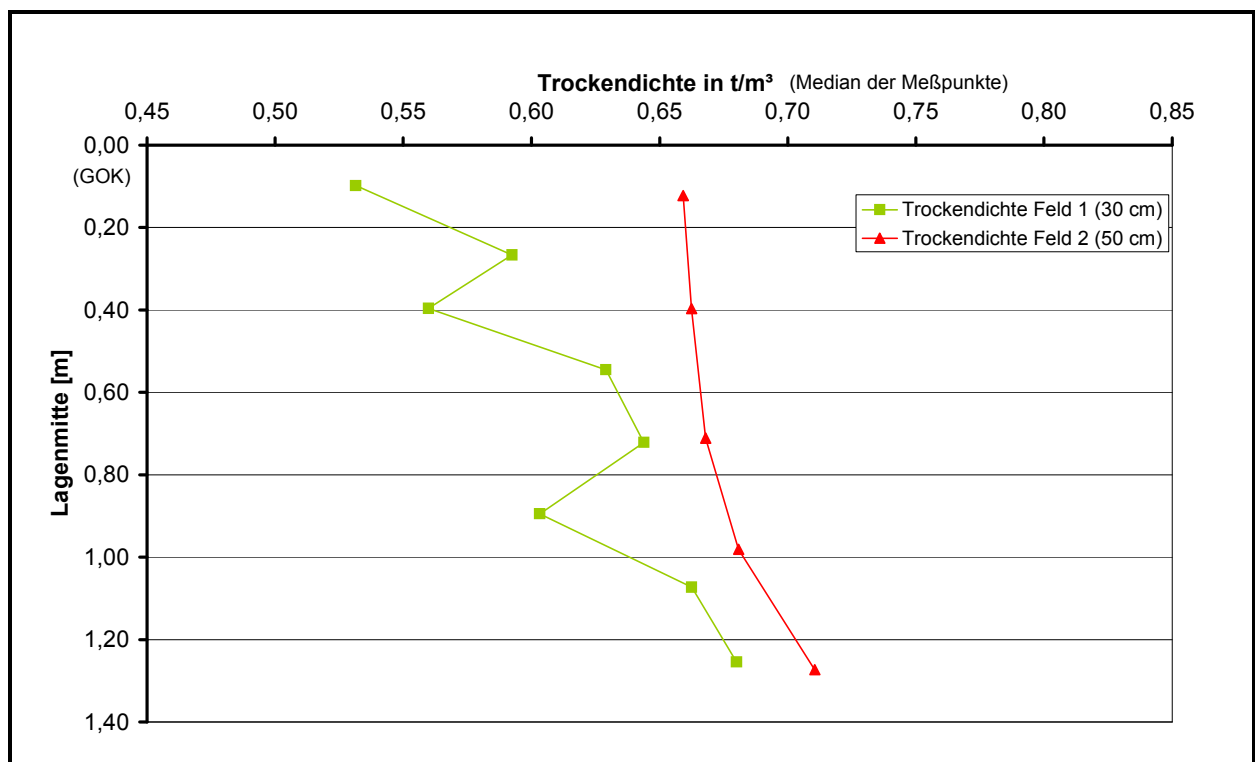


Bild 6-46: Liniendiagramm Trockendichte Feld 1 und 2

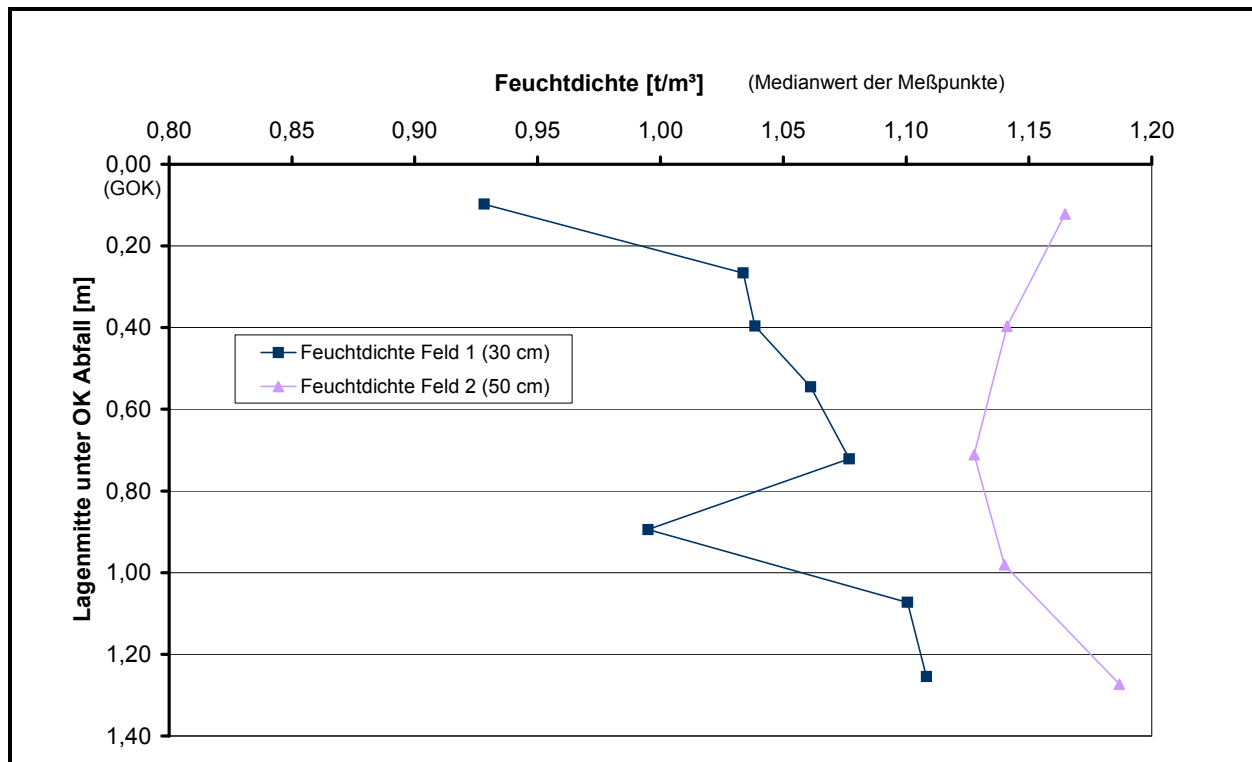


Bild 6-47: Liniendiagramm Feuchtdichte Feld 1 und 2.

Erstaunlicherweise wurden für das 50 cm-Feld sogar höhere Trockendichten ermittelt als für das 30 cm-Feld. Wahrscheinlich spielen hier Ungenauigkeiten aufgrund der mit 15 cm sehr kurzen Stützenlänge beim 30 cm-Feld eine Rolle (Stützenlänge in 50 cm Feld 25 cm). Darauf deutet auch die im Vergleich zu Feld 2 wesentlich größere Streubreite der lagenbezogenen Trockendichten hin (Bild 6-48 und Bild 6-49). Zudem wurde in der ersten und der Hälfte der zweiten Bohrung auf Feld 1 anstelle des Schlaggewichtes eine Elektroramme eingesetzt, die tendenziell eher eine Auflockerung des Materials bewirken dürfte. Die nur mäßig plausiblen Verläufe der Feuchtdichte mit der Tiefe (zu erwarten wäre ein m.o.w. kontinuierlicher Anstieg) weisen ebenfalls auf Einschränkungen in der Genauigkeit bei der Dichtebestimmung durch Ausstechproben (vor allem mit kleinen Zylindern) hin.

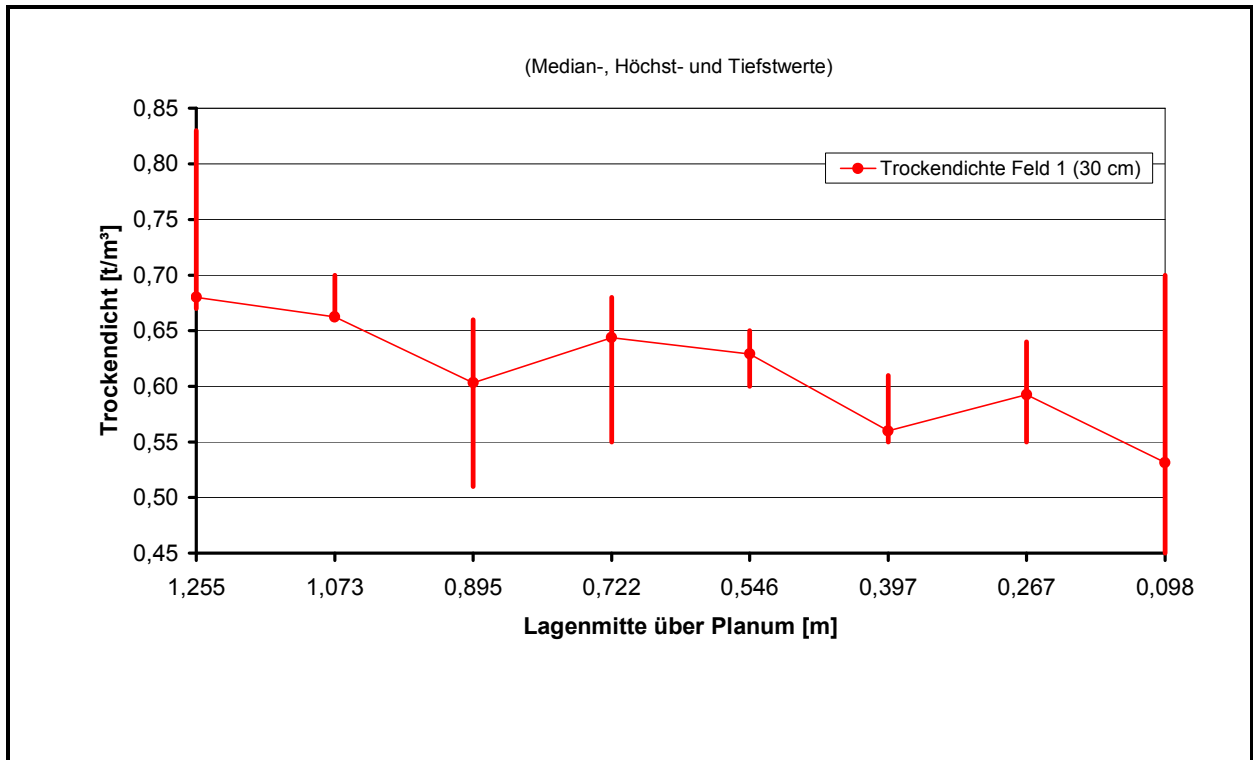


Bild 6-48: Streubreite der Trockendichtebestimmungen bei Feld 1

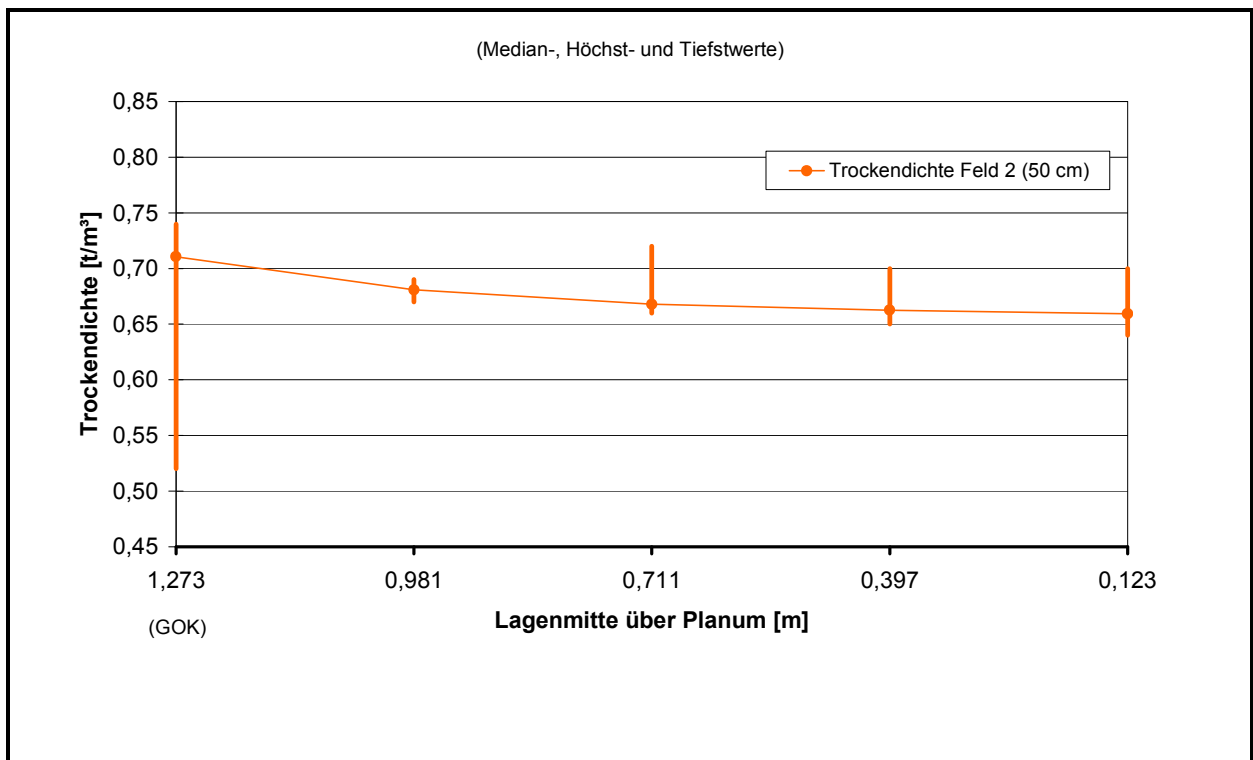


Bild 6-49: Streubreite der Trockendichtebestimmungen bei Feld 2

6.8.3.2 Befahrbarkeit

Auf allen MBA-Deponien (MBA aktuellen Typs) kommt es durch Vernässungserscheinungen der Oberfläche zu deutlichen Befahrbarkeitsproblemen, wie die Befragung der Deponiebetreiber ergab. Für den Transport der behandelten Abfälle sind daher befestigte Wege (z.B. Betonbohlen oder aus Bauschutt) notwendig. Nur bei durchgehend trockener Witterung ist das Material direkt mit dem LKW befahrbar. Die Materialverteilung erfolgt daher mit einer Raupe oder dem Kompaktor (mit Schild).

6.9 Setzungen

6.9.1 Lysimeter an der Universität Essen

Felske et al. (2003a) maßen in einem offenen Lysimeter (Details siehe Abschnitt 7.2.7) die Setzungen über einen Zeitraum von 5 Jahren. Das Lysimeter war bis zu einer Höhe von 2,75 m mit MBA-Material gefüllt, dass von 2 Metern Lehm und Oberbodenmaterial überdeckt war. Die Setzung betrug in den ersten 5 Jahren insgesamt 4,9 %.

6.9.2 Setzungsmessungen unter Auflast in Reaktoren am Fraunhofer Institute

Hennecke (1999) führte Setzungsmessungen mit verschiedenen MBA-Materialien durch. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7-7 dokumentiert.

6.9.3 MBA-Deponietestsektor Erbenschwang

Die einzigen verfügbaren großtechnischen Setzungsdaten für MBA-Abfälle stammen aus Testfeldern auf der Deponie Erbenschwang (Hertel et al., 2002 und Hertel et al., 2001). Die Testfelder wurden zwischen Juni 1998 und Dezember 1999 befüllt. Der Abfall wurde mit einem 27 Mg Kompaktor bei einer Lagenstärke von 0,3 – 0,5 m eingebaut. Insgesamt wurden 21 802 Mg MBA-Output eingebaut. Die Testfelder hatten eine Endhöhe von 8 m.

Im Unterschied zu den niedersächsischen MBAs, deren Output schon weitgehend den künftigen gesetzlichen Anforderungen an den Grad der biologischen Stabilisierung entspricht, wurde das Material aus der MBA Erbenschwang mit einem AT_4 von ca. 20 mgO_2/g TS eingebaut. Darau resultiert ein größeres Setzungspotenzial. Nach einem Jahr auf der Deponie hatte das Deponat in Erbenschwang einen AT_4 von ca. 6 – 10 mgO_2/g TS erreicht.

Etwa ein halbes Jahr nach Ende des Einbaubetriebes wurden im Mai 2000 Setzungspegel installiert und im Juni 2000 eingemessen. Zwischen Juni 2000 und Mai 2001 betrug die Setzung insgesamt 1,25 %. Bild 6-50 zeigt den Setzungsverlauf. Nach den ersten drei Messmonaten gehen die Setzungen bereits deutlich zurück. Innerhalb der ersten 4 Messmonate wurde bereits die Hälfte des Gesamtsetzungsbetrages der 11 Messmonate erreicht. Ausgehend von einer weiter rückläufigen Setzungsaktivität (Verringerung des biologischen Abbaupotenzials) ist für einen Zeitraum von 5 Jahren eine geringere Setzung als bei den Versuchen in Essen zu erwarten.

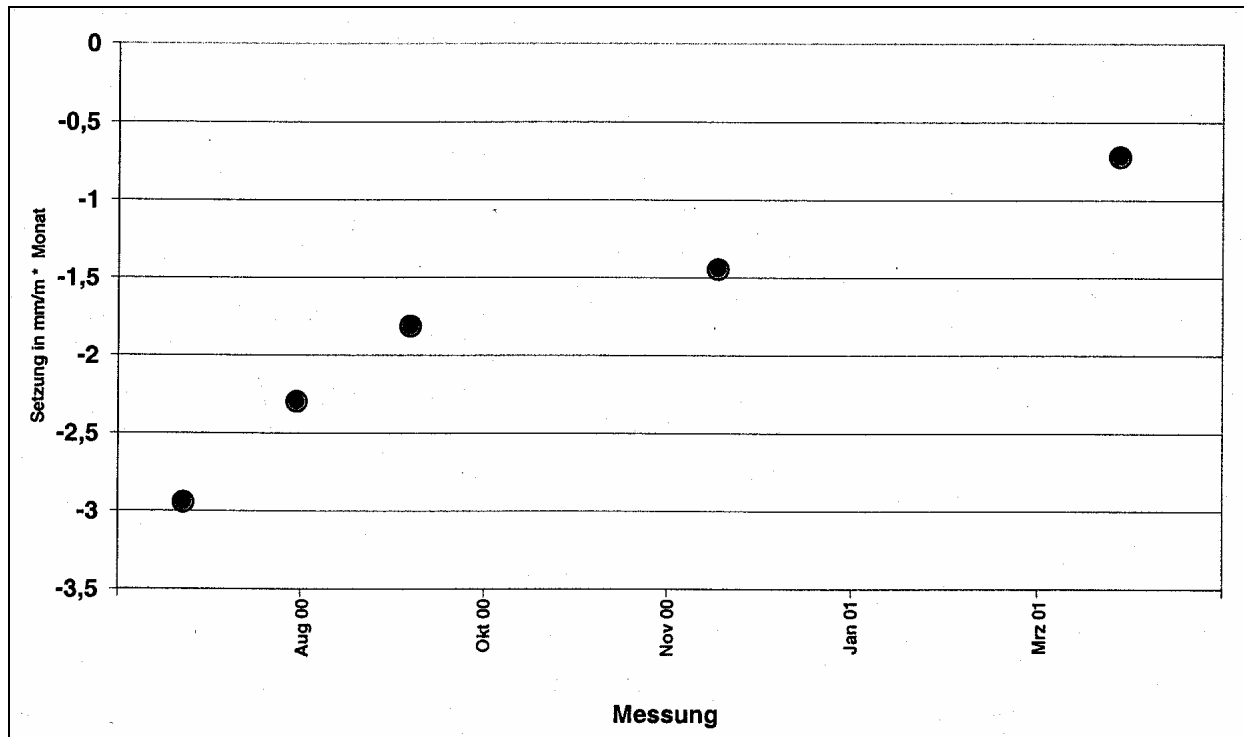


Bild 6-50 Setzungen 6 Monate und später nach dem Ende der Einbauphase MBA-Testfeld Erbenschwang (Hertel et al., 2001)

6.10 Mathematische Modellierung der hydraulischen Verhältnisse in einer MBA-Deponie

6.10.1 Grundlagen

Die hydraulischen Verhältnisse in einer Deponie werden bestimmt durch

- die Infiltration von Niederschlagswasser,
- den Durchlässigkeitsbeiwert des Deponates und
- das im Einbauzustand im Material enthaltene Wasser (Einbauwassergehalt).

Diese Größen sind von vielen Faktoren abhängig.

Die Menge des infiltrierten Niederschlagswassers unterliegt den Variationen des Wettergeschehens und ergibt sich aus der Niederschlagshöhe abzüglich Oberflächenabfluss und Verdunstung.

Der durch die Abfalleigenschaften gegebene Durchlässigkeitsbeiwert wird erheblich durch den Einbauwassergehalt und die Auflast beeinflusst, wie bereits in Abschnitt 6.6 dargelegt wurde.

Das im Einbauzustand enthaltene Wasser beeinflusst über das Sättigungsdefizit und seine abbau-, auflast- bzw. konsolidierungsbedingte Freisetzung insbesondere den Porenwasser-

druck und die Abflussverhältnisse. Bei der Konstruktion einer MBA-Deponie müssen vor allem folgende Aspekte des hydraulischen Verhaltens berücksichtigt werden:

- Oberflächenabfluss
- Sickerwasserspende
- Porenwasserdruck

Eine mathematische Simulation der hydraulischen Verhältnisse in einer Deponie sollte daher insbesondere Angaben zu diesen Kernpunkten liefern.

Die Menge des Oberflächenabflusses geht in die Dimensionierung des Oberflächenentwässerungssystems (und ggf. notwendiger Behandlungsanlagen) ein. Wie in Abschnitt 6.11 gezeigt werden wird, ist nur auf stärker geneigten Flächen (Deponieböschungen) mit Oberflächenabfluss in nennenswertem Umfang zu rechnen. Auf den nicht oder nur gering geneigten Einbauflächen wird die Infiltrationsrate des Niederschlages dagegen fast nur durch die Verdunstung gemindert.

Die Sickerwasserspende ist im Wesentlichen für die Auslegung der Sickerwasserbehandlungsanlage und von Ableitungen außerhalb der Deponie von Bedeutung. Die vom Abfallrecht vorgegebene Auslegung des Basisentwässerungssystems einer Deponie der Klasse 2 hat sich auf allen bisher errichteten Deponien als ausreichend erwiesen und dürfte daher in jedem Fall auch für eine MBA-Deponie ausreichend sein, die aufgrund des geringen Durchlässigkeitsbeiwertes und der Homogenität des Abfalls einen tendenziell geringeren und vergleichmäßigten Abfluss aufweisen muss.

6.10.2 Porenwasserdruck

In der Bodenmechanik wird zwischen der hydrostatischen Spannung u_0 und einer additiven Wasserdruckspannung Δu , der Porenwasserüberdruckspannung, unterschieden, die bei Belastung eines wassergesättigten Systems entsteht und sich im Laufe der Zeit bis auf das Niveau der hydrostatischen Spannung reduziert. Die Summe aus der hydrostatischen Spannung u_0 und der Porenwasserüberdruckspannung Δu wird in der Bodenmechanik als Porenwasserdruckspannung bezeichnet.

Porenwasserüberdrücke können die Standsicherheit einer Deponie gefährden und sind daher von entscheidender Bedeutung für die Deponiekonstruktion. Tendenziell ist die Gefahr des Auftretens von Porenwasserüberdrücken in MBA-Deponien höher als in Rohabfalldeponien, weil in ihnen wesentlich geringere Durchlässigkeiten als in Deponien mit unbehandelten Abfällen herrschen, Abflussmöglichkeiten durch lokale Inhomogenitäten kaum zu erwarten sind und die bewehrende Wirkung von groben bzw. sehr lang gestreckten / faserigen Abfallbestandteilen weitgehend fehlt, wie bereits gezeigt wurde. Da Fehler in der Deponiekonstruktion, die auf der Missachtung oder Unkenntnis dieser Gegebenheiten herrühren, im schlimmsten Falle nicht (mehr) oder auf jeden Fall nur mit sehr hohem Aufwand (Abfallumlagerung etc.) zu beheben sind und Werte / Erfahrungen zu den Porenwasserdrücken in MBA-Deponien bisher fehlen, sollte die Ermittlung etwaiger Porenwasserüberdrücke augenblicklich die oberste Priorität in

einem mathematischen Modell haben. Bei Deponien ist auf eine Besonderheit hinzuweisen: Da der Anfallkörper von einer nicht wassergefüllten Dränageschicht unterlagert wird, ist per Definition der hydrostatische Druck = 0. Dementsprechend entspricht der (gesamte) Porenwasserdruck dem Porenwasserüberdruck.

Anschaulich lässt sich die Entstehung von Porenwasserüberdruck folgendermaßen beschreiben: Das im Vergleich zu unbehandelten Siedlungsabfällen deutlich veränderte Korngefüge des MBA-Outputs führt zu hohen Dichten im Abfallkörper, mit denen geringe Wasser- und Gasdurchlässigkeiten einhergehen. In den Poren vorhandenes Wasser kann daher nur langsam abfließen. Bei Verringerung des Porenvolumens und des Durchlässigkeitsbeiwertes durch steigende Auflast entsteht dort Porenwasserüberdruck, wo das Wasser- (und Gas-) volumen größer ist als das (freie) Porenvolumen. Der Porenwasserüberdruck zerstört das verzahnte Korngefüge, wodurch die Standsicherheit der Deponie gefährdet wird.

Bei gleichmäßigen Materialeigenschaften in der Deponie entsteht Porenwasserüberdruck prinzipiell zuerst in der untersten Abfalllage, die die stärkste Kompression durch Auflast erfährt und damit auch den niedrigsten Durchlässigkeitsbeiwert hat (siehe Abschnitt 6.6). Allerdings hat diese Schicht noch die Möglichkeit, zu dränieren¹ und wird nicht von einer noch dichteren Schicht unterlagert. Der Porenwasserüberdruck wird also erst jenseits der „Reichweite“ der Wirkung der Basisdränage auftreten, also etwas oberhalb des Deponiefußes.

Mit zunehmender Aufhöhung der Deponie setzt er sich dann nach oben fort. Maßnahmen zur Verhinderung von Porenwasserüberdruck, oder der Kompensation seiner Auswirkungen, müssen daher am Deponiefuß beginnen. Sie müssen deshalb bereits in der Planung berücksichtigt werden, da sie nach Ablagerungsbeginn nicht mehr realistisch nachrüstbar sind, sofern sie mehr als punktuelle oder linienhafte Ausdehnung haben. Nachträglich bleiben nur kompensierende Maßnahmen, z.B. Stützdämme, übrig.

Dach (1998) leitete aus Versuchen in Deponiesimulationsreaktoren ab, dass unter Deponiebedingungen ab Einbauwassergehalten von 30-35 % mit dem Austritt von Press- und Konsolidierungswasser gerechnet werden muss.

6.10.3 Ergebnisse der Modellrechnung von Friedrich (2002)

Friedrich (2002) hat in ihrer Diplomarbeit ein hydraulisches Modell entwickelt, das qualitativ das Vorhandensein von Porenwasserdrücken in einem senkrechten Schnitt (Säule) in der Deponie prüfen kann. Die Auflösung beträgt einen Höhenmeter. Das Modell basiert auf den geomechanischen Untersuchungen Düllmanns und wurde anhand von Niederschlags- und Abflussdaten der MBA-Deponie kalibriert. Die Simulation einer 50 m hohen Deponie aus dem Material H 0 – 30 mm mit einer Auflösung von einem Meter hatte folgende Ergebnisse:

¹ In welchem Umfang der Kapillarsprung zum groben Material der Basisdränage die Abgabe von Wasser in die Dränage behindert, ist schwer einzuschätzen.

- In der simulierten Deponie kommt es bei Höhen über 20 m zu Porenwasserüberdrücken, die sich von der Basis nach oben ausbreiten.
- Eine schnelle Aufhöhung der Deponie verschärft die Situation, da dem unten liegenden Material weniger Zeit zum Dränieren bei niedrigen Auflasten = höheren Durchlässigkeiten bleibt.
- Angesichts der geringen Durchlässigkeitsbeiwerte müssen Dränageschichten zur Ableitung von Porenwasserdrücken einen deutlich geringeren vertikalen Abstand als 5 m haben.

6.10.4 Anwendung des von Obermann (1999) entwickelten Modells WATFLOW

6.10.4.1 Beschreibung des Modells

Das Modell WATFLOW wurde im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ von Obermann (1999) entwickelt und kalibriert. Es ist sehr komplex und kann detailliert an die Eigenschaften des zu simulierenden Abfalls angepasst werden. Die folgenden Prozesse werden im Modell WATFLOW berücksichtigt:

- Infiltration von Niederschlag unter Berücksichtigung der zeitlich variablen Klimabedingungen sowie ggf. zeitlich festlegbares Vorhandensein und Durchlässigkeit einer Oberflächenabdichtung,
- Abfallschütthöhen und –geschwindigkeiten,
- Dichteänderung durch Abfallüberschüttung,
- Änderung der hydraulischen Leitfähigkeit durch Dichteänderung,
- Fließprozesse in Mikro- und Makroporen

Sickerwasserspende, und Porenwasserüberdrücke sind quantifizierbar.

6.10.4.2 Bestehende Modellrechnungen mit WATFLOW

Nachfolgend werden zunächst 4 von Obermann (2000) verglichene Modellrechnungen dargestellt, von denen sich 3 auf MBA-Output und eines auf MVA-Schlacken bezieht. Die wichtigsten Eingabeparameter sind in Tabelle 6-29 zusammengestellt. Der simulierte Zeitraum umfasst 50 Jahre. 20 Jahre davon fallen auf den Einbaubetrieb, die übrigen 30 Jahre simulieren die Nachsorgephase, in der die Deponieoberfläche mit einer Kombinationsdichtung abgedeckt wird, für die ein Niederschlagsdurchtritt in Höhe von 8 mm/a angenommen wird (wg. zu erwartender Schadstellen in der KDB).

Die Simulationen MBA und MBA(1) beziehen sich beide auf ein Material mit einem Glühverlust von 30 %, gem. Tabelle 5-2 also einem oberen Heizwert von ca. 6150 kJ/kg bzw. einem

TOC_{TS} von ca. 15,6 % (die bei den Versuchen im LK SHG berechneten Parameterkorrelationen sind allerdings nur begrenzt auf andere Abfälle übertragbar). Mit Blick auf den TOC wäre ein so behandelter Abfall auch nach dem 1.6.2005 ablagerbar, wenngleich angesichts von durch Streuungen bei der Probenahme und Analytik sowie bei anderem Abfallinput möglicher Variationen der Parameterverhältnis keine große Sicherheitsreserve gegeben ist.

Szenario MBA(1) unterscheidet sich durch eine höhere Einbautrockendichte und einen damit einhergehenden, geringeren Durchlässigkeitsbeiwert. Die für das Szenario MBA angesetzten Werte für Einbaudichte und Durchlässigkeit tendieren in die Richtung des Materials 0 – 30 mm in den Testfeldern auf der Deponie Lahe, während das Szenario MBA(1) eher den Fraktionen 0 – 20 und 0 - 40 mm aus den Versuchen im Landkreis Schaumburg entspricht.

Tabelle 6-29: Eingabeparameter einer Auswahl bereits durchgeführter Simulationen (Obermann, 2000)

Bezeichnung	Einheit	MBA	MBA(1)	MBA(2)	MVA
Simulationsdauer	a	50			
Dauer der Einbauphase	a	20			
Niederschlag	mm/a	810			
potentielle Verdunstung	mm/a	660			
Deponieaufbau	m/a	2,0	2,0	2,0	1,6
Glühverlust	Gew.-%	30	30	20	3
Einbautrockendichte bei Abfalleinbau	Mg/m ³	0,77	0,86	1,0	1,30
Porenanteil bei Abfalleinbau	Vol.-%	62	57	57	48
Wassergehalt bei Abfalleinbau	Vol.-%	40	50	32	30
gesättigte hydraulische Leitfähigkeit bei Porenanteil von 50 Vol.-%	m/s	1,0E-07	1,0E-09	1,0E-06	1,0E-04
gesättigte hydraulische Leitfähigkeit bei aktueller Einbaudichte (berechnet)	m/s	1,3E-05	1,7E-08	1,7E-05	4,5E-05
Steifemodul des Abfalls bei Spannung von 200 kN/m ²	MN/m ²	1,0	1,6	1,6	∞

Die Simulation MBA(3) betrachtet ein Material, bei dem durch intensivere Behandlung der Glühverlust auf 20 % reduziert wurde. Dieses entspricht gem. Tabelle 5-2 einem oberen Heizwert von ca. 4100 kJ/kg. Ein so niedriger Heizwert wird nicht einmal von den Siebfractionen < 20 mm aus den Versuchen im Landkreis Schaumburg erreicht. Da augenblicklich und angesichts des Defizits an (thermischen) Abfallbehandlungskapazitäten (s. Abschnitt 3.3) auch in der näheren Zukunft die Deponierung des MBA-Outputs im Regelfall an den meisten MBA-Standorten deutlich preisgünstiger als die Entsorgung bzw. Verwertung der heizwertreichen Fraktion sein wird, ist die Deponierung eines solchen Materials vorerst kaum zu erwarten. Wegen des weitgehenden Kunststoffentzuges wird von Obermann für dieses Material eine höhere Trockendichte aber auch ein höherer Durchlässigkeitsbeiwert als bei den anderen MBA-Simulationen angesetzt.

Wie Bild 6-51 zeigt, setzt sich das Szenario MBA(1) durch eine drastisch niedrigere Sickerwasserspende von den übrigen Szenarien ab. Hauptursache ist in dem um 2 Zehnerpotenzen niedrigeren Durchlässigkeitsbeiwert im Einbauzustand zu sehen, wie Bild 6-52 belegt.

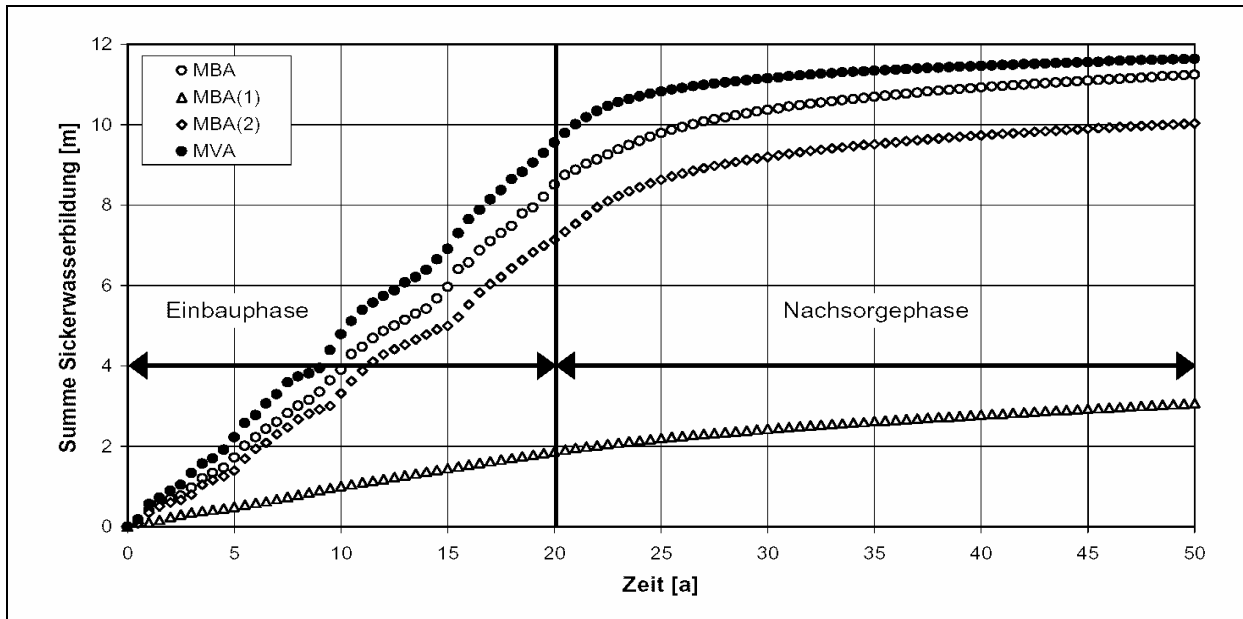


Bild 6-51: Kumulierte Sickerwasserbildung von 4 Simulationen (Obermann, 2000)

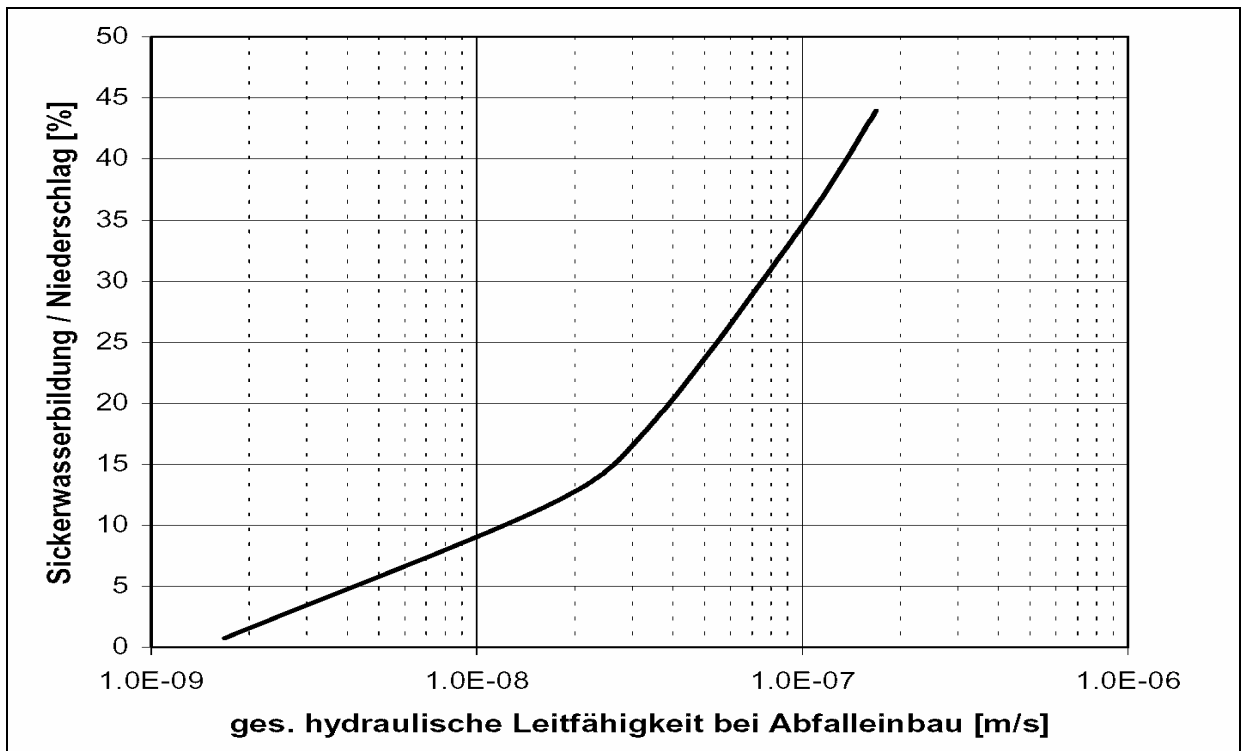


Bild 6-52: Sickerwasserbildung in Abhängigkeit von der hydraulischen Leitfähigkeit beim Einbau (Obermann, 2000)

Die geringe Sickerwassermenge in der simulierten MVA-Deponie ist laut Obermann (2000) auf das hohe Sättigungsdefizit in der Schlacke und andere Sickerwasser- / Trockenmasseverhältnisse zurückzuführen.

Wie Friedrich (2002) kommt auch Obermann zu dem Ergebnis, dass in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen in MBA-Deponien z.T. mit erheblichen Porenwasserüberdrücken (d.h. über den hydraulischen Druck hinausgehenden Drücken) zu rechnen ist (Obermann, 2000). Ebenso wie im Modell von Friedrich (2002), zeigt sich auch in WATFLOW, dass eine Steigerung der Aufhöhungsgeschwindigkeit der Deponie das Risiko von Porenwasserüberdrücken erhöht (Obermann, 1999). Die Wirksamkeit von Dränagen zur Ableitung von Porenwasserüberdrücken lässt sich im Modell WATFLOW leider nicht bestimmen.

Für das Szenario MBA(1) hat Obermann (2000) in Bild 6-53 den bis weit in den Nachsorgezeitraum hineinreichenden Porenwasserüberdruck dargestellt, aus dessen langsamem Abbau sich langanhaltende Setzungsvorgänge ergeben.

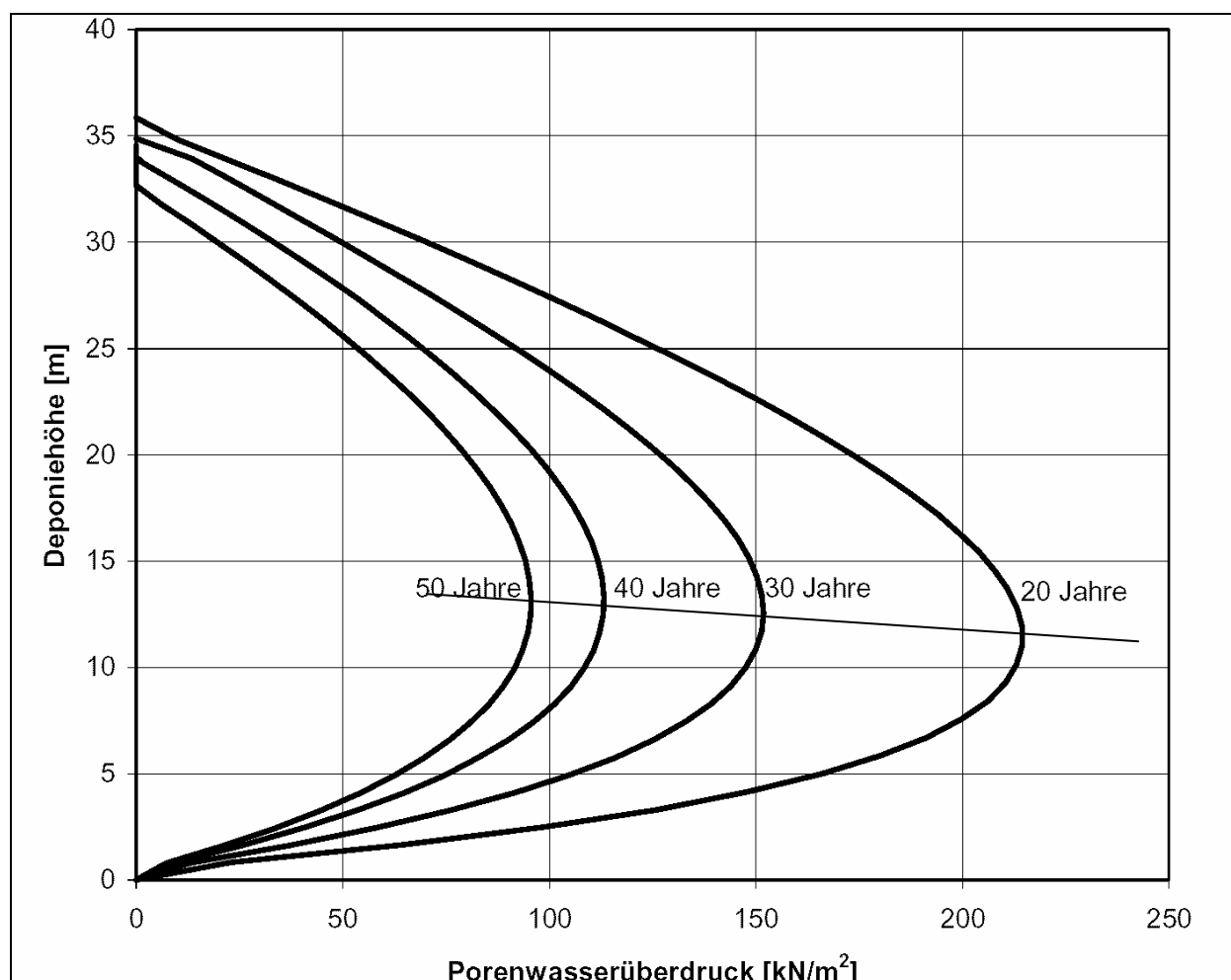


Bild 6-53: Szenario MBA(1): Porenwasser(über)drücke im Nachsorgezeitraum einer 40 m hohen MBA-Deponie; Jahre nach Einbaubeginn (verändert aus Obermann, 2000)

Es fällt auf, dass die maximalen Porenwasserüberdrücke (gem. Abschnitt 6.10.2 identisch mit dem Porenwasserdruck) erst etwa 12 m oberhalb der Deponiebasis auftreten. Im Modell von Friedrich, das sich aber auf den Einbauzeitraum beschränkt, sind sie basisnah. Eine annähernd durch den Scheitel der Graphen gezogene Gerade hat allerdings eine in Richtung des

Ablagerungsbeginnes leicht abfallende Tendenz und die Porenwasserüberdrücke fallen bei Annäherung an die Basis steil ab. Möglicherweise hat in der Aufbauphase noch eine Konsolidierung und Entwässerung der unteren Schichten in die Basisdränage stattfinden können.

Die hydraulischen Verhältnisse in den 4 Simulationen sind in Tabelle 6-30 zusammengefasst. Hervorzuheben ist, dass (nur) für Szenario MBA(1) Oberflächenabfluss erwartet wird.

Tabelle 6-30: Hydraulische Verhältnisse in MBA- und MVA-Deponien auf Grundlage von 4 Simulationen (Obermann, 2000)

			Einheit	MBA	MBA(1)	MBA(2)	MVA
Wassereinput	Einbauphase (20 Jahre)	eingebrahtes Wasser	mm/a	800	1.000 ↑	640 ↓	480 ↓
		Niederschlag	mm/a	810	810 ·	810 ·	810 ·
Wasseroutput	Einbauphase (20 Jahre)	Sickerwasserbildung	mm/a	430	95 ↓	361 ↓	483 ↑
		Gesamtverdunstung	mm/a	505	608 ↑	427 ↓	392 ↓
		Oberflächenabfluss	mm/a	0	194 ↑	0 ·	0 ·
		Sickerwasser / Trockenmasse	m ³ /Mg	0,28	0,06 ↓	0,18 ↓	0,23 ↓
	Nachsorgephase (30 Jahre)	Sickerwasserbildung	mm/a	88	39 ↓	94 ·	65 ↓
		Sickerwasser / Trockenmasse	m ³ /Mg	0,09	0,03 ↓	0,07 ↓	0,05 ↓
Wassergehalt	Einbauphase (20 Jahre)	mittl. Sättigung nach 20 Jahren	Vol.-%	85	100 ↑	78 ↓	56 ↓
	Nachsorgephase (30 Jahre)	mittl. Sättigung nach 50 Jahren	Vol.-%	71	99 ↑	63 ↓	43 ↓
Setzungen	Nachsorgephase (30 Jahre)	relative Setzungen	%	0	3,4 ↑	0 ·	0 ·
		Dauer der Setzungen	a	0	>30 ↑	0 ·	0 ·
Veränderung der simulierten Werte bezogen auf Szenario MBA:							
↑ deutliche Erhöhung		↑ Erhöhung					
· keine oder nur geringe Veränderung							
↓ deutliche Verminderung		↓ Verminderung					

6.10.4.3 WATFLOW-Simulationen mit den Eigenschaften der Materialien aus den Versuchen im Landkreis Schaumburg und auf der Deponie Lahe

In die bestehenden Simulationen mit WATFLOW sind teilweise noch Daten von in Versuchsreaktoren oder in nicht dem jetzigen Stand der Technik (bzw. der gesetzl. Anforderungen) entsprechenden Anlagen behandelten Abfällen eingegangen. Noch nicht ermittelte Eigenschaften wurden z.T. mit Analogieschlüssen hergeleitet.

Aus den Versuchen auf der Deponie Lahe sowie im Landkreis Schaumburg liegen inzwischen umfangreiche Daten über die geomechanischen und hydraulischen Eigenschaften von vollständig oder zumindest weitgehend den künftigen Anforderungen entsprechenden, in großtechnischem Maßstab erzeugtem MBA-Output vor. Obermann erklärte sich freundlicherweise bereit, mit vom Autor an die entsprechenden Materialien angepassten Eingabedateien Simulationen in WATFLOW durchzuführen.

Dafür wurden Eingabedateien erstellt, mit denen das Verhalten der unterschiedlichen Materialien unter wechselnden Rahmenbedingungen untersucht werden soll. Ziel ist die Ermittlung der Sickerwasserspende, des Oberflächenabflusses und auftretender Porenwasserüberdrücke. Folgende Szenarien erschienen von besonderem Interesse (Tabelle 6-31):

Tabelle 6-31: Simulationseinstellungen für die Berechnungen für die selbst untersuchten Materialien; Hauptmodelle fett

Simulierte Abfälle:	H 0 – 30 mm (Mat. Testf. Dep. Lahe, H30) SHG V5 0 – 20 mm (S20) SHG V5 0 – 40 mm (S40) SHG V5 0 – 60 mm (S60)
Simulierter Zeitraum	50 Jahre
Vertikale Auflösung der Simulation (Schichtdicke)	1 m
Deponieendhöhe (Abfall)	20 m, 40 m
Einbauwassergehalt	35 % FS , 45 % FS
Deponieaufhöhung pro Jahr	1 m, 2 m , 4 m
Mittlerer Jahresniederschlag	510 mm, 810 mm , 1250 mm
Zeitpunkt Oberflächenabdichtung nach Einbauende	sofort , 1 Jahr, 5 Jahre
Wasserdurchtritt durch Oberflächenabdichtung pro Jahr	8 mm , 50 mm, 100 mm, 300 mm, 500 mm

Die Variation oder Festlegung der Eingabegrößen erfolgte unter folgenden Gesichtspunkten:

Simulierte Abfälle: Alle selbst untersuchten Materialien wurden einbezogen. Ein Großteil der Simulationen wurde allerdings auf die Materialien H30 und S40 beschränkt (s. Tabelle 6-33), um die Anzahl der Szenarien noch überschaubar zu halten.

Simulierter Zeitraum: Dieser wurde so gewählt, dass bei einer 40 m hohen Deponie und einer jährlichen Aufhöhung von 2 m (als Grundmodell definiert) noch 30 Jahre der Nachsorgephase von der Berechnung erfasst werden. Dieser Zeitraum wird in vielen Rückstellungsrechnungen als Dauer der Nachsorge von Deponien (von bisher unbehandelten Abfällen!) angesetzt, ist aber als äußerst willkürlich und eher zu kurz einzuschätzen, was an dieser Stelle aber nicht weiter diskutiert oder belegt werden soll.

Vertikale Auflösung der Simulation: Im Interesse der Vergleichbarkeit identisch mit den Berechnungen von Obermann (1999, 2000) und Friedrich (2002).

Einbauwassergehalt: Sowohl zum Erreichen einer guten Siebfähigkeit des Rotteoutputs, als auch zur möglichst weitgehenden Vermeidung von hydraulischen Problemen (siehe Berechnungen Friedrich (2002) und Obermann (2000) aufgrund hohen Einbauwassergehaltes, ist ein relativ niedriger Wassergehalt der abzulagernden Fraktion wünschenswert. Als Grundannahme wurde daher ein Wassergehalt von 35 % FS vorgesehen. Da für den biologischen Abbau jedoch höhere Wassergehalte vorteilhaft sind, Störungen in der Prozesssteuerung auftreten können und bei Verfahren mit Vollstromvergärung nach dem gegenwärtigen Erkenntnisstand mit erhöhtem Trocknungsaufwand zu rechnen ist, wurden zusätzlich Varianten mit einem Einbauwassergehalt von 45 % FS berücksichtigt.

Deponieendhöhe: 40 m ist ein von vielen derzeitigen Deponien erreichter oder sogar übertrroffener Wert, aufgrund der künftig wesentlich geringeren jährlich abzulagernden Menge wurde zusätzlich eine Endhöhe von 20 m einbezogen. Im Mittelpunkt steht jedoch die Betrachtung einer 40 m hohen Deponie, da hier aufgrund der hohen Auflast hinsichtlich möglichen Porenwasserüberdruckes die kritischeren Verhältnisse zu erwarten sind.

Deponieaufhöhung pro Jahr: Hier wurde ein plausibel erscheinender Wert von 2 m als Standardwert angenommen und als Extremwerte zusätzlich 1 m und 4 m betrachtet. Bild 6-54 stellt die damit bei unterschiedlichen Ablagerungsmassen verbundenen Einbauflächen dar (Aufhöhung dort auf den Monat bezogen).

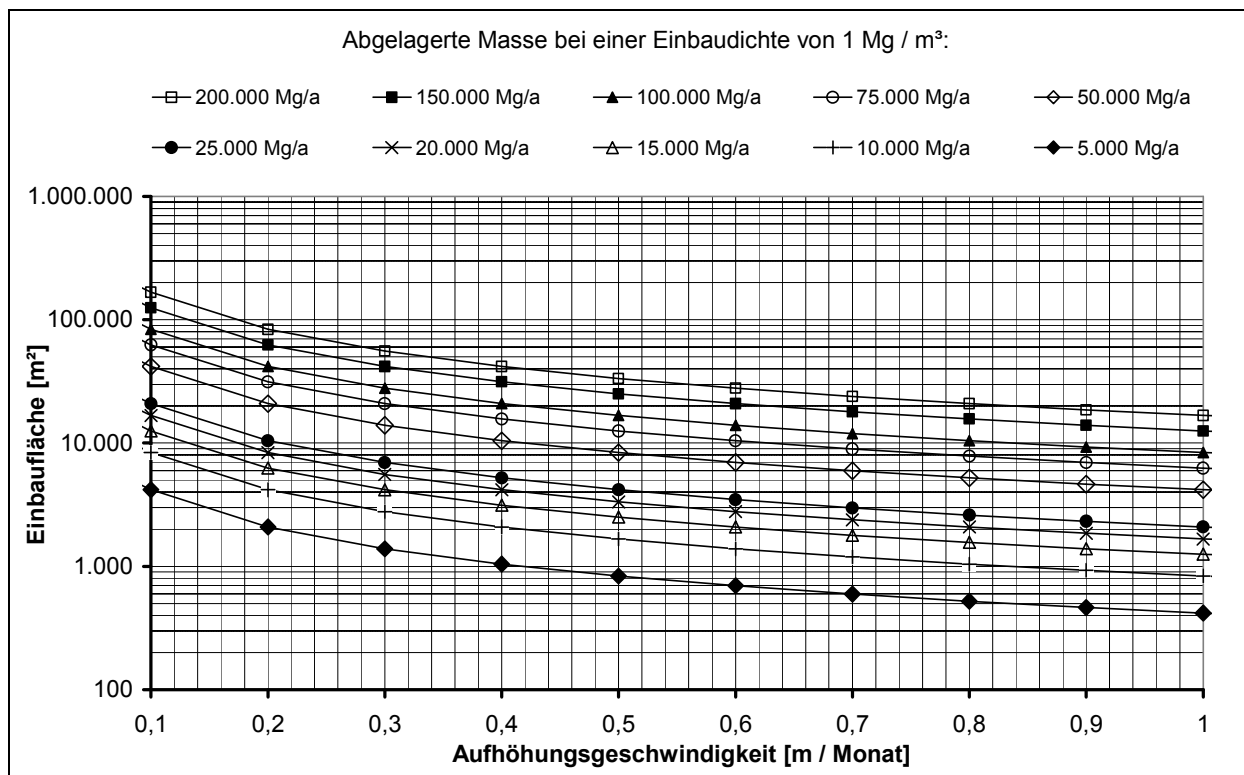


Bild 6-54: Deponieaufhöhungsgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von abgelagerter Masse und Einbaufläche

Mittlerer Jahresniederschlag: Die klimatologischen Daten wurden aus einer Datei von Obermann übernommen, die taggenau die langjährigen Mittelwerte der Station Essen-Steele enthält. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt dort 810 mm. Standorte wie Hannover, das

ein langjähriges Niederschlagsmittel von 610 mm (Station Flughafen Langenhagen) hat, liegen damit schon „auf der sicheren Seite“. WATFLOW bietet die Möglichkeit, die Niederschlagshöhen mit einem konstanten Faktor zu multiplizieren. Dies wurde genutzt, um einen trockenen Standort mit 510 mm/a (z.B. Magdeburg) und einen sehr feuchten Standort mit 1250 mm/a (z.B. Braunlage) zu simulieren.

Zeitpunkt der Oberflächenabdichtung: Da, wie auch in der vorliegenden Arbeit gezeigt wurde, die bisherigen Erkenntnisse darauf hindeuten, dass Wasser in der MBA-Deponie ein äußerst kritischer Faktor ist, wurde als Grundannahme die sofortige Oberflächenabdichtung nach Ende des Einbaubetriebes vorgesehen. Um in der Praxis sicher zu erwartende Verzögerungen in der Realisierung der Oberflächenabdichtung betrachten zu können, wurden zusätzlich auch Zeiträume von einem und fünf Jahren bis zur Herstellung der Oberflächenabdichtung betrachtet.

Wasserdurchtritt durch Oberflächenabdichtung pro Jahr: Als Grundannahme wurde von Obermann (2000) ein Wert von 8 mm übernommen, der für ein Regelsystem der Deponieklasse 2 angesetzt wird (Permeabilität aufgrund von Fehlstellen in der KDB). Angesichts fortdauernder Diskussionen über alternative Oberflächenabdichtungssysteme, z.B. Kapillarsperren, Ersatz der Oberflächenabdichtung durch eine mächtige Wasserhaushaltsschicht sowie einer (möglichst wenig aufwendigen) Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht wurde auch das Verhalten der MBA-Deponie bei höheren Durchtrittsraten berechnet. Angesetzt wurden 50, 100, 300 und 500 mm.

Materialspezifische Parameter

WATFLOW benötigt bzw. ermöglicht die Eingabe von Parametern, die für das hydraulische Verhalten des eingebauten Abfalls maßgeblich sind. Angaben zum

- Wasservolumenanteil beim Einbau,
- maximalen Wasseranteil (=Porenvolumen),
- Durchlässigkeitsbeiwert bei 50 % Porenvolumen,
- zur Einbautrockendichte sowie zum
- Steifemodul des Abfalls bei einer Auflast von 200 kN/m²

wurden direkt aus den Untersuchungsergebnissen der in der Simulation betrachteten Materialien (Tabelle 6-27, Tabelle 6-26, Bild 6-33 und Bild 6-34) entnommen, oder rechnerisch hergeleitet. Das Wasservolumen beim Einbau und das Porenvolumen von H30 wurden über eine Dreisatzrechnung bestimmt.

An den Siebfraktionen aus dem LK SHG wurde keine Korndichte bestimmt. Daher kann sie nur abgeschätzt werden. Die Dichte des Abfalls wird von 2 Stoffgruppen bestimmt: Mineralische Bestandteile mit einer hohen Dichte und organische Bestandteile mit einer niedrigeren Dichte. Der organische Anteil lässt sich durch den Glühverlust bestimmen. Dach (1998) hat für eine Reihe mechanisch-biologisch behandelter Abfälle sowohl Korndichte als auch den Glühverlust ermittelt. Die Werte sind ergänzt durch das Material H30 in Bild 6-55 eingetragen. Die Korn-

dichten für die Materialien S20, S40 und S60 werden an der Trendlinie aus dem Diagramm ausgelesen.

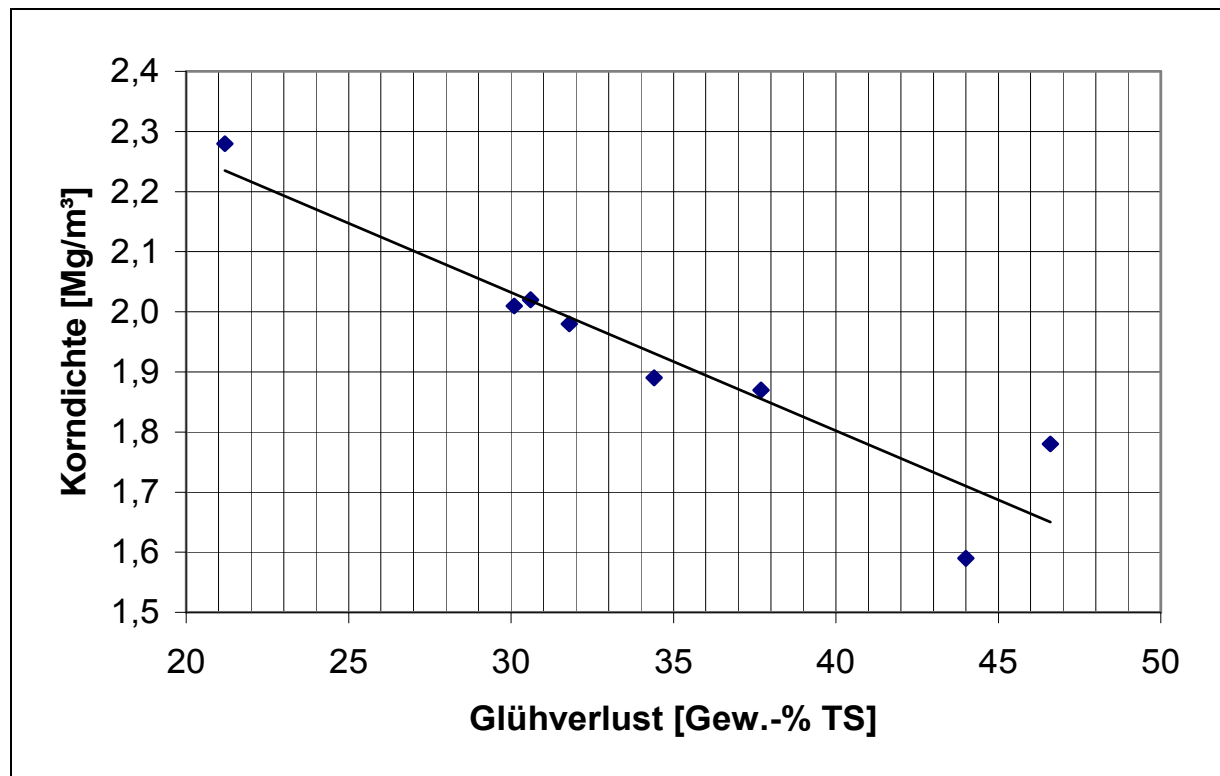


Bild 6-55: Verhältnis Glühverlust zu Korndichte mit Werten von Dach (1998) und dem Material H30

Bestimmung der (gesättigten) hydraulischen Leitfähigkeit bei einem Porenvolumen von 50 %

Der Wert wird basierend auf Bild 6-33 ermittelt. Durch die dort eingetragenen Punkte wurde eine Trendlinie gelegt, die in Bild 6-56 verlängert dargestellt ist. Zuvor ist jedoch die Ermittlung der Trockendichte bei 50 % Porenanteil notwendig.

Bei den Materialien aus dem Landkreis Schaumburg wurde der Durchlässigkeitsbeiwert nicht in Abhängigkeit von der Auflast bestimmt. Aushilfsweise bleibt nur die näherungsweise Bestimmung mit Hilfe des gleichen Diagramms wie beim Material H30. Scheelhaase et al. (2000) ermittelten für vergleichbare Trockendichten deutlich höhere Durchlässigkeitsbeiwerte. Aufgrund der generell von Scheelhaase et al. (2000) ermittelten, höheren Durchlässigkeiten von MBA-Material wird jedoch das erweiterte Diagramm auf Basis von H30 genutzt, da die zu ermittelnden Werte wesentlich besser mit den Laborwerten in Tabelle 6-27 übereinstimmen.

In Bild 6-56 wurden also die Schnittpunkte der Trockendichte der Siebfraktionen aus SHG mit der verlängerten Kurve aus Bild 6-33 markiert und darüber der Korndichte ein Durchlässigkeitsbeiwert zugeordnet. Dieses Verfahren ist zwar mit großen Ungenauigkeiten behaftet, aber mangels Analyseergebnissen bestand keine Alternative dazu.

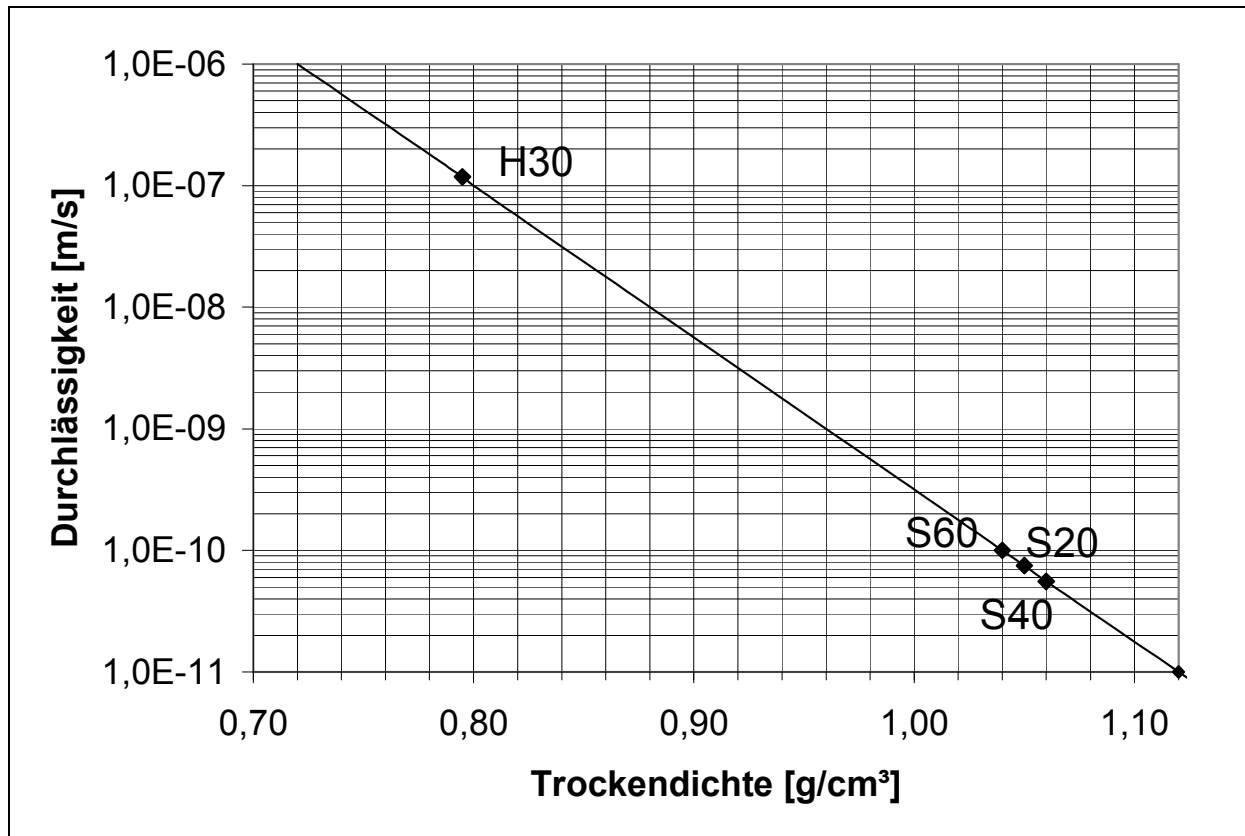


Bild 6-56: Trendlinie Trockendichte zu Durchlässigkeit aus Bild 6-33 mit markierten Trockendichten der untersuchten Materialien bei einem Porenanteil von 50 Vol.-%

Zusammengefasst gehen folgende Werte direkt oder mittelbar in die Modellierung ein:

Tabelle 6-32: Materialkennwerte für die Modellierung

Material	Wasservolumen Einbau (bei WG FS)	Trockendichte Einbau	Trockendichte 50% Porenvolumen	Korndichte	Porenvolumen	K_f bei 50% Porenvolumen	Steifemodul Es bei 200 kN/m ²
	m ³ /m ³	Mg/m ³	Mg/m ³	Mg/m ³	m ³ /m ³	m/s	kN/m ²
H30	0,36 (35%) 0,55 (45%)	0,67	0,795	1,59	0,58	$1,2 \cdot 10^{-7}$	2460
S20	0,48 (35%) 0,74 (45%)	0,9	1,05	2,10	0,57	$7,5 \cdot 10^{-11}$	1800
S40	0,48 (35%) 0,74 (45%)	0,9	1,06	2,12	0,58	$5,6 \cdot 10^{-11}$	1600
S60	0,43 (35%) 0,65 (45%)	0,8	1,04	2,08	0,62	$1,0 \cdot 10^{-10}$	2000

Darauf aufbauend werden folgende Szenarien untersucht:

Tabelle 6-33: Ausgesuchte Szenarien und materialspezifische Eingabewerte

Name Simulation	Material Siebschnitt in mm	Depo-nie-höhe	Aufhö-hung	Einbauwas-sergehalt	Max. Wasseran-teil (Po-renvol.)	k_f gesättigt bei 50% Porenvolu-men	Einbau-dichte trocken	Steifemo-dul bei Es 200	Nieder-schlag	Wasser-durchtritt Oberfläche-abd.
		m	m/a	(%FS) m^3/m^3	m^3/m^3	m/s	Mg/m^3	kN/m^2	mm/a	mm/a
Hnorm	H 30	40	2	(35%) 0,36	0,58	$1,2 \cdot 10^{-7}$	0,67	2460	810	8
S20norm	SHG 20	40	2	(35%) 0,48	0,57	$7,5 \cdot 10^{-11}$	0,90	1800	810	8
S40norm	SHG 40	40	2	(35%) 0,48	0,58	$5,6 \cdot 10^{-11}$	0,90	1600	810	8
S60norm	SHG 60	40	2	(35%) 0,43	0,62	$1,0 \cdot 10^{-10}$	0,80	2000	810	8
H45wg	H 30	40	2	(45%) 0,55	0,58	$1,2 \cdot 10^{-7}$	0,67	2460	810	8
S40wg45	SHG 40	40	2	(ges.) 0,58	0,58	$5,6 \cdot 10^{-11}$	0,90	1600	810	8
H20m	H 30	20	2	(35%) 0,36	0,58	$1,2 \cdot 10^{-7}$	0,67	2460	810	8
S40_20m	SHG 40	20	2	(35%) 0,48	0,58	$5,6 \cdot 10^{-11}$	0,90	1600	810	8

Grundmodelle fett eingerahmt, variierte Parameter **fett** gedruckt

Bei allen berechneten Modellen ist die Aufbringung der Oberflächenabdichtung unmittelbar nach Ablagerungsende veranschlagt. Da die Simulationsrechnungen langwierig und aufwändig sind, war eine größere Anzahl von Simulationen für eine auf freiwilliger Basis erbrachte Leistung nicht zumutbar. Herrn Obermann sei an dieser Stelle nochmals herzlich für seinen Einsatz gedankt! Die Berechnungen hatten folgende Ergebnisse:

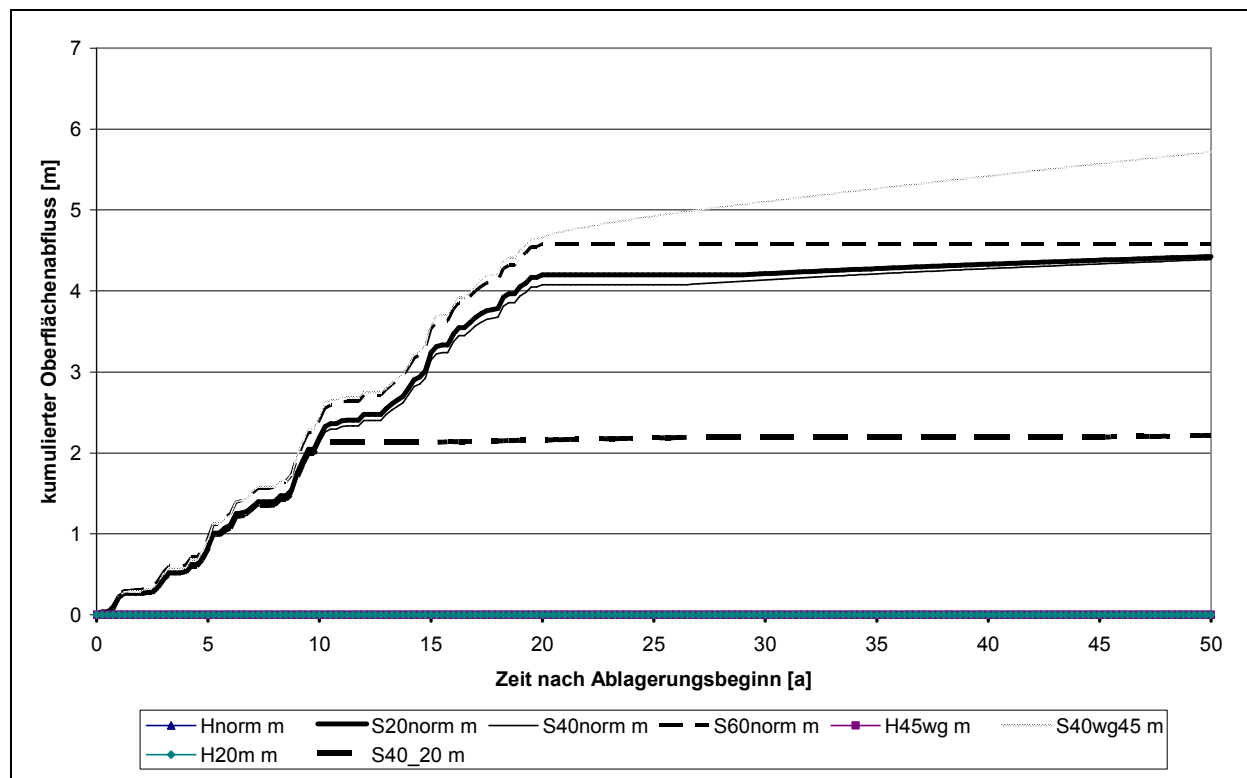


Bild 6-57 Kumulierter Oberflächenabfluss

Konform zu den Feldversuchen wurde für das Material H 0 – 30 mm kein Oberflächenabfluss festgestellt. Bei den Materialien aus SHG hatte die Fraktion 0 – 60 mm den geringsten Oberflächenabfluss, was mit dem höchsten k_f -Wert der Proben aus SHG zusammenpasst.

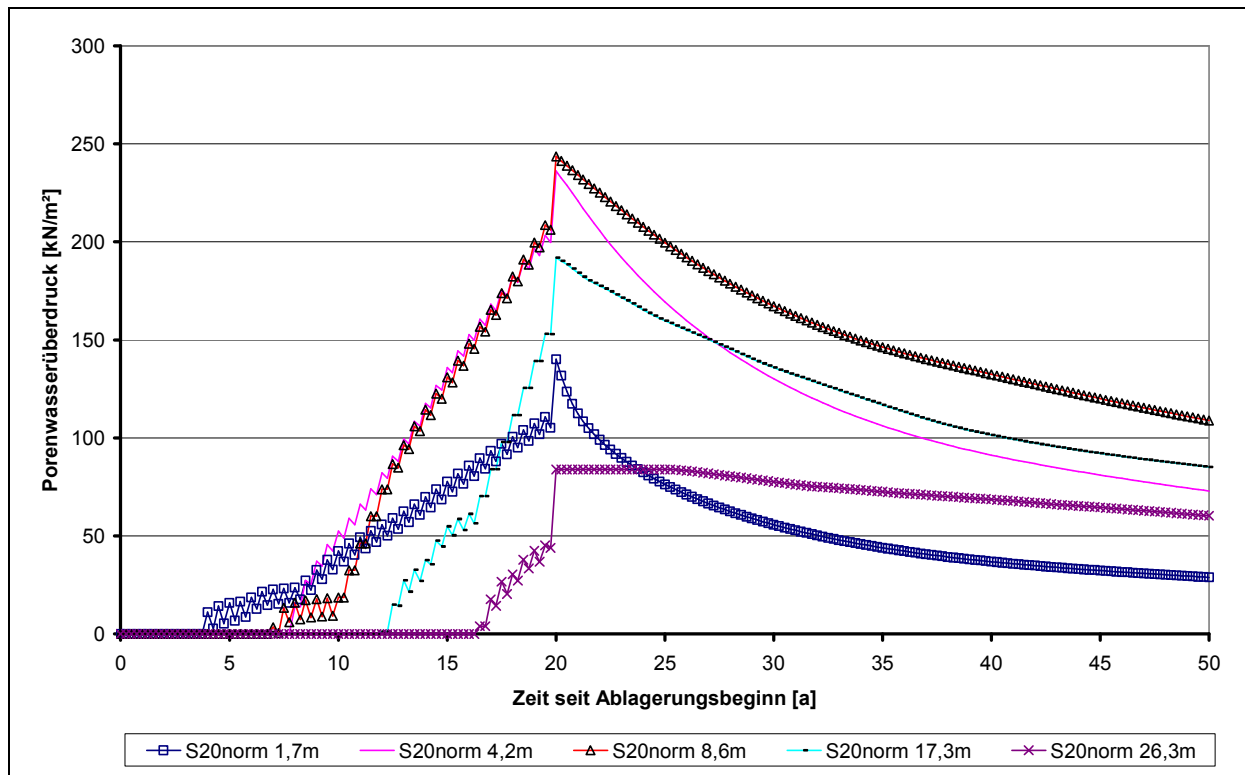


Bild 6-58 Porenwasser(über)druck SHG 0-20 mm, Deponiehöhe 40 m

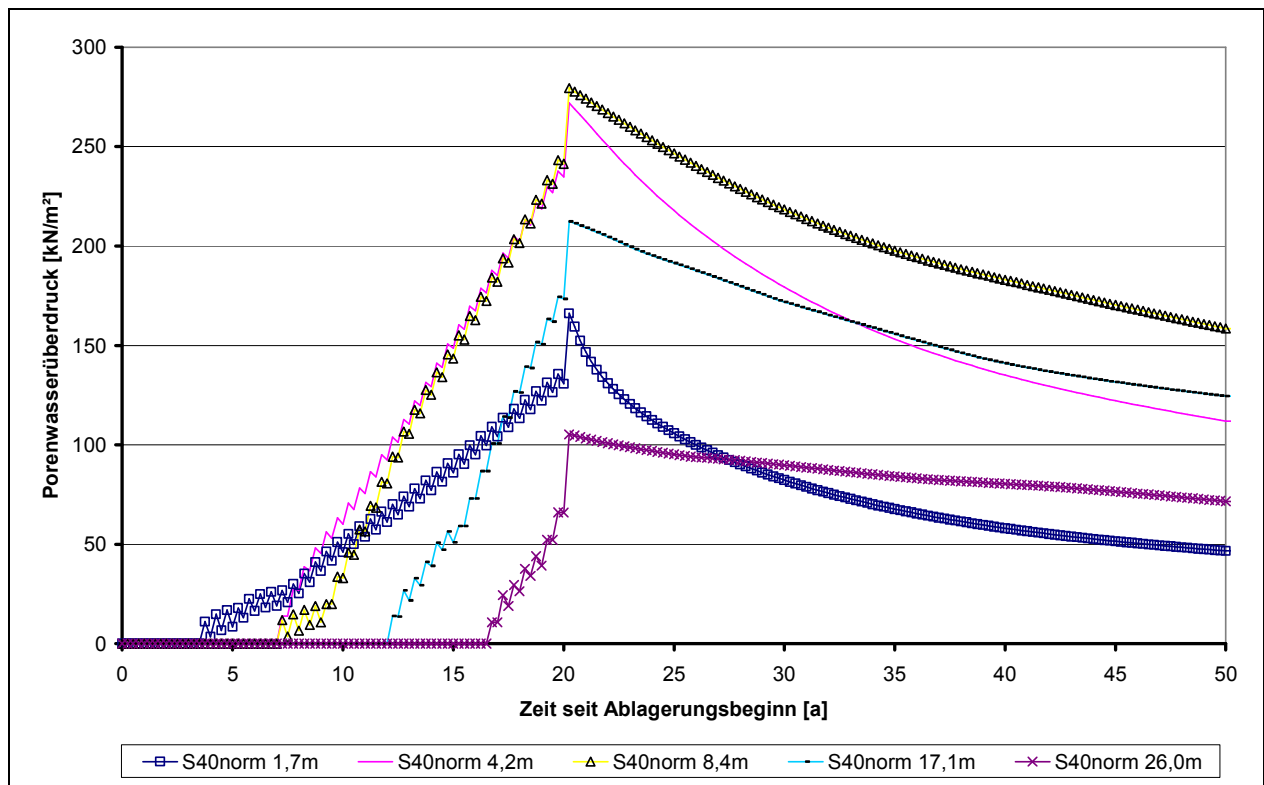


Bild 6-59 Porenwasser(über)druck SHG 0-40 mm, 40 m Deponiehöhe

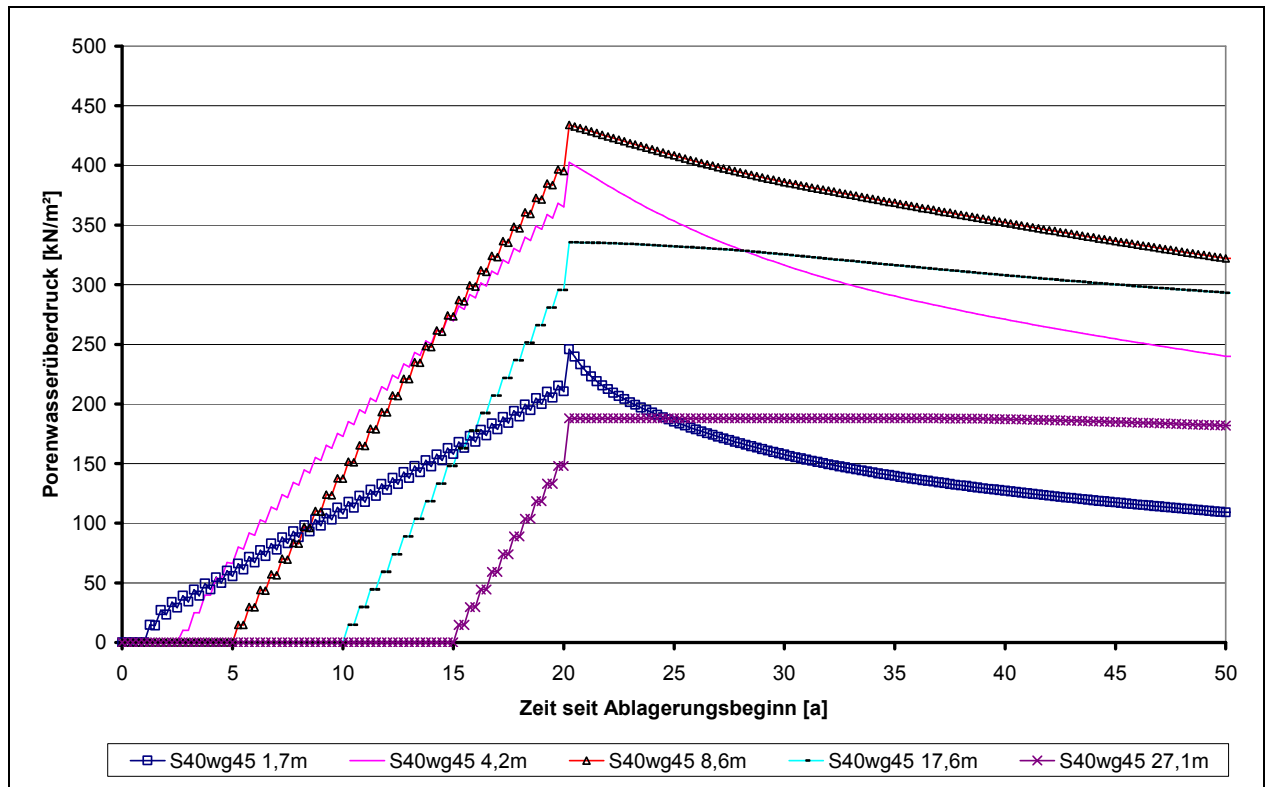


Bild 6-60 Porenwasser(über)druck SHG 0-40 mm, 40 m Deponiehöhe, Einbau bei Wassersättigung

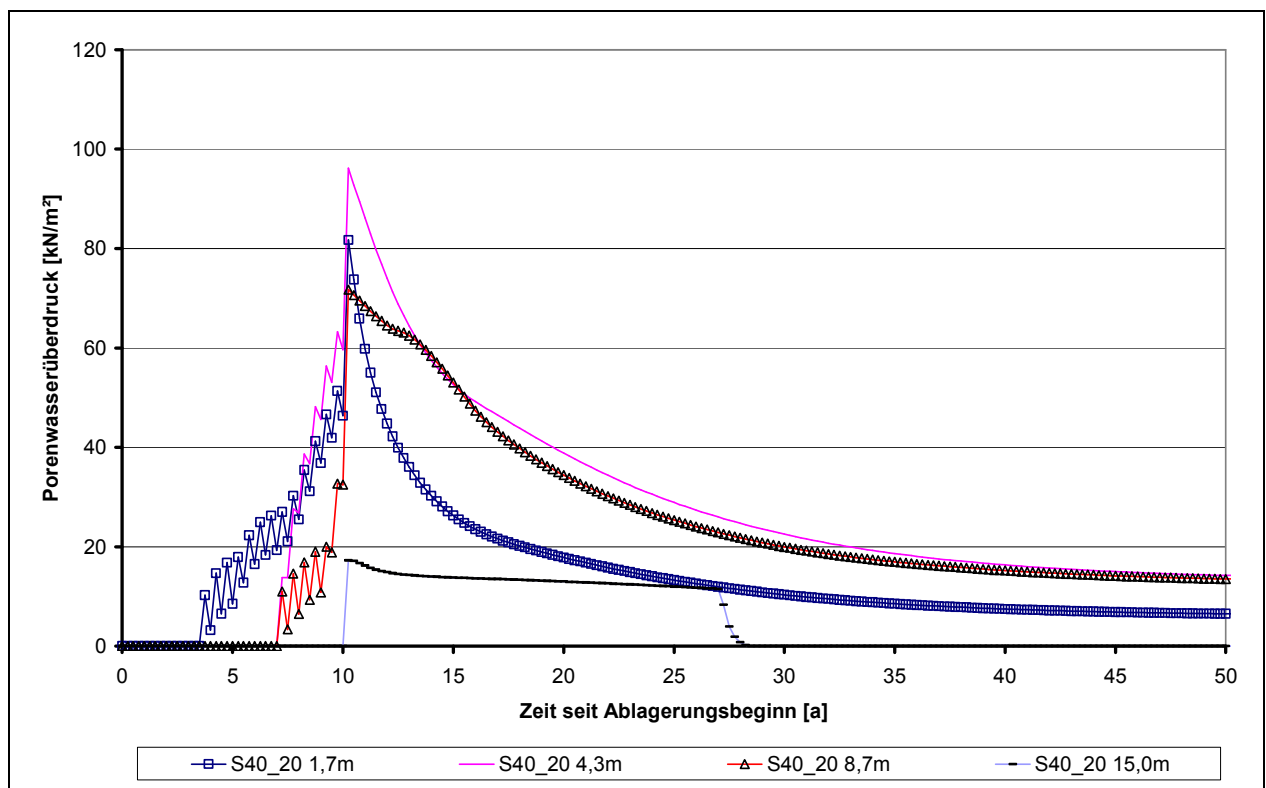


Bild 6-61 Porenwasser(über)druck SHG 0-40 mm, 20 m Deponiehöhe

Bei der Ablagerung von allen untersuchten Siebfraktionen aus SHG wurde die Entstehung von Porenwasserüberdrücken (gem. Abschnitt 6.10.2 identisch mit dem Porenwasserdruck) errechnet. Eine Reduzierung der Deponiehöhe auf 20 m konnte den Porenwasserdruck zwar verringern, aber nicht verhindern. Steigender Einbauwassergehalt führt zu steigendem Porenwasserüberdruck.

Bei den simulierten Deponien mit dem Material H 0 – 30 mm traten im Widerspruch zu der Simulation mit dem Modell von Friedrich keine Porenwasserüberdrücke auf. Dieses ist u.a. auf den ungewöhnlich hohen Steifemodul des Materials zurückzuführen sein, der unmittelbar in die dynamische Berechnung des Durchlässigkeitsbeiwertes eingeht. Auch der deutlich höhere Ausgangs- k_f -Wert wirkt sich hier aus.

Die Berechnungsergebnisse unterstreichen die Notwendigkeit an das individuelle MBA-Material angepasster Standsicherheitsberechnungen. Das Modell WATFLOW kann dabei eine große Hilfe sein. Es kann festgestellt werden, ob überhaupt Maßnahmen zur Reduzierung des Porenwasserdruckes erforderlich sind und ggf. auch zur Hilfe genommen werden, um geeignete Materialparameter zu definieren, unter denen der behandelte Abfall mit möglichst geringem zusätzlichen Aufwand eingebaut werden kann.

6.11 Versuche zum Oberflächenabfluss

6.11.1 Grundlagen

6.11.2 Literatur

Unterschiedliche Ergebnisse liegen hinsichtlich Quantität und Qualität des Oberflächenwassers von den Einbauflächen vor. Beim Einbauversuch mit Rotteoutput < 40 mm der RABA Bassum (Einbaufläche 700m², Gefälle 5-7%, 3 Dünnschichtlagen, Regenspende ges. 74 mm) wurde nur in LKW-Fahrspuren Oberflächenabfluss festgestellt. Dieser war behandlungsbedürftig (von Felde, 1999). Beispiel: Der CSB lag bei 17880 mg/l homogenisiert und nach Filtration bei 1692 mg/l. Damit wird der Grenzwert für die Direkteinleitung (200 mg/l) des Anhang 51 AbwV deutlich überschritten. Die Berechnung erfolgte allerdings mit extremer Intensität mittels eines Güllewagens, so dass die Bedingungen kaum natürlichen Niederschlägen entsprachen.

Maak & Poser (1999) führten Berechnungsversuche durch (Kaminzugrotte < 60 mm).

Tabelle 6-34: Oberflächenabfluss in Abhängigkeit vom Verdichtungsgerät mit Material aus Meisenheim (Maak & Poser, 1999)

		Versuch 1	Versuch 2	Versuch 3	Versuch 4
Gefälle Oberfläche	%	20	3 - 5	3 - 5	3 - 5
Einbaugerät	Einheit	Kompaktor 28 t	Kompaktor 28 t	Kompaktor 28 t, Glattmantelwalze	Schafffußwalze 13 t
Siebschnitt	mm	ungesiebt	< 60	< 60	< 60
Abfließender Anteil des Niederschlags, Neuzustand	%	0,3 - 0,7	21,3 - 36,5	103 (!)	61,3
Abfließender Anteil des natürlichen Niederschlags in 4 Monaten	% abzügl. Verdunstung		15	50	
CSB	mg/l	530	325	278	376
Zum Vergleich: CSB sedimentiert / filtriert Versuch Bassum (von Felde, 1999)	mg/l		186	179	

Sie erzielten einen höheren Oberflächenabfluss, der ebenfalls behandlungsbedürftig war. Schwere Einbaugeräte waren vorteilhaft für die auch langfristige Erzielung eines Oberflächenabflusses. Das von Maak und Poser (1999) untersuchte Material stammt aus der MBA Meisenheim, das, wie aus Abschnitt 6.3.1 hervorgeht, einen sehr hohen Feinkornanteil hat. Dadurch kann bereits oberflächennah eine hohe Einbaudichte erreicht werden, weil die nicht deformierbaren mineralischen Anteile gegenüber den elastischen (federnden) Bestandteilen dominieren und die Wiederauflockerung nach der Verdichtungsüberfahrt entsprechend geringer ist. Dementsprechend ist im oberflächennahen Bereich im Vergleich zu anderen Materialien eine geringere Durchlässigkeit zu erwarten.

Rettenberger & Fricke (1997) stellten an abgesiebttem Deponierückbaumaterial < 60 mm fast vollständigen und nicht behandlungsbedürftigen Oberflächenabfluss fest. Deponierückbaumaterial ist z.B. wegen seines hohen mineralischen Anteils nur sehr begrenzt mit MBA-Output vergleichbar.

6.11.3 Eigene Untersuchungen

6.11.3.1 Testfelder Deponie Lahe

Tabelle 6-35 zeigt die wesentlichen Kenndaten der Bewässerungen und die Belastung des gefassten Oberflächenwassers. Hier sind nur diejenigen Analyseparameter aufgeführt, für die im Anhang 51 AbwV Grenzwerte bestehen. Die übrigen Parameter und die Ergebnisse der Nullproben sind im Anhang dargestellt. Wie aus der Tabelle ersichtlich ist, setzte bei der ersten Bewässerung erst nach 11,5 Stunden und einer Niederschlagshöhe von 230 mm auf Feld 1 der Oberflächenabfluss ein. Zuvor wurde nur in die Rinne verwehtes Wasser gefasst. Auf Feld 2 war auch nach 12,75 Stunden und einer Niederschlagshöhe von 245 mm kein Oberflächenabfluss erzielbar. Hier spielte neben der oberflächennah nicht besonders geringen Durchlässig-

sigkeit mit Sicherheit auch das hohe Sättigungsdefizit des Materials eine wichtige Rolle. Bei der gut einen Monat später durchgeführten zweiten Bewässerung setzte der Oberflächenabfluss deutlich früher ein (2,5 h auf Feld 1). Auf Feld 2 kam es nach 4,25 Stunden auch zum Oberflächenabfluss. Angesichts der scheinbar höheren Verdichtung auf Feld 2 wäre eigentlich das umgekehrte Verhalten zu erwarten gewesen.

Niederschläge in einer solchen Intensität treten in unserer Region allerdings nicht über einen so langen Zeitraum wie im Beregnungsversuch auf, so dass auf vergleichbarem Material unter natürlichen Bedingungen kaum mit Oberflächenabfluss zu rechnen ist. Es kann jedoch durchaus zu einer Vernässung und stark erschwerten Befahrbarkeit kommen, da ca. 30 cm unter der Oberfläche eine starke Vernässung und dort örtlich (am Fuß des Feldes) auch ein Wassereinstau festzustellen war.

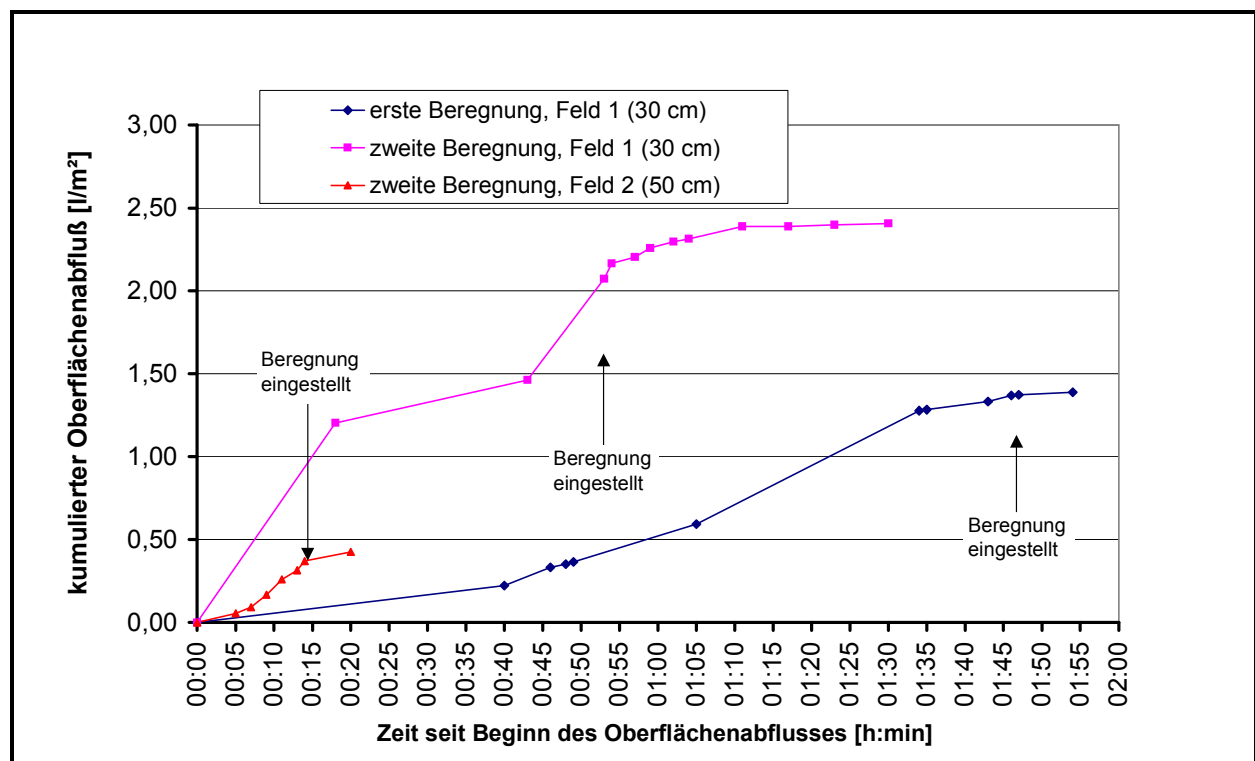


Bild 6-62: Kumulierter Oberflächenabfluss

Im Zeitraum mit Oberflächenabfluss flossen maximal 18 % des Niederschlags oberflächlich ab. Die Abflussmenge / der Abflusskoeffizient (Bild 6-62 und Bild 6-63) hatten sich im zur Verfügung stehenden Bewässerungszeitraum (limitiert durch die Kapazität der Bewässerungstanks) allerdings noch nicht auf einen stabilen Wert eingependelt. Bild 6-64 zeigt das Vorrücken der Feuchtefront im Testfeld fünf Monate nach der ersten Bewässerung. Der Einbauwassergehalt betrug ca. 30 % FS.

Das abfließende Oberflächenwasser hielt die Grenzwerte des 51. Anhang AbwV für die Direkteinleitung bei den in Tabelle 6-35 fett markierten Werten nicht ein, wenngleich die Grenzwertüberschreitungen nicht sehr hoch waren und das Beregnungswasser eine Vorbelastung aufwies. Diese ist jedoch in keinem Fall für das Überschreiten der Grenzwerte verantwortlich. Bei der zweiten Beregnung war lediglich der CSB problematisch. Es ist auf jeden Fall davon

auszugehen, dass der (hypothetische) Oberflächenabfluss zumindest zeitweise behandlungsbedürftig ist.

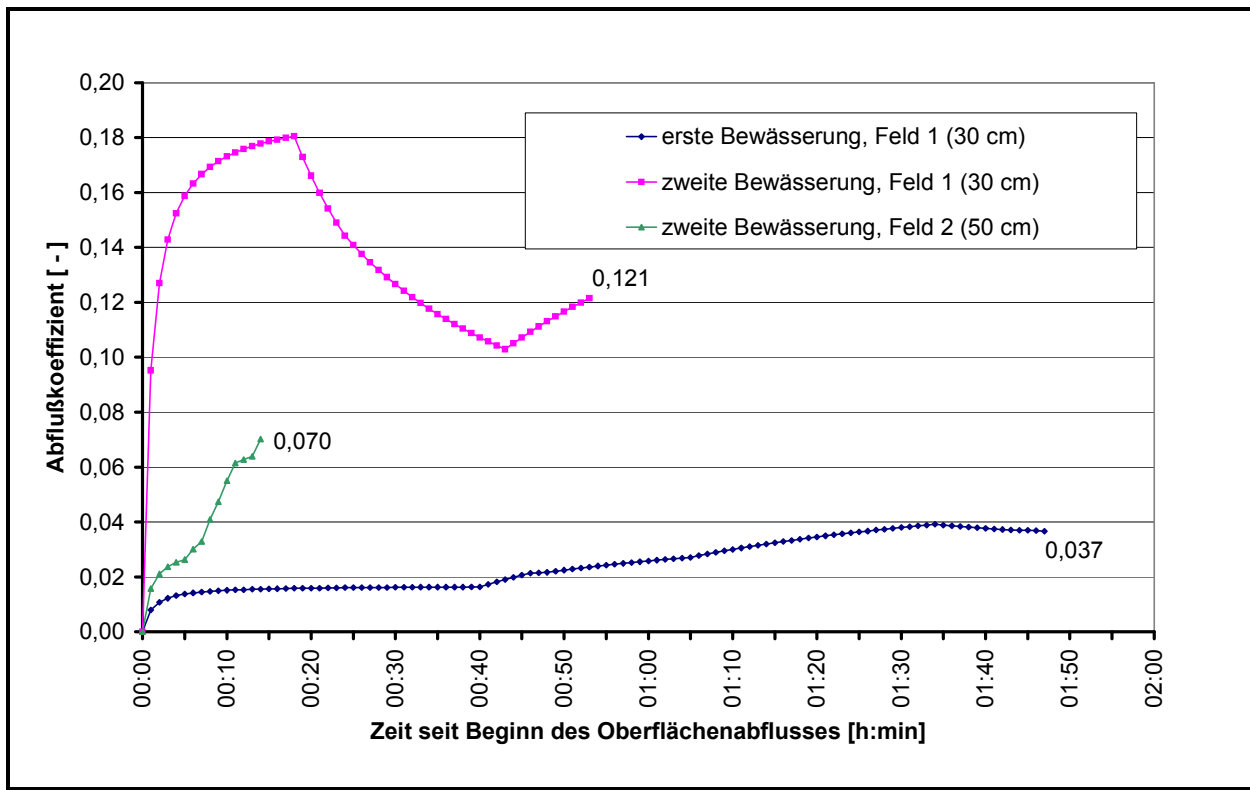


Bild 6-63: Abflusskoeffizient (Verhältnis von aufgebrachtem zu abgeflossenem Wasser)

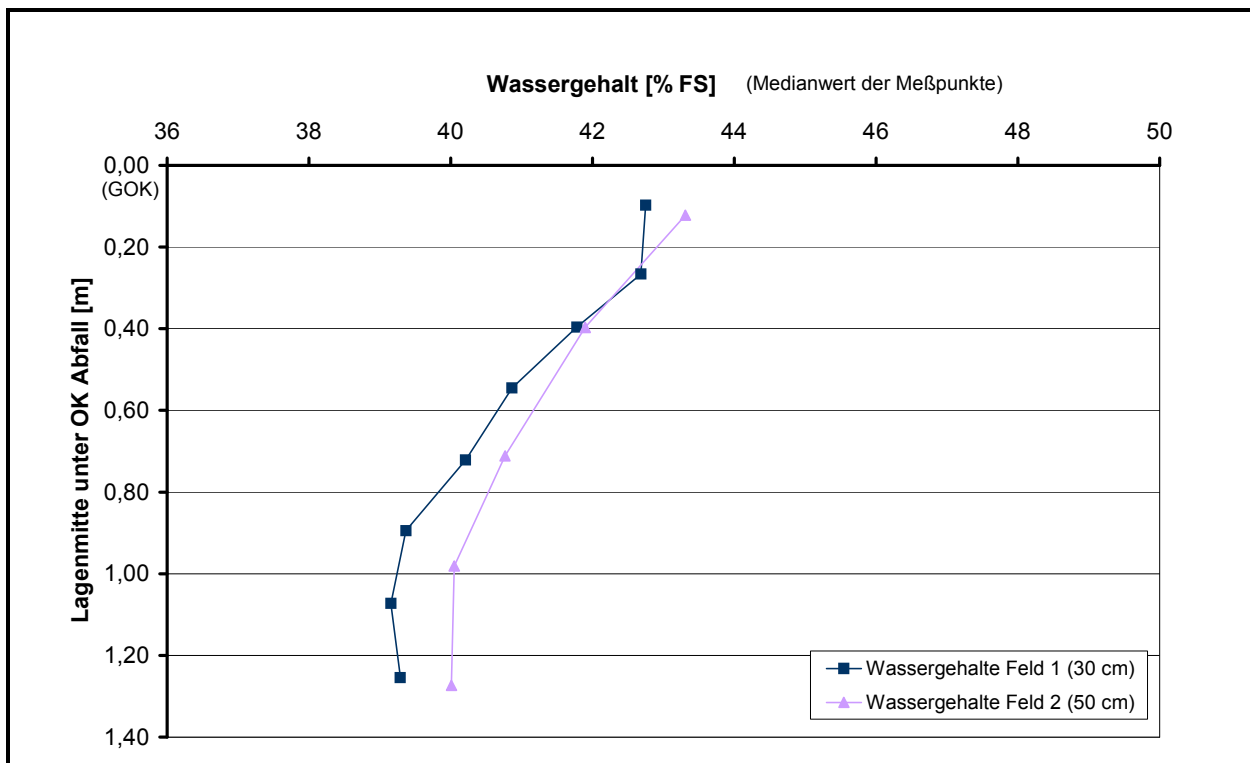


Bild 6-64: Wassergehalt des Deponates Ende November 2001.

Tabelle 6-35: Kenndaten der Beregnungsversuche und Belastung des Oberflächenabflusses

Parameter	Einheit	Abfluss nach 4 Tagen (abgedeckt) 30 cm Lagenstärke		Abfluss nach 5 Wochen 30 cm Lagenstärke		Abfluss nach 5 Wochen 50 cm Lagenstärke		Grenzwert 51. Anhang AbwV
Abflussbeginn nach	h:min	11:25		2:30		4:15		
Niederschlag bis Abflussbeginn	mm (=L/m ²)	230		50		85		
		homogenisiert	filtriert	homogenisiert	filtriert	homogenisiert	filtriert	Direkt-einleitung
CSB	mg O ₂ /L	840	790	479	383	156	111	200
BSB ₅	mg O ₂ /l	24	24	4,8	7,5	3,8	4,8	20
NO ₂ -N	mg/L		7,5		0,28		0,2	2
N-gesamt			19,6		6,98		5,1	70
Vor der Vermischung mit anderen Abwässern einzuhalten:								
AOX	mg/L	1,0	0,48		0,4		0,1	0,5
Quecksilber	mg/L	0,0018	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	<0,0004	0,05
Cadmium	mg/L	<0,0006	0,0012	<0,0006	<0,0006	<0,0006	<0,0006	0,1
Chrom, ges.	mg/L	0,037	0,030	0,037	0,013	0,008	0,005	0,5
Chrom (VI)	mg/L	<0,25	<0,25	<0,05	<0,05	<0,05	<0,05	0,1
Nickel	mg/L	0,13	0,13	0,049	0,049	0,013	0,013	1,0
Blei	mg/L	0,091	0,074	0,049	0,029	0,014	0,008	0,5
Kupfer	mg/L	0,88	0,91	0,70	0,48	0,14	0,11	0,5
Zink	mg/L	0,80	0,8	0,62	0,57	0,41	0,41	2,0
Arsen	mg/L	<0,01	0,035	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,1
Cyanid, leicht freisetzbar	mg/L	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	0,2
Bor	mg/L	2,0	2,4	0,70	0,70	0,25	0,25	1,0

7 Emissionsverhalten von MBA-Output auf der Deponie

7.1 Vorbemerkung

Da zum Abgabezeitpunkt der Dissertation wenig eigene Untersuchungen und Erhebungen zu diesem Thema vorlagen, wurde dieser Bereich ursprünglich sehr kurz abgehandelt. Aufgrund der Bedeutung von Gas und Sickerwasser für die Deponiekonstruktion und weil einige neue Daten vorlagen, wurde auf Wunsch der Prüfungskommission das Kapitel für die Druckausgabe erweitert. Auf den Inhalt der übrigen Kapitel hat dieses jedoch keinen Einfluss.

7.2 Deponiegas

7.2.1 Grundlagen

Aus Gärtests lassen sich zwar Rückschlüsse auf das Gasbildungspotential ziehen, das tatsächliche Potential lässt sich aber nur durch Langzeitversuche mit einer Dauer von (min.) 200 – 500 Tagen ermitteln (Raninger et al., 2001). Das sind im Idealfall Messungen in einer tatsächlichen MBA-Deponie bzw. einem Monoabschnitt mit MBA-Material.

Deponien mit zumindest annähernd den ab Juni 2005 geltenden Vorgaben der AbfAbIV entsprechendem MBA-Output gibt es jedoch nur in sehr geringer Anzahl und erst seit wenigen Jahren. Entsprechend gering ist ihre aktuelle Belegungshöhe mit MBA-Output. Daher sind mit Deponiesimulationsreaktoren und in Großlysimetern bzw. Modelldeponien gewonnene Daten nach wie vor eine wichtige Datengrundlage zur Beschreibung und Prognose der Vorgänge in einer MBA-Deponie. Komplett geschlossene Systeme bieten zudem den Vorteil, dass eine exakte Gas- und Wasserbilanz möglich ist.

Zur Untersuchung des Langzeitemissionsverhaltens können Deponiesimulationsreaktoren so betrieben werden, dass ein forcierter Schadstoff- / Organikabbau bzw. Austrag stattfindet. Bedingung für die Erzielung eines Zeitraffereffektes sind laut Stegmann (1982) eine (im Vergleich zu realen Deponieverhältnissen eher geringe) Einbaudichte von $0,45 - 0,8 \text{ Mg/m}^3$ und ein geschlossener Wasserkreislauf mit einem Wasserdurchsatz von $0,125 \text{ L/L Material} \cdot \text{d}$. Dadurch wird allerdings das Wasser zum dominierenden Emissionspfad. Lysimeter mit deutlich verdichtetem Material ($1,0 - 1,68 \text{ Mg/m}^3$) ermöglichen zwar Rückschlüsse auf das Langzeitverhalten der Abfälle, aufgrund der geringeren Durchströmung ist aber ein längerer Untersuchungszeitraum notwendig.

Vom Zeitraffereffekt sind allerdings nur die auf die beschriebene Weise beschleunigbaren Vorgänge betroffen, ein in jeder Hinsicht (insbesondere bzgl. Spurenstoffen) treffender Ausblick ist aber nicht möglich.

7.2.2 Gasprognose von Felde 1999

Von Felde, 1999 hat eine Gasprognose nach dem Modell von Weber, 1990 durchgeführt, die an der 1,5 Jahre nach Ablagerungsbeginn gemessenen Gasbildung in einer Ablagerung von ca. 300 t MBA-Output kalibriert wurde. Die unter Deponiebedingungen produzierbare Gas-

menge reduziert sich durch die mechanisch-biologische Behandlung um rund 95%. Erst nach ca. 100 Jahren erreicht die Rohabfalldeponie vergleichbare geringe jährliche Gasbildungen wie bei mechanisch-biologischer Vorbehandlung.

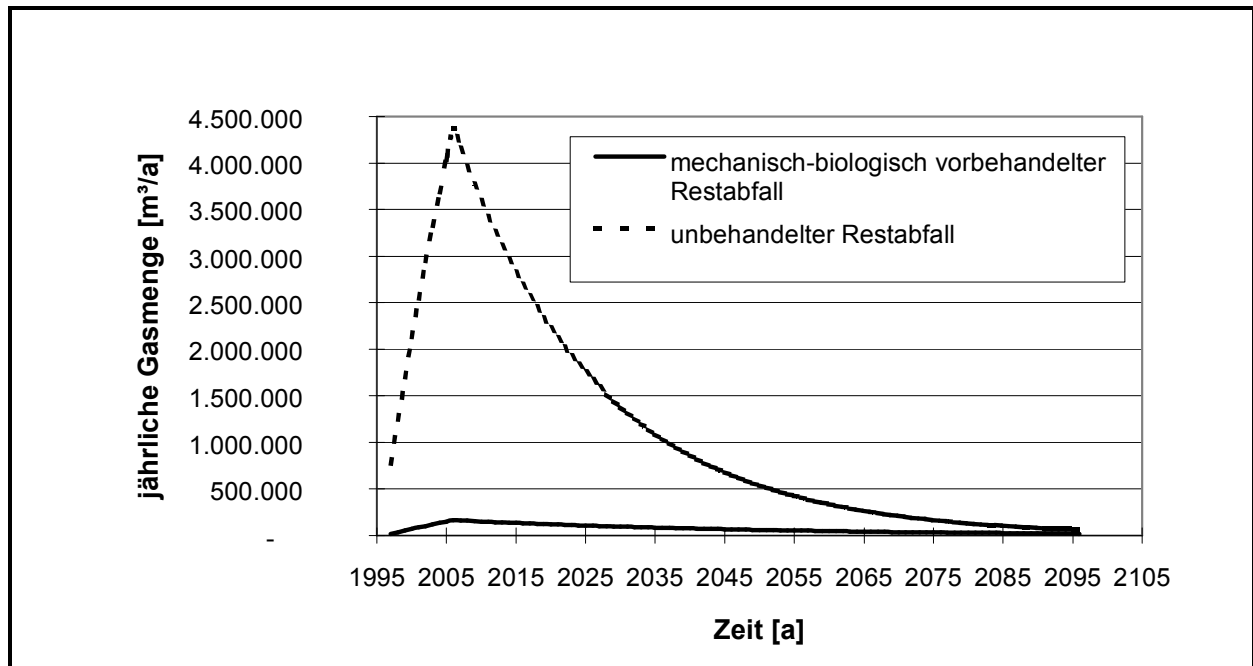


Bild 7-1: Jährliche Gasbildung bei 10-jähriger Ablagerung von 100.000 t/a unbehandelten bzw. 50.000 t/a MBV Abfällen (von Felde, 1999)

7.2.3 Änderung der Deponiegaszusammensetzung im Verlauf des Abbauprozesses

Die Abbauprozesse im Deponiekörper verlaufen in Phasen, die u.a. durch eine Veränderung der Gas- und Sickerwasserbeschaffenheit gekennzeichnet sind. Bild 7-2 zeigt den phasenweisen Wechsel der Zusammensetzung des Deponiegases aus Ablagerungen mit unbehandelten Abfällen. Die Phasen I - IV basieren auf Farquhar & Rovers (1973) sowie Franzius (1981) und die nachfolgenden Phasen auf Rettenberger & Mezger (1992). Die Phasen werden gemäß Tabelle 7-1 bezeichnet.

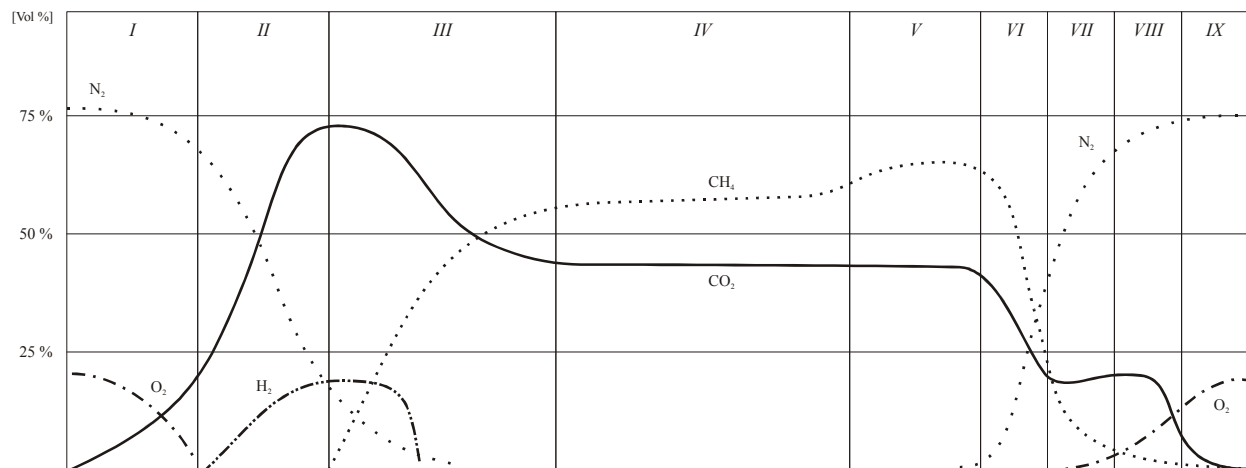


Bild 7-2: Langzeitmodell der der Deponiegaszusammensetzung in Deponien für unbehandelte Siedlungsabfälle (Farquhar & Rovers 1973; Franzius, 1981; Rettenberger & Mezger, 1992)

Tabelle 7-1 Bezeichnung der Deponiephasen

I	Aerobe Phase	VI	Luft eindringphase
II	Saure Phase	VII	Methanoxidationsphase
III	Instabile Methanphase	VIII	Kohlendioxidphase
IV	Stabile Methanphase	IX	Luftphase
V	Langzeitphase		

7.2.4 Versuche mit Deponiesimulationsreaktoren und Großlysimetern

In Österreich wurden Anfang 1998 vier umschlossene Großlysimeter (Testzellen) auf dem Gelände der Deponie in Allerheiligen (Modelldeponie Allerheiligen) errichtet, an denen Untersuchungen zur Gasbildung, zum Sickerwasser und zum Materialverhalten durchgeführt wurden. Die Ergebnisse sind in Raninger et al. (2001) dokumentiert.

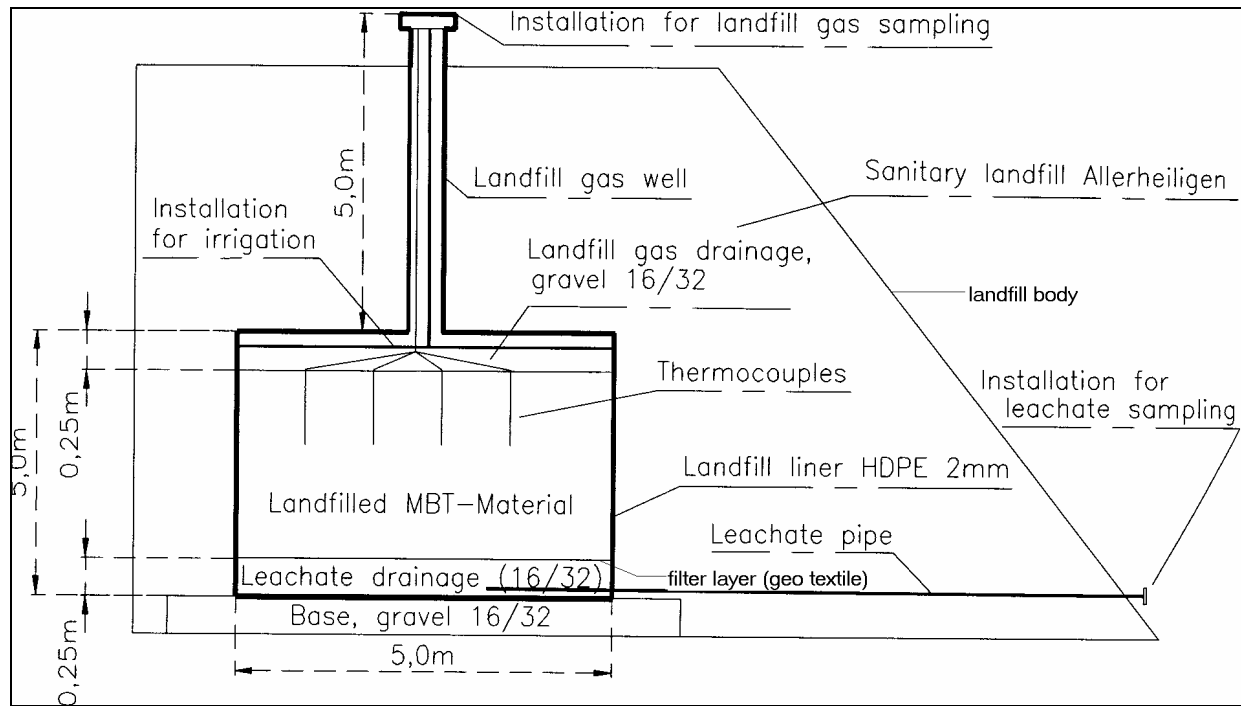


Bild 7-3: Schema einer in den Abfallkörper der Deponie Allerheiligen eingebetteten Testzelle, modifiziert aus Raninger et al. 2001



Bild 7-4: Befüllung und Einbettung der Testzellen Allerheiligen (Raninger et al., 2001)

Tabelle 7-2: Anlageninput und Behandlung des Materials für die Modelldeponie Allerheiligen

Getrennte Bioabfallsammlung	Ja, Anschlussquote ca. 50%.
Anlageninput	Hausmüll, hausmüllähnlicher Gewerbeabfall, Klärschlamm (ca. 30% TS; maximal 29% des Anlageninputs)
Oberer Heizwert des Anlageninputs	12.836 kJ/kg TS
Glühverlust des Anlageninputs	56% TS
Mechanische Vorbehandlung	1. Hammermühle, 2. Magnetscheider, 3. Siebung 80 mm, 4. Mischzerkleinerer (Zugabe des Klärschlammes)
Biologische Behandlung	2 Wochen aktiv belüftete Tunnelrotte 4 Wochen aktiv belüftete Mietenrotte 8 – 16 Wochen passiv belüftete Nachrotte
Mechanische Nachbehandlung	Absiebung auf < 12 mm

Tabelle 7-3: Kennwerte des in die Testzellen Allerheiligen eingebrachten Materials

Parameter	Messwerte	Mittelwert	Einheit
Wassergehalt (nachträglich eingestellt)	44,6 – 46,0	45,1	% FS
AT ₄	3,0 – 11,9	6,6	mg O ₂ / g TS
H _o	5.600 – 7.000	6.400	kJ / kg TS
Schüttdichte	694 - 913	820	kg / m ³

In jede der 4 Testzellen (Kompartimente) wurden ca. 52 m³ bzw. 38 – 47 Mg MBA-Output eingebracht. Zwei Testzellen wurden bewässert (Frischwasser und Sickerwasser) zu den anderen beiden wurde kein Wasser hinzugegeben, so dass wegen des Wasseraustrags über den Sickerwasser- und Gaspfad eine langsame Austrocknung der unbewässerten Zellen einsetzte. Dadurch sollte zum einen der Zustand einer offenen und zum anderen der einer geschlossenen und oberflächengedichteten Deponie simuliert werden.

7.2.4.1 Gasmenge

Die beiden unbewässerten Testzellen weisen ein nahezu identisches Gasbildungsverhalten auf (Bild 7-5). In den ersten 250 Tagen ist dieses auch dem Verlauf der Gasbildung in den Zellen mit Sickerwasserrückführung relativ ähnlich. Allerdings beginnt die Gasproduktionskur-

ve bei den bewässerten Zellen (Kompartiment 2 und 4) mit einer höheren Produktionsrate und fällt dann schneller ab (Bild 7-6). Die Kurven der kumulierten, spezifischen Gasproduktion bestätigen dieses Bild. Testzelle 4 weist eine im Vergleich zu den übrigen Zellen höhere Gasproduktion auf, da das in diese Zelle eingebaute Material die kürzeste Behandlungsdauer und den höchsten AT_4 hatte.

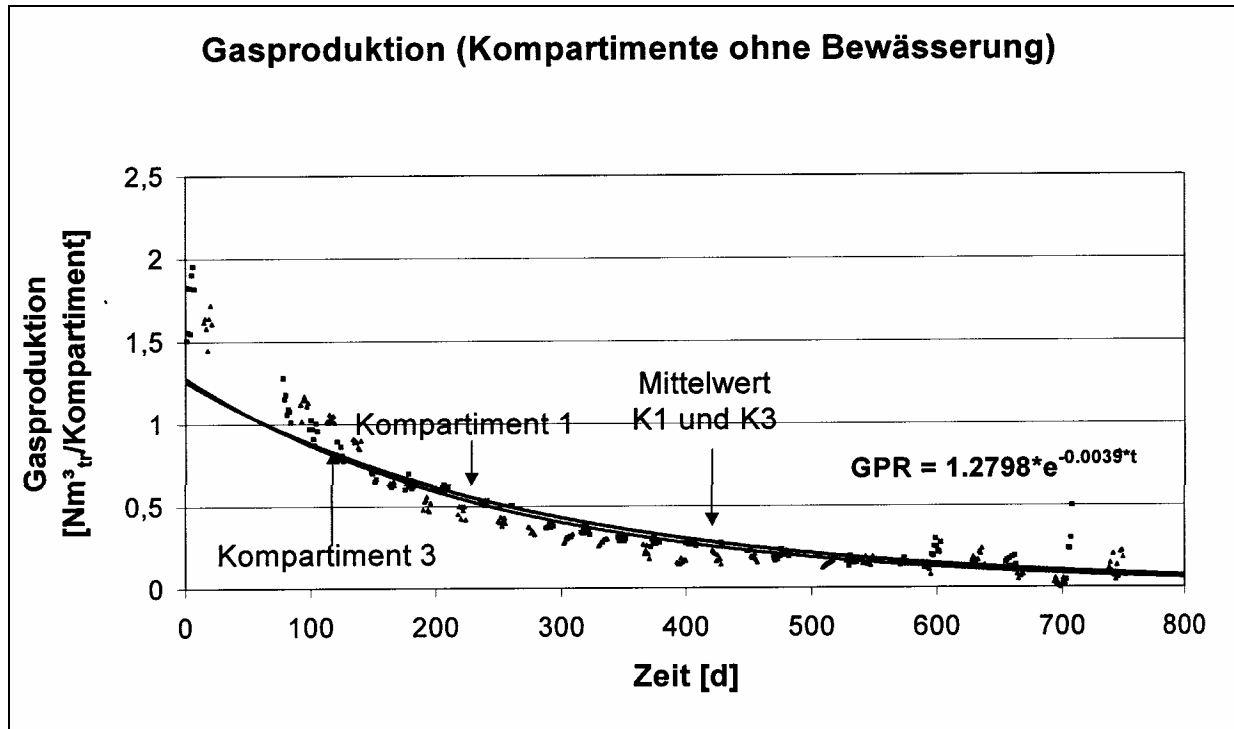


Bild 7-5: Tägliche Gasbildung in den Testzellen ohne Bewässerung (Raninger et al., 2001)

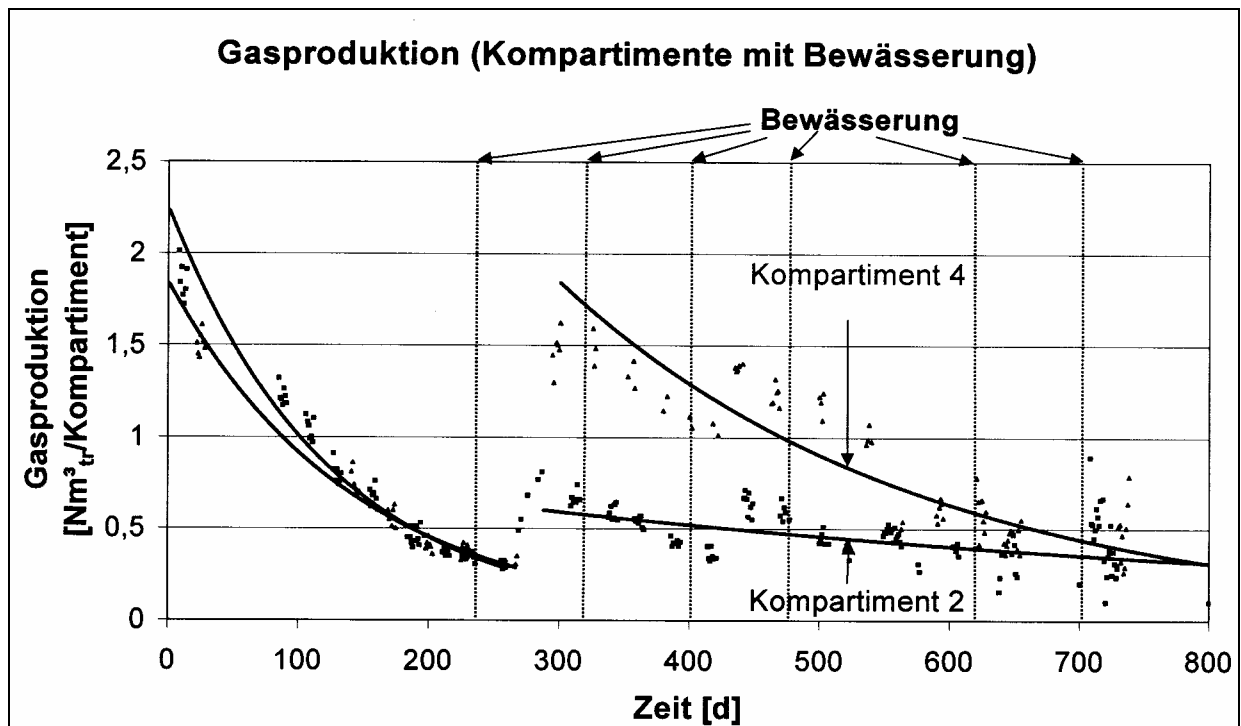


Bild 7-6: Tägliche Gasbildung in den Testzellen mit Bewässerung (Raninger et al., 2001)

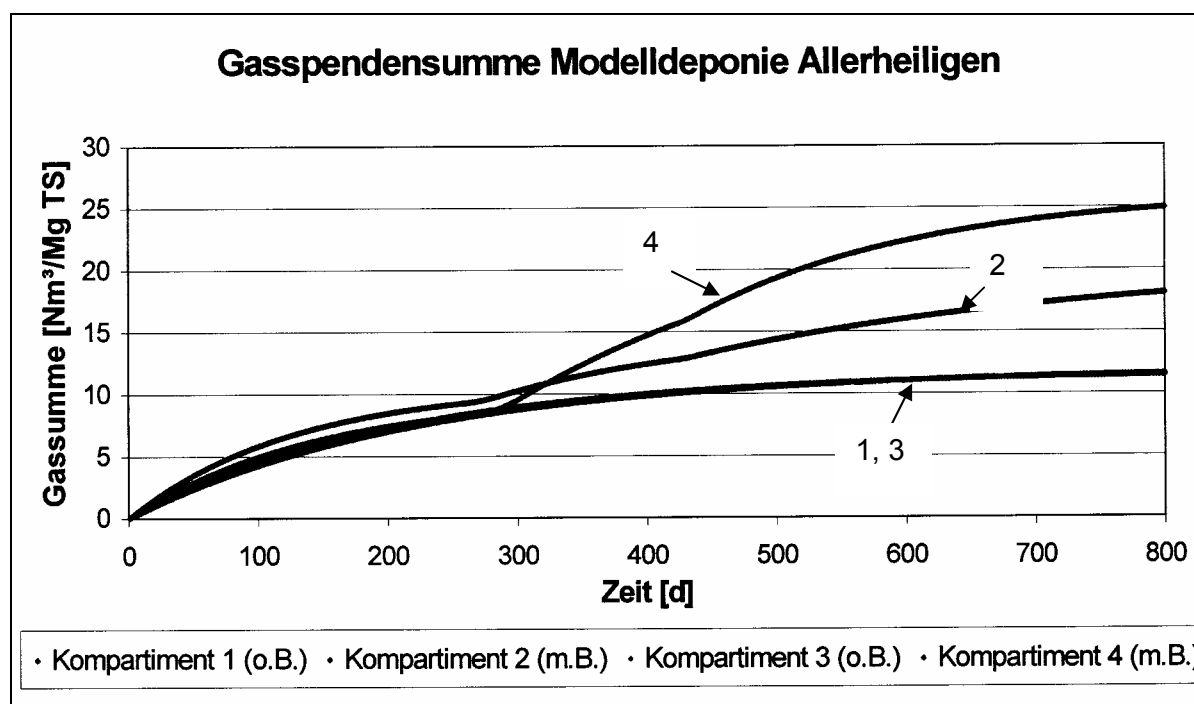


Bild 7-7: Summenkurven der spezifischen Gasbildung in den Testzellen (Raninger et al., 2001)

Nach 266 Versuchstagen wurde mit der zusätzlichen Bewässerung in den Zellen 2 und 4 begonnen (Bild 7-6). Dadurch konnte die Gasproduktion erheblich gesteigert werden. Weitere Bewässerungen verursachten zwar keinen sprunghaften Anstieg der Gasproduktion mehr, aber die Gasproduktionsrate fiel erst nach ca. 800 Tagen Gesamtverweilzeit des Abfalls im Reaktor bzw. 533 Tage nach Beginn der Bewässerung annähernd auf das Niveau vor Beginn der Bewässerung zurück.

Tabelle 7-4: Bewässerungsmenge Zellen 2 und 4 Modelideponie Allerheiligen

	Sickerwasser- rückführung	Frischwasser	gesamt	spezifisch
	L / 800 d	L / 800 d	L / 800 d	L / Mg • 800 d
Zelle 2	2.666	34.240	36.906	858,3
Zelle 4	529	34.240	34.769	903,1

Tabelle 7-5: Spezifische Gasbildung in den Reaktoren der Modelideponie Allerheiligen

Spezifische Gasbildung in 800 Tagen	Zelle 1 bzw. 2	Zelle 3 bzw. 4	Mittelwert	Einheit
Ohne Bewässerung	Zelle 1: 11,55	Zelle 3: 11,47	11,51	Nm ³ / Mg TS
Mit Bewässerung	Zelle 2: 18,22	Zelle 4: 25,09	21,66 ^{a)}	Nm ³ / Mg TS

^{a)}Für vergleichende Betrachtungen ist der Mittelwert bei den Zellen mit Bewässerung weniger geeignet, da das Material in Zelle 4 einen deutlich höheren AT₄ als das in den übrigen Zellen aufwies. Daher sollte auf den Wert von Zelle 2 zurückgegriffen werden.

7.2.4.2 Gaszusammensetzung

Nach Verschluss der Modeldeponie stellte sich in den 4 Zellen sofort die stabile Methanphase ein. Der Methangehalt ging im Laufe der 800 Tage von anfangs ca. 55% auf ca. 45% bei den bewässerten Zellen und ca. 35% bei den unbewässerten Zellen zurück.

7.2.5 Langzeitversuche in Deponiesimulationsreaktoren an der TU Darmstadt

7.2.5.1 Material und Versuchseinrichtung

An der TU Darmstadt wurden Langzeitversuche mit mechanisch-biologisch, thermisch und nicht behandelten Abfällen durchgeführt. Die Reaktoren hatten Volumina von 80, 300 und 2000 L. Die aktuellsten Ergebnisse wurden von Bockreis et al. (2004) publiziert. Tabelle 7-6 gibt einen Überblick über die verwendeten Materialien und ihre Starteigenschaften. UN-DA ist unbehandelter Siedlungsabfall aus Darmstadt, MV-DA ist Schlacke aus der MVA Darmstadt. Die Korngrößenverteilung der Abfälle wurde schon in Bild 6-15 dargestellt.

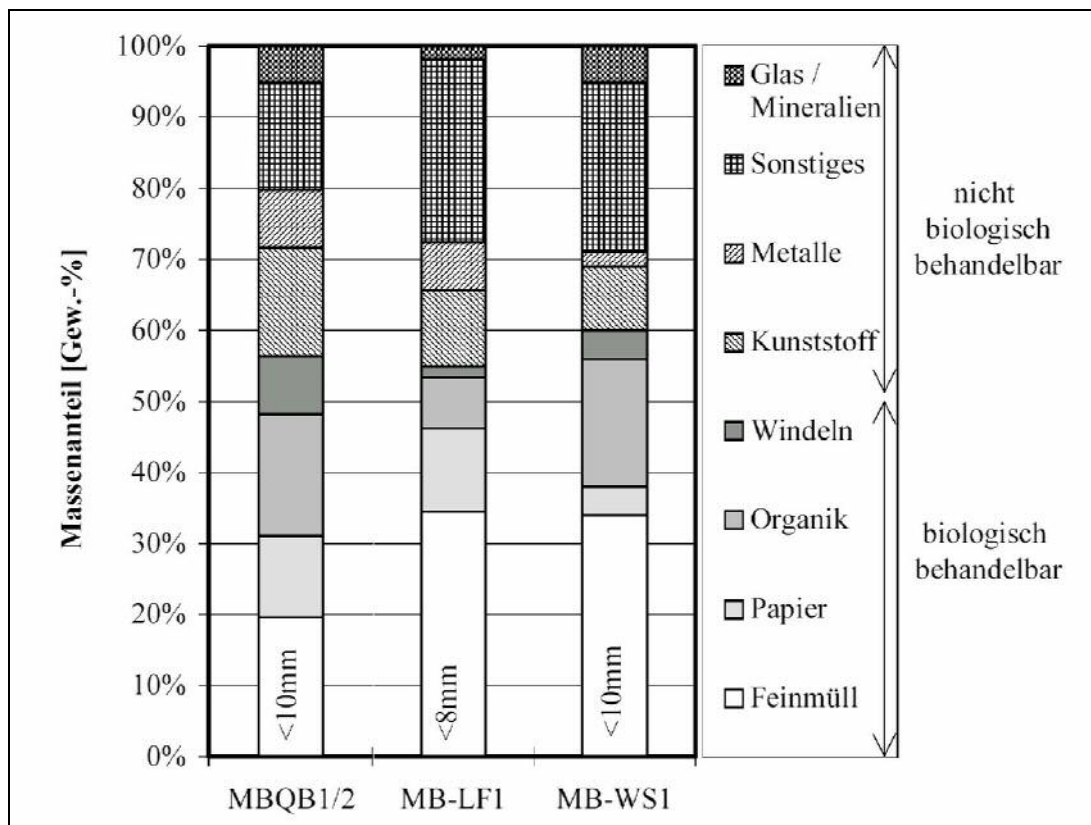


Bild 7-8: Zusammensetzung des Inputs der MBAs, aus denen die die Versuchsmaterialien in den Reaktoren in Darmstadt stammten (Jager et al., 1999, modifiziert)

Tabelle 7-6: MBA-Material in den Reaktoren an der TU Darmstadt (Jager et al., 1999)

	Quarzbichl (MB-QB)	Quarzbichl (MB-QB1)	Quarzbichl (MB-QB2)	Lohfelden (MB-LF1)	Lohfelden (MB-LF2)	Lohfelden (MB-LF3)	Wittstock (MB-WS)*
MBA	k.A.	full scale	Pilotversuch	Pilotversuch	k.A.	k.A.	Pilotanlage
Mechanische Behandlung	k.A.	Schraubemühle, Sieb 150 mm, Mischtrommel	Schraubemühle, Sieb 150 mm, Mischtrommel	Hammermühle	k.A.	k.A.	Sieb 20(?) mm, schnell laufender Schredder
Siebung vor der biol. Behandlung	k.A.	< 40 mm	< 40 mm	< 80 mm	k.A.	k.A.	< 60 mm
Biol. Behandlung aktiv belüftet	k.A.	2+2 w	16 w	4 w	k.A.	k.A.	3 w
Biol. Behandlung passiv belüftet	k.A.	7 w	8 w	9 w	k.A.	k.A.	19 w
Glühverlust [Gew.-%]	k.A.	46,6	37,7	30,6	k.A.	k.A.	21,2
Start AT ₄ [mg O ₂ / g TS]	k.A.	22,0	2,7	2,4	k.A.	k.A.	2,1
GB 28 [L/kg]	k.A.	143,8	3,7	3,8	k.A.	k.A.	2,7
GB 56 [L/kg]	k.A.	167,5	5,8	8,6	k.A.	k.A.	2,8
Ho [kJ/kg]	k.A.	9597	10177	7573	k.A.	k.A.	5280
TOC Eluat [mg/L]	k.A.	407	203	116	k.A.	k.A.	55
Wassermanagement	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.

*Originalabfall hatte hohen Ascheanteil

7.2.5.2 Gasmenge

Bild 7-9 zeigt die gesamte (kumulierte) Gasproduktion unterschiedlich behandelter Abfälle über einen Zeitraum von 7 Jahren. Das Reaktorvolumen von MB-LF3 und MV-DA betrug jeweils 2000 L. Die anderen Reaktoren hatten ein Volumen von 300 L. Die Umgebungstemperatur war konstant 30°C.

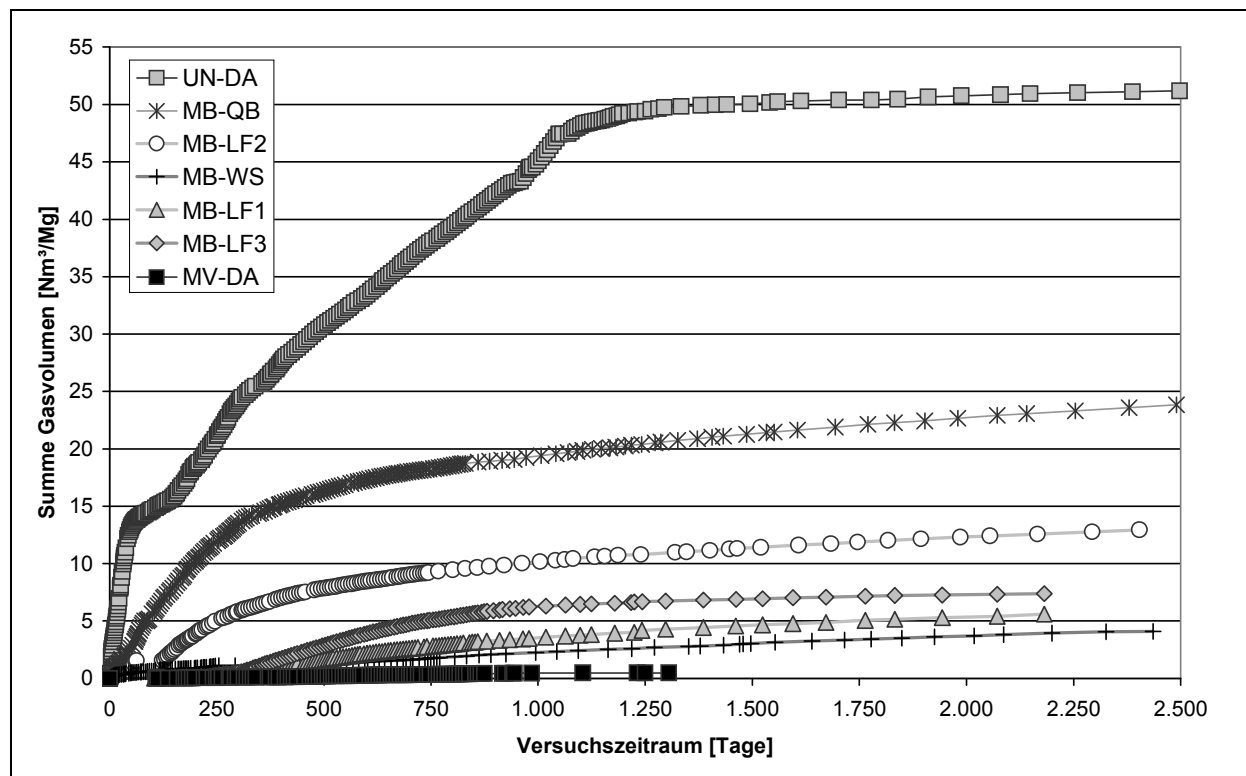


Bild 7-9: Gesamte Gasproduktion [Nm^3/Mg] innerhalb von 2500 Tagen (Bockreis et al., 2004)

Die Kurven zeigen die klare Abhängigkeit der Gasproduktion von der Art der Vorbehandlung. Die Gasproduktion in den meisten Reaktoren setzte erst nach einer Lag-Phase ein.

In den 80 L Reaktoren wurde der Einfluss von Temperatur und Wassergehalt auf die Gasbildung untersucht. Die Versuche umfassten Umgebungstemperaturen von 18, 30 und 40°C (Bild 7-10) sowie Wassergehalte zwischen 15 und 35 Gew.-% FS. Bei einem Wassergehalt von 15 Gew.-% FS (oberes Diagramm in Bild 7-10) war die Gasproduktion bei allen drei Temperaturen ziemlich gering. Nach 1000 Tagen hatte der 18°C-Reaktor die Hälfte der bei 30 und 40°C erzeugten Gasmenge produziert.

Ein leichter Anstieg des Wassergehaltes auf 18 Gew.-% erhöhte die Gasproduktion deutlich bei Temperaturen von 30 und 40°C (Faktor 6 bei 40°C nach 1000 Tagen), während die Gasproduktion bei 18°C sehr niedrig blieb. Eine weitere Steigerung des Wassergehaltes auf einen für MBA-Output typischen Wert von 35 Gew.-% FS brachte einen starken Anstieg der Deponiegasproduktion bei allen untersuchten Temperaturen. Wie aus Abschnitt 7.4 hervorgeht, kommt die höchste hier untersuchte Temperatur den realen Temperaturen in einer MBA-Deponie am nächsten.

Bild 7-10 belegt den großen Einfluss von Temperatur und Wassergehalt auf die Deponiegasproduktion. Wassergehalte von 15 und 18 Gew.-% FS sind extrem niedrig und sehr ungewöhnlich für MBA-Output für die Ablagerung, der üblicherweise Wassergehalte zwischen 30 und 40 Gew.-% FS hat.

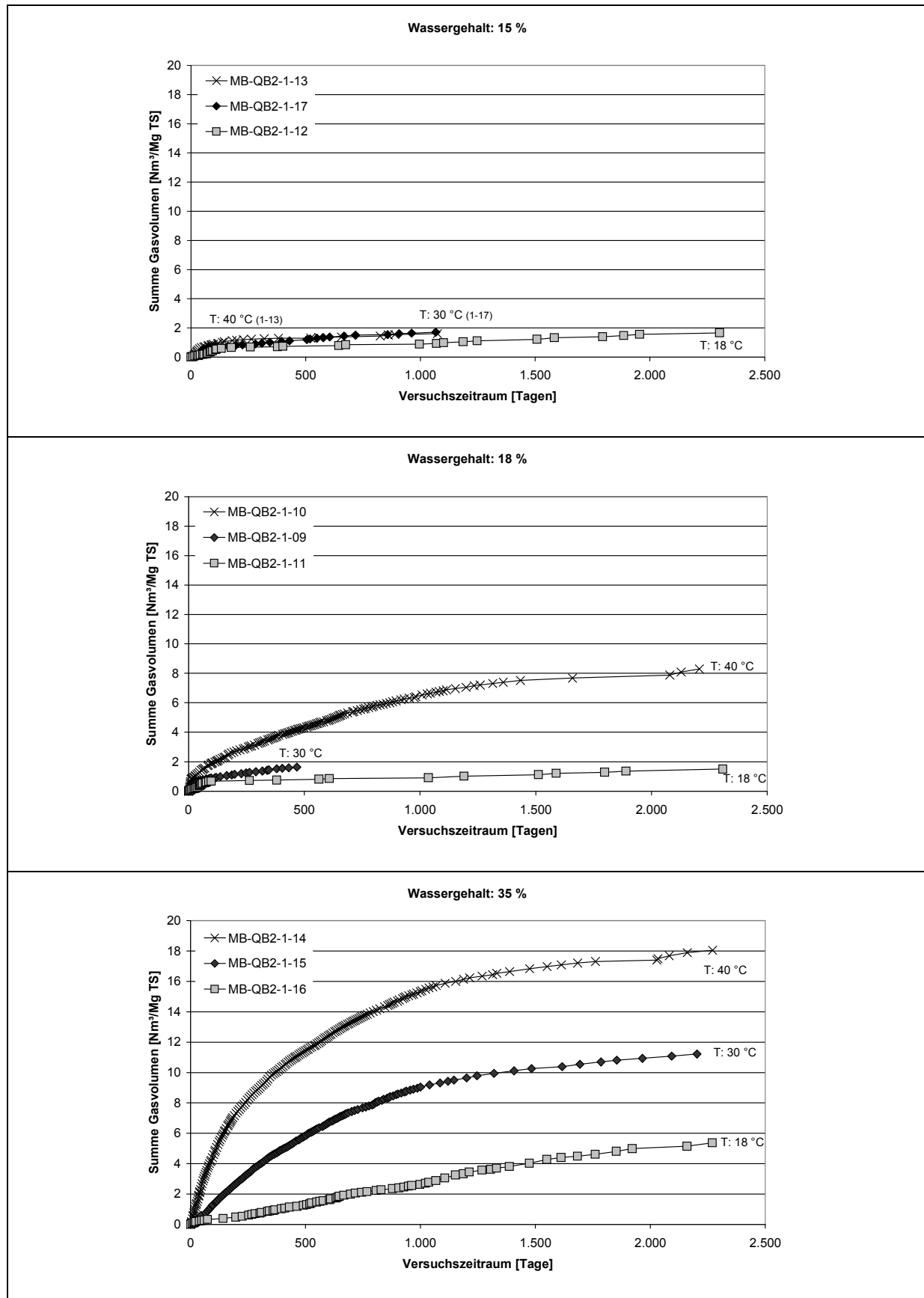


Bild 7-10: Gesamte Gasproduktion [Nm³/Mg TS] der Materialien MB-QB2 bei 15, 18 und 35 Gew.-% FS Wassergehalt und unterschiedlichen Umgebungstemperaturen innerhalb der ersten 2500 Tage (Bockreis et al., 2004)

7.2.5.3 Gaszusammensetzung (Hauptkomponenten)

Bei den Versuchen an der TU Darmstadt (siehe Abschnitt 7.2.5) mit Hilfe eines Dreigasmessgerätes auch die Gaszusammensetzung untersucht (CO_2 , CH_4 und O_2).

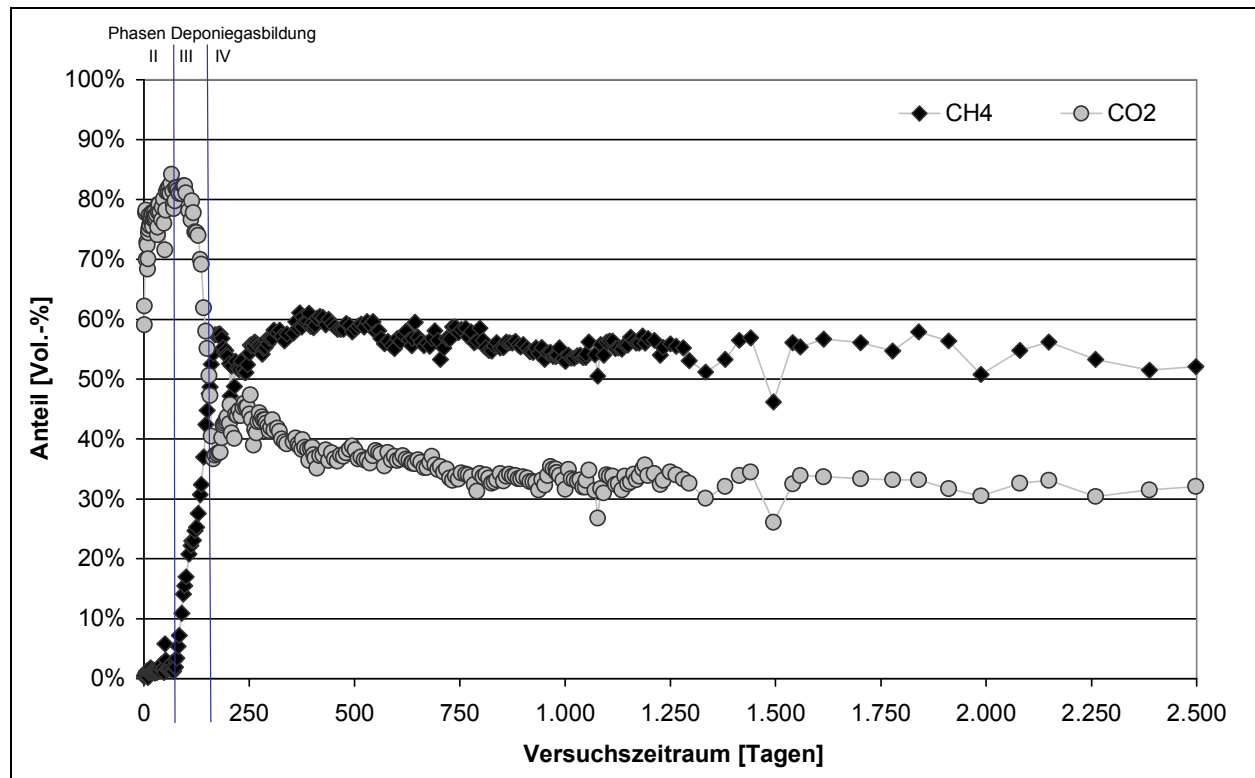


Bild 7-11: Anteil von Methan und Kohlendioxid am Deponiegas aus dem Reaktor mit dem **unbehandelten** Abfall UN-DA über 2500 Tage (Bockreis et al., 2004)

Die Gasproduktion im Vergleichsreaktor mit unbehandeltem Abfall (Bild 7-11) passt zum Langzeitmodell in Bild 7-2. Zuerst ist Phase II zu beobachten; Phase III beginnt nach ungefähr 75 Tagen. Die Methanproduktion steigt, während die Kohlendioxidproduktion abnimmt. Nach ungefähr 150 Tagen beginnt Phase IV, die durch ein konstantes $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ von 60 : 40 gekennzeichnet ist.

Die Gasproduktion in den Reaktoren mit mechanisch-biologisch behandelten Abfällen startet mit Phase III, da Phase II durch die Abfallbehandlung vorweggenommen wurde. Verglichen mit unbehandeltem Abfall hat das Gas der meisten Reaktoren einen niedrigeren CO_2 -Gehalt. Bild 7-12 gibt einen Überblick über die gesamte spezifische Gasproduktion [$\text{m}^3/\text{Mg TS}$] und die Methan- und Kohlendioxidanteile in den ersten 2500 Tagen bei verschiedenen MBA-Abfällen und unbehandeltem Abfall (UN-DA). Das Diagramm verdeutlicht bemerkenswerte Unterschiede zwischen den Reaktoren. Temperatur und Wassergehalt in den Reaktoren sind leider nicht dokumentiert. Bild 7-13 zeigt als Beispiel detailliert den Verlauf der Anteile von CO_2 und CH_4 am Gas aus dem Reaktor MB-LF2.

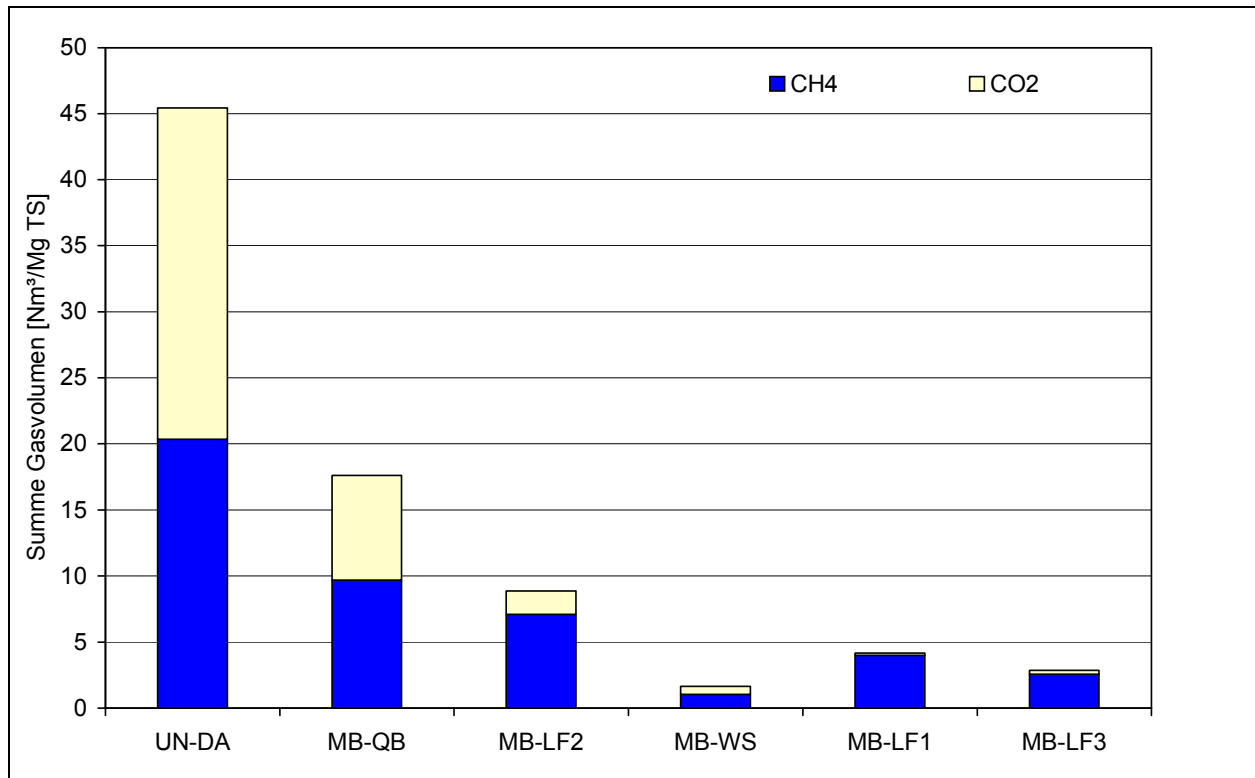


Bild 7-12 Gesamte spezifische Gasmenge [$\text{m}^3/\text{Mg TS}$] und Anteil von Methan und Kohlendioxid am Gas von unterschiedlich mechanisch-biologisch behandelten Abfällen und unbehandeltem Abfall (UN-DA) in den ersten 2500 Tagen (Bockreis et al., 2004)

Die Entwicklung des Methan- und Kohlendioxidanteils ist nicht repräsentativ für die Verhältnisse in anderen Reaktoren, die andere Tendenzen aufweisen.

Das Gas einiger Reaktoren mit MBA-Output hat einen ziemlich niedrigen CO_2 -Gehalt, aber bei MB-QB und MB-WS unterscheidet sich das $\text{CH}_4 : \text{CO}_2$ Verhältnis nicht sehr vom unbehandelten Abfall UN-DA. Das $\text{CH}_4 : \text{CO}_2$ scheint nicht von Start AT_4 abhängig zu sein (Tabelle 7-6). Bild 7-14 gibt die Entwicklung des $\text{CH}_4 : \text{CO}_2$ Verhältnisses in den Reaktoren wieder.

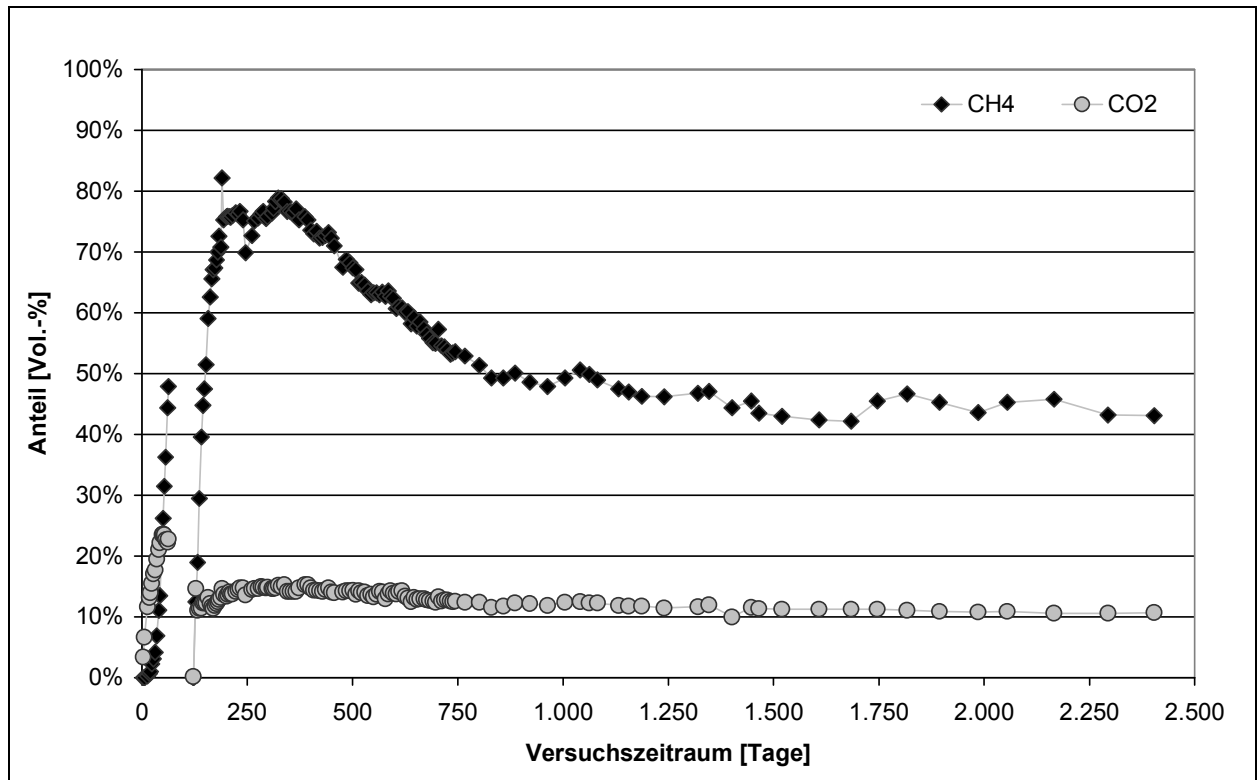


Bild 7-13 Anteil von Methan und Kohlendioxid am Gas des MBA-Materials MB-LF2 (Bockreis et al., 2004)

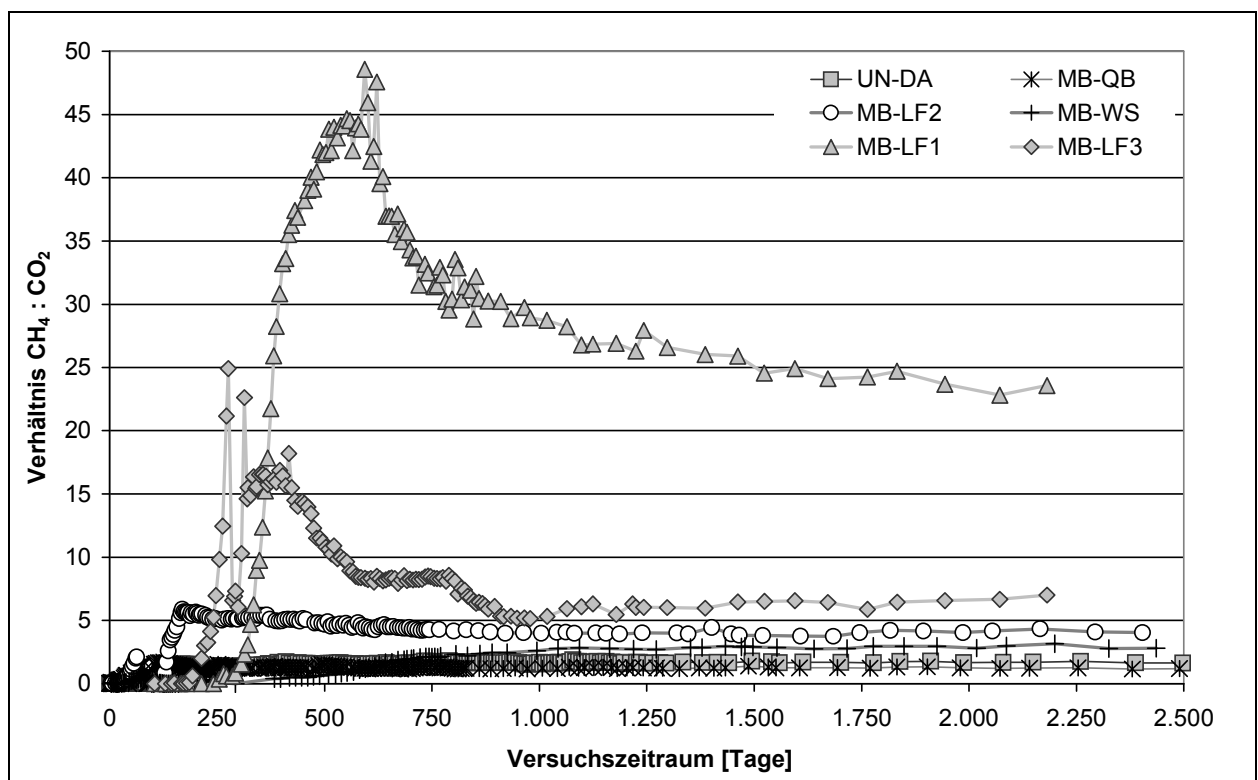


Bild 7-14 Verhältnis CH_4 : CO_2 im Gas aus unterschiedlich mechanisch-biologisch behandelten Abfällen und unbehandeltem Abfall (UN-DA) (Bockreis et al., 2004)

7.2.6 Deponiesimulationsreaktoren am Fraunhofer Institut

Am Fraunhofer Institute wurden 4 große Deponiesimulationsreaktoren (Bild 7-15) mit unterschiedlich behandeltem MBA-Material aus Horn and Quarzbichl betrieben, das hinsichtlich der dokumentierten Parameter die Anforderungen der AbfAbIV weitgehend oder vollständig erfüllte. Materialien und Versuchsergebnisse sind in Tabelle 7-7 zusammengefasst. Die Reaktorversuche sind in Hennecke (1999) und in Kördel et al. (1999) dargestellt.

Die Reaktoren wurden ohne Sickerwasserrückführung oder Wasserzufuhr im eingebauten Zustand betrieben. Es herrschten also Bedingungen wie in einer komplett abgedichteten Deponie. Das Material wurde während des Einbaus verdichtet. Zusätzlich erhielt der Abfall eine permanente Auflast von $11,3 \text{ Mg/m}^2$ um eine Überdeckung mit 10 m Abfall zu simulieren. (Hennecke, 1999).

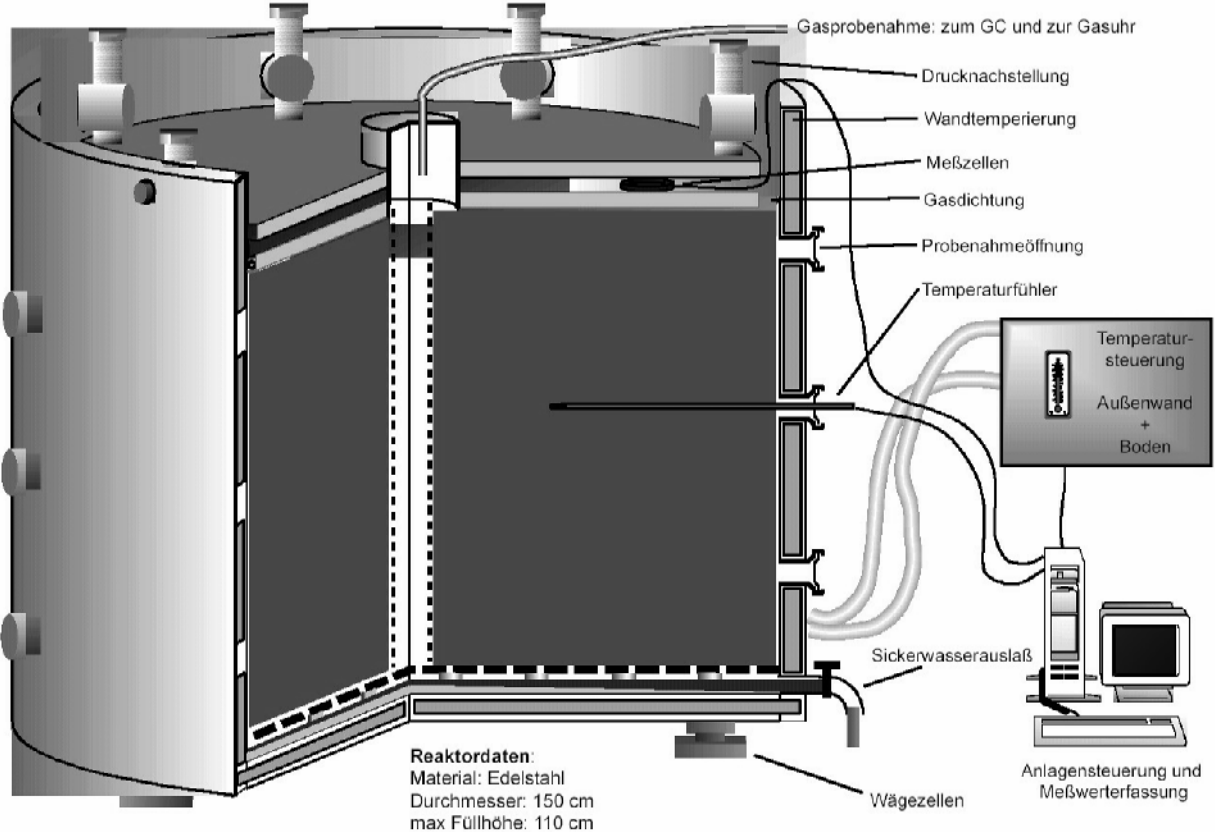


Bild 7-15 Deponiesimulationsreaktor am Fraunhofer Institut (Hennecke, 1999)

Tabelle 7-7 Materialien und Ergebnisse der Reaktorversuche am Fraunhofer Institut (Daten aus Hennecke, 1999)

Probe / Material	AER-H	AER-20	AER-50	AN-12
Herkunft MBA	Horm	Quarzbichl		
MBA-Input	Haus- und Geschäftsmüll 42,0% Sperrmüll 6,5% Hausmüllähnlicher Gewerbeabfall 28,0% Baustellenreste 14,0% Sekundärrückstände (DSD) 5,5% Straßenkehricht 4,0%	Resthausmüll 95% Siebrückstände aus der Kompostaufbereitung 3% Rückstände aus der Papieraufbereitung 2%		
Abfallbehandlung				
1. Schritt	Schredder < 340 mm	Schredder < 150 mm		
2. Schritt	Fe Abscheidung	12 – 20 h Rottetrommel		
3. Schritt	-	Siebung < 40 mm		
4. Schritt	1 Woche aktiv belüftete Tunnelrotte	8 Wochen aktiv belüftete Rotte		2,5 W. Vergärung
5. Schritt	8 Wochen passiv belüftete, statische Nachrotte	12 Wochen passiv belüftete, statische Nachrotte	42 Wochen passiv belüftete, statische Nachrotte	12 Wochen passiv belüftete, statische Nachrotte
Gesamtdauer biol. Behandlung	9 Wochen	20 W.	50 W.	14,5 W.
Reaktor Input [kg]	1114	1203	1404	1330
Einbauwassergehalt (nach Befuchtung) [% FS]	37,5	38,4	44,5	40,0
Einbaudichte [Mg TS/m ³]	0,59	0,71	0,77	0,75
Dauerhafte Auflast [Mg / m ²]	11,3	11,3	11,3	11,3
Wassermanagement	Keine Sickerwasserrückführung, keine Bewässerung			
Gesamtsetzung 1. Jahr [%]	12,2	7,7	5,9	6,2
Konsolidationssetzung 1. Jahr (durch Wasserabgabe) [%]	1,2	3,9	4,7	6,1
AT ₄ Start	12,2	5,5	1,9	1,4
AT ₄ nach 6 Monaten	5,5	2,5	2,9	1,5
AT ₄ nach 12 Monaten	6,3	2,9	2,6	1,4
GB ₂₈ [L / kg TS]	105,3 (?)	7,4	3,3	3,1
Gasproduktion 1. Jahr [m ³ /Mg TS*a] berechnet auf Basis von Bild 7-17	88,4	38,0	10,9	7,1
Gasproduktion 2. Jahr [m ³ /Mg TS*a], Extrapolation		10,2	3,5	5,0
Temperatur im Reaktor [°C]	23- - 30			

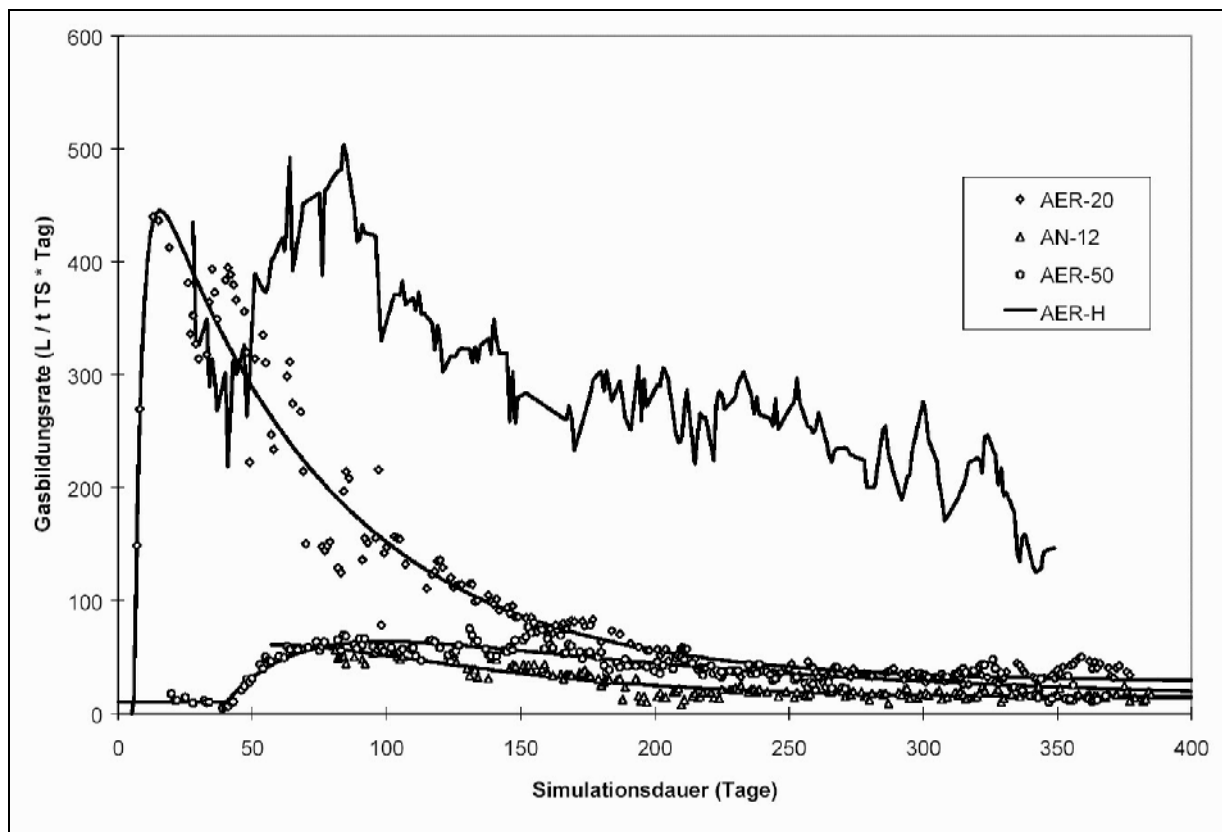
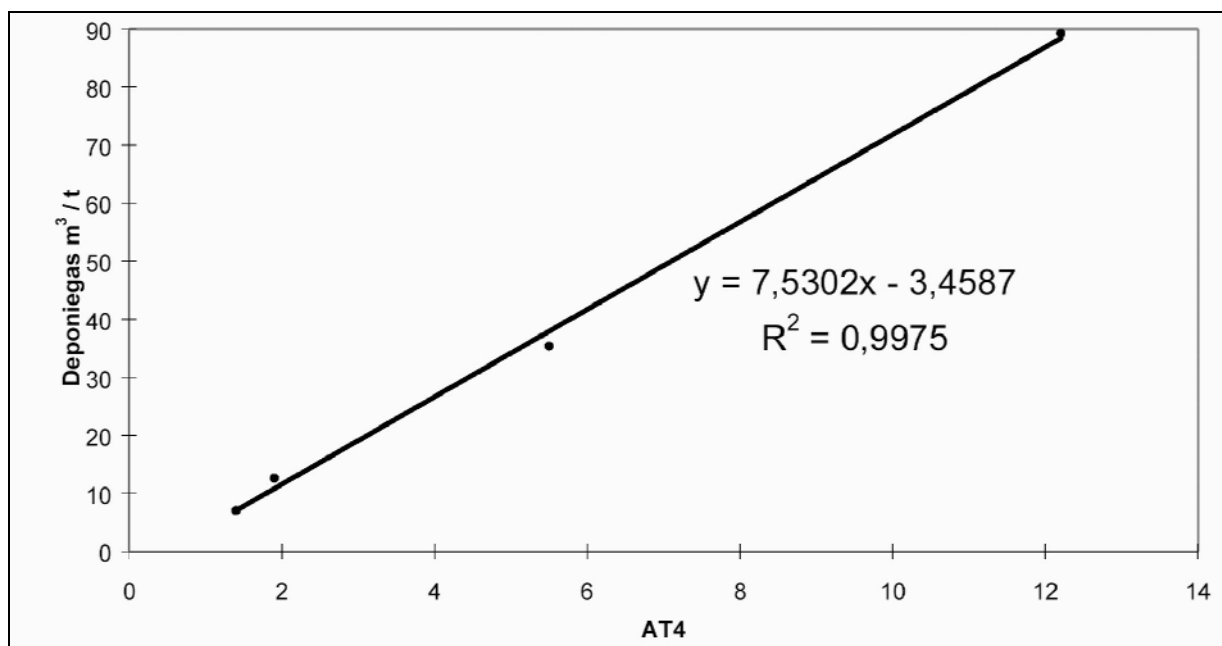


Bild 7-16 Tägliche Gasproduktion (Hennecke, 1999)

Bild 7-17 Gesamte spezifische Gasproduktion im ersten Jahr in Abhängigkeit vom Start-AT₄ (Hennecke, 1999)

Mit Gaseinstauversuchen untersuchte Hennecke (1999), in wie weit die Gasproduktion vom Vordruck beeinflusst wird. Für einen Zeitraum von 2 Wochen installierte er ein Ventil im Gasauslass, das sich bei einem Druck von 75 mbar öffnete und sich bei 25 mbar wieder schloss. Der Gaseinstau reduzierte die tägliche Gasproduktion um 30 %.

7.2.7 (Offene) Lysimeter an der Universität Essen

7.2.7.1 Lysimeter und Material

Die Universität Essen betrieb von 1993 – 2001 ein großes Lysimeter, das mit 2,75 m MBA-Output und darüber 2 m Deckschicht aus Lehm und Oberboden gefüllt war (Bild 7-18). Die Startwerte des Materials sind in Tabelle 7-8 aufgelistet.

Tabelle 7-8 Eigenschaften des Materials in Essen zum Einbauzeitpunkt (Felske et al., 2003)

Material	Layer [cm]	Organic dry matter	w	Pore volume	Wet density	Grain density
		[%dry solids]	[%wet solids]	[%]	[g/cm ³]	[g/cm ³]
mbp MSW	287.5	23.5	32.0	54.2	1.4	2.1
loam	165.5	4.2	17.4	33.5	2.0	2.7
top soil	30.0	5.3	20.5	n.a.	n.a.	n.a.

n.a. not analysed

Da das Experiment in den frühen 90er Jahren begann, liegen keine AT₄- und GB₂₁-Werte vor, weil zu diesem Zeitpunkt die gegenwärtig üblichen Parametersätze zur Charakterisierung von MBA-Output noch nicht entwickelt waren. Der niedrige Organikanteil deutet aber auf ein gut stabilisiertes Material hin.

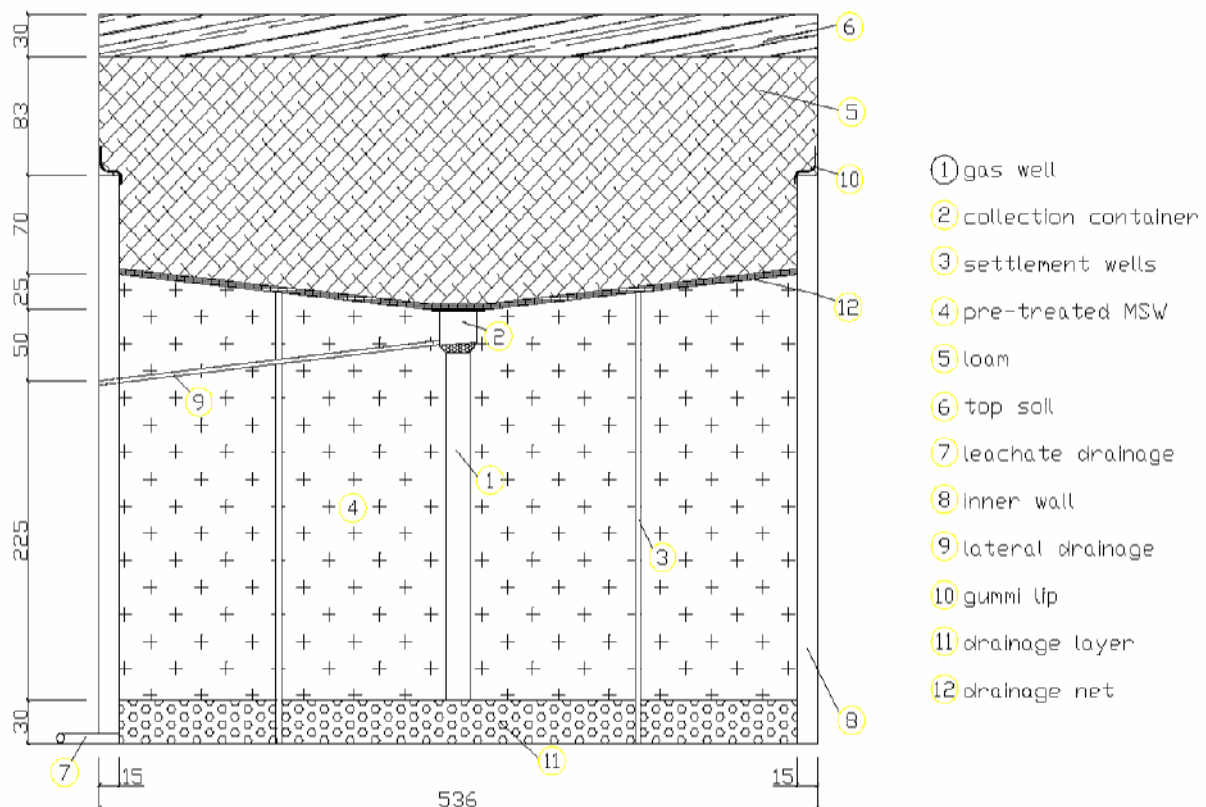


Bild 7-18 Vertikalschnitt durch die Lysimeter in Essen, Maße in cm (Felske et al., 2003)

Nach 8 Jahren wurde das Lysimeter demontiert und das MBA-Material analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7-9 zusammengestellt. Der AT_4 ist "moderat" (eher relativ hoch nach dieser langen Zeit), während der GB_{21} extrem niedrig ausfällt. Sofern man das Analyseergebnis (extrem weites AT_4/GB_{21} -Verhältnis) nicht in Frage stellt, ist wäre davon auszugehen, dass das eingebaute Material einen hohen Anteil anaerob nicht abbaubarer organischer Substanz enthielt.

Tabelle 7-9 MBA-Material nach 8 Jahren im Lysimeter (Felske et al., 2003)

Layer	Depth	Organic dry matter	TOC	AT_4	GB_{21}
	[m]	[% DM]	[% DM]	[mg O ₂ /g DM]	[NL/g DM]
A	0.7	19.90	9.70	3.8791	0.2585
B	1.1	17.10	10.80	5.2737	0.1620
C	1.5	24.00	13.30	3.6327	0.9516
D	2.2	21.90	14.00	3.3052	1.6859
E	2.6	17.20	10.80	3.5847	neg.
F	3.0	23.00	21.60	3.3074	neg.
A-F		26.20	10.50	3.7288	

neg.: negative value

7.2.7.2 Gaszusammensetzung

Weil es sich um ein (offenes) Lysimeter und nicht um einen geschlossenen Deponiesimulationsreaktor handelte, konnte nicht die produzierte Gasmenge, aber die Gaszusammensetzung gemessen werden. Bild 7-19 zeigt die Gaszusammensetzung nach 8 Jahren im Abfall selbst und in den Abdeckschichten. Der Methangehalt lag bei den Gasproben aus dem Abfall bei 50 %.

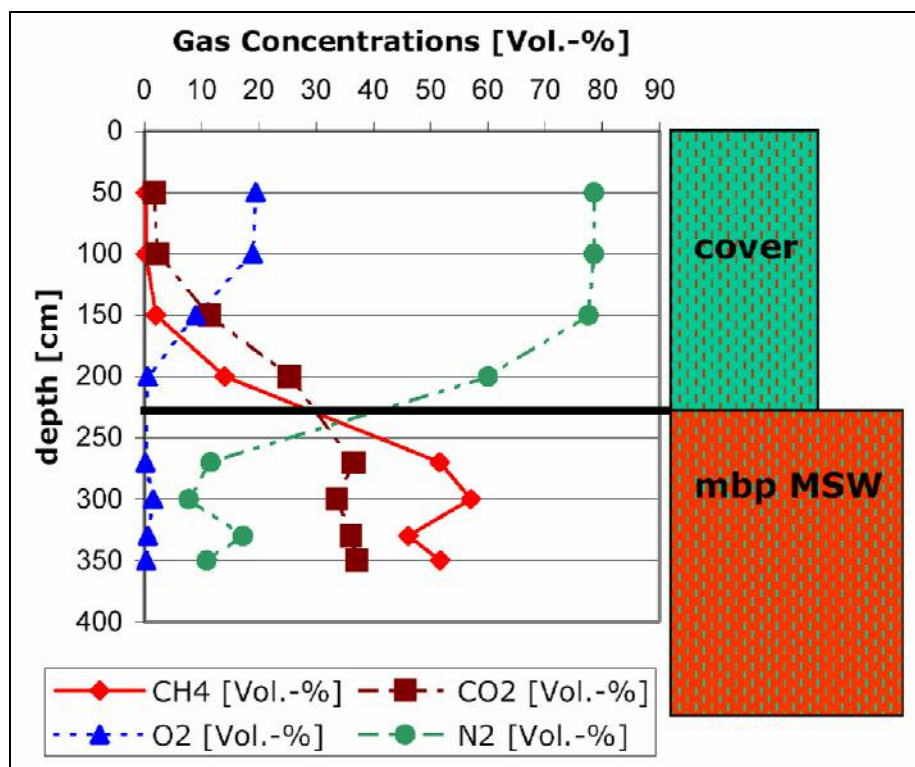


Bild 7-19 Gaszusammensetzung im Abfall und der Deckschicht 8 Jahre nach Abfalleinbau (Felske et al., 2003)

7.2.8 Deponie Erbenschwang

7.2.8.1 Material und Messungen

Der einzige MBA-Ablagerungsbereich mit Gasfassung wurde über einen Zeitraum von 2 Jahren als Testfeld auf der Deponie Erbenschwang betrieben. Die Daten (Hertel et al., 2002 und Hertel et al., 2001) sind daher die einzige Quelle über tatsächlich gefasste Gasmengen aus einer MBA-Ablagerung.

Das Testfeld wurde im Zeitraum von Juni 1998 bis Dezember 1999 befüllt. Der Abfall wurde mit einem 27 Mg Kompaktor bei einer Lagenstärke von 0,3 – 0,5 m eingebaut. Insgesamt wurden 21.802 Mg Abfall eingebaut. Das Testfeld erreichte eine Endhöhe von 8 Metern.

Im Gegensatz zu den niedersächsischen Pilotanlagen, die bereits annähernd (2005) verordnungskonformes Material ablagern, hat der Output der MBA Erbenschwang einen AT_4 von durchschnittlich ca. 20 mgO_2/g TS. Daher besteht grundsätzlich ein deutlich höheres Gasbildungspotential. Nach einem Jahr in der Deponie lag der AT_4 des Materials bei ca. 6 - 10 mgO_2/g TS. Das Gasfassungssystem nahm im Juni 1999 (6 Monate vor Ablagerungsende) seinen Betrieb auf. Das Testfeld hatte keine Abdeckung oder Oberflächenabdichtung.

7.2.8.2 Gasmenge

Im ersten Jahr, in dessen erster Hälfte noch Ablagerung stattfand, wurde das Entgasungssystem nahezu kontinuierlich betrieben. Im zweiten Jahr war die fassbare Gasmenge so gering, dass das Gasfassungssystem nur 3 Tage pro Woche in Betrieb war. Tabelle 7-10 enthält die Werte der gefassten spezifischen Gasmenge.

Tabelle 7-10 Gefasste spezifische Gasmenge Testfeld MBA Erbenschwang (Ablagerungsende 31. Dezember 1999) Einbau- AT_4 ~ 20 mgO_2/g TS (Hertel et al., 2001)

Spez. gefasste Gasmenge	Juni 1999 – Mai 2000	Juni 2000 – Mai 2001
	m ³ / Mg pro Jahr	
Minimum	0,2	0,0
Maximum	2,2	0,8
Durchschnittlich	0,9	0,4

7.2.8.3 Gaszusammensetzung

Die Gaszusammensetzung wurde wöchentlich gemessen. Tabelle 7-11 zeigt dem Schwankungsbereich der Messungen und die Durchschnittswerte. Der Methananteil ging im zweiten Jahr deutlich zurück.

Tabelle 7-11 Gaszusammensetzung MBA-Deponie Erbenschwang (Einbauende 31. Dezember 1999), Einbau-AT₄ ~ 20 mgO₂/g TS (Hertel et al., 2001)

Vol.-%	Juni 1999 – Mai 2000			Juni 2000 – Mai 2001		
	CH ₄	CO ₂	O ₂	CH ₄	CO ₂	O ₂
Minimum	27	21	0,0	22	16	0
Maximum	69	42	11	53	36	0
Durchschnitt	52	36	0,8	40	30	0

7.2.9 MBA-Deponien in Niedersachsen

Die Gaszusammensetzung in den Deponien der 3 niedersächsischen Pilotanlagen wurde von Friedrich (2002) mit einer 2 m Sonde gemessen. Außer in Wiefels, wo das Material nach 2-wöchiger biologischer Behandlung in der MBA ausgetragen und auf der Deponie weitergerottet wird, entsprechen die Gaszusammensetzungen einer konventionellen Deponie, die sich in der stabilen Methanphase oder in der Langzeitphase befindet (Tabelle 7-12).

Tabelle 7-12 Gaszusammensetzung der niedersächsischen MBA-Deponien (Friedrich, 2002)

Deponie	CH ₄ Vol.-%	O ₂ Vol.-%	CO ₂ Vol.-%	Deponiephase nach Rettenberger
Wiefels	45	0	52	<i>Phase III, instabile Methanphase (Nachrotte auf der Deponie)</i>
Bassum	70	0	22	Ende Phase V, Langzeitphase
Lüneburg	60	0	37	Ende Phase IV, stabile Methanphase

7.2.10 Reaktor mit Output der MBA Lüneburg

Der Autor betrieb einen 200 L Deponiesimulationsreaktor mit Output aus der MBA Lüneburg. Der Einbau-AT₄ war 7,8 mg O₂ / g TS. Nach drei Jahren mit Sickerwasserkreislaufführung enthielt das Deponiegas 35 Vol.-% CH₄ und 28 Vol.-% CO₂. Der Reaktor war nur als Testeinbau gedacht. Für Betrieb und Analytik standen keine Mittel zur Verfügung, daher sind keine kontinuierlichen Messungen erfolgt.

7.2.11 Zusammenfassung und Bewertung

Alle Untersuchungen bestätigen, dass es durch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung zu einer starken Reduzierung der Deponiegasproduktion kommt, die sich auf dem Niveau einer Jahrzehnte alten Deponie mit unbehandelten Abfällen bewegt. Unter vergleichbaren Bedingungen wie bei Hennecke (1999) kann die Gasproduktion im ersten Jahr direkt aus dem Start-AT₄ berechnet werden (Bild 7-17).

Bockreis et al. (2004) ermittelten einen sehr großen Einfluß von Temperatur und Wassergehalt auf die Gasproduktion. Entsprechend ist es beim Vergleich von Untersuchungsergebnissen

erforderlich, dass diese Werte bekannt sind. Allerdings liegen die in der Deponie zu erwartenden Werte am oberen Rand der von Bockreis et al. (2004) berücksichtigten Temperaturen und Wassergehalte.

Folgende spezifische Gasproduktion wurde bei den zitierten Untersuchungen festgestellt:

Tabelle 7-13 Spezifische Gasproduktion in verschiedenen Versuchen

MBA-Output	1. Jahr	2. Jahr	
Reaktoren Hennecke (1999)	1,4 – 38 (88)	3,5 – 10,2	m ³ /Mg*a
Reaktoren Bockreis et al. (2004)	1 - 15	2,5 - 5	m ³ /Mg*a
Testzellen Raninger (2001)	10 - 13	2 – 15*	m ³ /Mg*a
Offene Deponie Erbenschwang, gefasste Menge (Hertel et al., 2001)	0,2 – 2,2	0 – 0,8	m ³ /Mg*
Unbehandelter Abfall	1. Jahr	2. Jahr	
Reaktor UN-DA Bockreis et al. (2004)	27	11	m ³ /Mg*

* 15 m³ nach Beginn der Bewässerung

Auch unter Berücksichtigung der fehlenden Deponieabdeckung ist festzustellen, dass das im MBA-Testfeld in Erbenschwang erprobte Gasfassungssystem im MBA-Abfall nicht sehr wirksam war. Ausgehend von den Gasbildungsdaten in den Reaktoren und Testzellen ist beim Testfeld in Erbenschwang eine Gasfassungsquote von nur ca. 10 % anzunehmen. Die Ergebnisse in Erbenschwang sind ein Indiz dafür, dass konventionelle Gasfassungssysteme aufgrund der niedrigen Durchlässigkeit des MBA-Materials in unveränderter Form wenig geeignet sind.

In welchem Umfang die Deponiegasproduktion durch die mechanisch-biologische Behandlung reduziert wird, lässt sich aus Tabelle 7-13 nur sehr ungenau ableiten. Ursache dafür ist vor allem, dass wichtigen Randbedingungen (z.B. Wasserregime) nicht vergleichbar waren oder auch gar nicht dokumentiert wurden. Die Tabelle verdeutlicht aber den großen Schwankungsbereich in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen.

Bild 7-9 ist für den Vergleich geeigneter, sofern einheitlich Bedingungen im Versuchsprogramm in Darmstadt unterstellt werden können. Der Vergleich der Gasproduktion des unbehandelten Abfalls UN-DA mit den sicher als verordnungskonform einstuftbaren MBA-Abfällen (Tabelle 7-6) MB-WS und MB-LF1 ergibt über den Versuchszeitraum von ca. 7 Jahren, dass die Gasproduktion aus dem untersuchten MBA-Abfall nur 10 % von derjenigen des unbehandelten Abfalls aus Darmstadt beträgt. Auf Grundlage von Bild 7-17 beträgt die Gasproduktion im ersten Jahr insgesamt bei einem AT₄ von 5 mg O₂ / g TS ca. 35 m³ / Mg, bei einem AT₄ von 4 mg O₂ / g TS ca. 25 m³ / Mg und bei einem AT₄ von 3 mg O₂ / g TS ca. 20 m³ / Mg. Wie Tabelle 7-13 zeigt, geht die Gasproduktion im 2. Jahr deutlich zurück.

Die Gaszusammensetzung (CH₄ / CO₂ Verhältnis) war sehr unterschiedlich unter verschiedenen Bedingungen und in den Experimenten der unterschiedlichen Autoren. Eine schlüssige Erklärung dafür wurde nirgends gegeben und ist auch auf Basis der zugänglichen Daten nicht

erkennbar. Mehrheitlich war das CH₄ / CO₂ Verhältnis aber wie bei Deponiegas aus Ablagerungen von unbehandelten Abfällen in der stabilen Methanphase oder der Langzeitphase.

Angesichts der geringen Gasproduktion und des mit konventionellen Gasfassungssystemen schlechten Erfassungsgrades liegen ein Verzicht auf aktive Gasfassung und –behandlung und statt dessen der Einsatz biologischer Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht nahe. Dränagen wie in Bild 8-2 erleichtern die Gasabfuhr aus dem gering durchlässigen Abfallkörper.

7.3 Sickerwasser

7.3.1 Sickerwasserqualität

7.3.1.1 Lysimeter an der Universität Essen

Tabelle 7-14 enthält die Analysenergebnisse des Sickerwassers der ersten 7 Jahre des Betriebs der Reaktoren an der Universität Essen (Details in Abschnitt 7.2.7).

Tabelle 7-14 Sickerwasserzusammensetzung der Lysimeter Universität Essen (Felske et al., 2003)

Parameter	Unit	Min./max. concentration	
		1993 - 1998	1998 - 2000
pH		6,98 - 8,99	7,48 - 8,39
COD	mg/L	762 - 3043	390 - 1000
BOD ₅	mg/L	14 - 686	30 - 400
TOC	mg/L	106 - 853	140 - 580
Arsenic (As)	mg/L	0.002 - 0.015	0.0011 - 0.0060
Lead (Pb)	mg/L	0.01 - 0.1	0.0050 - 0.092
Cadmium (Cd)	mg/L	0.001 - 0.02	0.00050 - 0.010
Chrom VI (Cr)	mg/L	0.02 - 0.02	0.050 - 0.10
Copper (Cu)	mg/L	0.02 - 0.32	0.012 - 0.064
Nickel (Ni)	mg/L	0.06 - 0.53	0.013 - 0.11
Mercury (Hg)	mg/L	<0.001 - 0.002	0.00020 - 0.0040
Ammonium-N	mg/L	201 - 365	150 - 620
Chloride	mg/L	670 - 2214	420 - 980

7.3.1.2 MBA-Deponien Lüneburg und Erbenschwang

Zum Sickerwasser aus MBA-Deponien stehen leider nur wenige Werte aus der Großtechnik zur Verfügung. Tabelle 7-15 vergleicht die Beschaffenheit des Sickerwassers aus dem MBA-Deponiefeld in Lüneburg in den ersten 2 Betriebsjahren mit den Sickerwasseranalysen aus Erbenschwang (Beobachtungszeitraum 3 Jahre) und üblichen Sickerwasserkonzentrationen bei Deponien mit unbehandelten Abfällen. Der Abfall in Erbenschwang wird mit einem deutlich höheren AT₄ von ca. 20 mg O₂ / g TS eingebaut als derjenige in Lüneburg, dessen Einbau-AT₄ bei ca. 7 mg O₂ / g TS liegt.

Tabelle 7-15 Sickerwasserqualität aus MBA-Deponien und Deponien mit unbehandelten Abfällen (Daten Erbenschwang aus Hertel et al., 2001)

Parameter	MBA Lüneburg ¹⁾ erste 2 Jahre Einbau-AT ₄ ~ 7 (2,5 – 12) [mg O ₂ / g TS]	MBA Erbenschwang ²⁾ , erste 3 Jahre (1999 – 2001) Einbau-AT ₄ ~ 20 (10 – 34) [mg O ₂ / g TS]		Unbehandelter Abfall ³⁾ Jahre nach Deponieschließung****			
				1 – 5 a	6 – 10 a	11 – 20 a	21 – 30 a
		Arithmetisches Mittel (Einzelwerte zur Berechnung des Medians lagen nicht vor)	Gesamter Wertebereich	Arithmetisches Mittel	Arithmetisches Mittel	Arithmetisches Mittel	Arithmetisches Mittel
Temperatur		18,8	8,5 - 28,4				
pH [-]	7,5	8,7	8,4 – 9,5	7,3	7,5	7,6	7,7
Elektrische Leitfähigkeit [µS/cm]		9.491	4.120 – 15.200				
AOX [mg/L]	0,1 – 0,9	1,0	0,5 – 1,9	2.765	1.930	1.505	1.130
TOC [mg/L]	300 – 950	1.161	294 – 1.760				
BSB ₅ [mg/L]	1 – 55	65	3 - 322	2.285	800	275	185
CSB [mg/L]	700 – 2500	3.634	860 – 6.260	3.810	2.485	1.585	1.160
NH ₄ -N [mg/L]	0 – 27			405	600	555	445
NO ₃ -N [mg/L]	15 – 66	436	23 - 911	3,6	7,6	12	9
NO ₂ -N [mg/L]	0,1 – 1,7			0,06	0,63	0,5	0,8
Ges. N [mg/L]	35 – 140						
TKN [mg/L]	10 – 37	291	70 - 428				
P ₀₄ -P mg/L		2,7	1,6 – 3,8				
SO ₄ ²⁻ mg/L		378	252 - 676	98	146	93	83
K mg/L		1.101	411 – 1.960	1.220	910	695	595
Cl ⁻ mg/L		1.421	473 – 2.420	1.300	2.135	1.760	1.025
Mg mg/L				290	205	145	115
Ca ²⁺ mg/l		159	89 - 300	375	465	325	155
Pb mg/		0,5	0,2 – 1,1	156	56	67	34
Cd mg/L		4,5	1,0 – 9,8	11	4	4	3
Phenol mg/L		0,12	0,12				

1) Daten aus Doedens et al., 2000

2) Daten aus Hertel et al., 2001

3) Arithmetisches Mittel einer großen Anzahl deutscher Deponien, Krümpelbeck und Ehrig, 2001

7.3.1.3 Zusammenfassung und Bewertung

Tabelle 7-15 belegt eine geringere Belastung des Sickerwassers aus MBA-Deponien im Vergleich zu jüngeren Deponien mit unbehandelten Abfällen außer für die Parameter Cl und SO₄. Der CSB (Inertanteil unbekannt) des Sickerwassers in Erbenschwang ähnelt dem im Sickerwasser aus unbehandelten Abfällen, während der CSB in Lüneburg aufgrund der deutlich längeren Behandlung etwas niedriger ist. Nach Kördel et al. (1999) "besteht" der CSB und TOC im MBA-Deponiesickerwasser im Wesentlichen aus nicht oder nur schwer abbaubaren Huminstoffen. Das begrenzt die Umweltauswirkungen des CSB auf Gewässer, kann aber zur Mobilisierung von hydrophoben Substanzen führen. Das weite BSB/CSB-Verhältnis ist ein Indiz für den weit fortgeschrittenen Abbau der biologisch abbaubaren Substanz.

Trotz der Verbesserung durch die mechanisch-biologische Behandlung, ist die Beschaffenheit des Sickerwassers weit davon entfernt, eine Einleitung ohne Vorbehandlung zu ermöglichen.

7.3.2 Sickerwassermenge

7.3.2.1 Lysimeter Universität Essen

Bild 7-20 zeigt die Wasserbilanz des Lysimeters an der Universität Essen (Details siehe Abschnitt 7.2.7) in den ersten 532 Tagen. Der Oberflächenabfluss war sehr gering (Dränageschicht zwischen Abdeckung und Abfall) und betrug insgesamt 1,4 % in diesem Zeitraum. Die Sickerwasserbildung entsprach 31 % des Niederschlages. In den ersten 200 Tagen trat kein signifikanter Oberflächenabfluss auf. Dieser Zeitraum war eine relativ trockene Periode und es ist davon auszugehen, dass durch die geringe Infiltration in diesem Zeitraum weitgehend nur oberflächennahes Sättigungsdefizit aufgefüllt wurde.

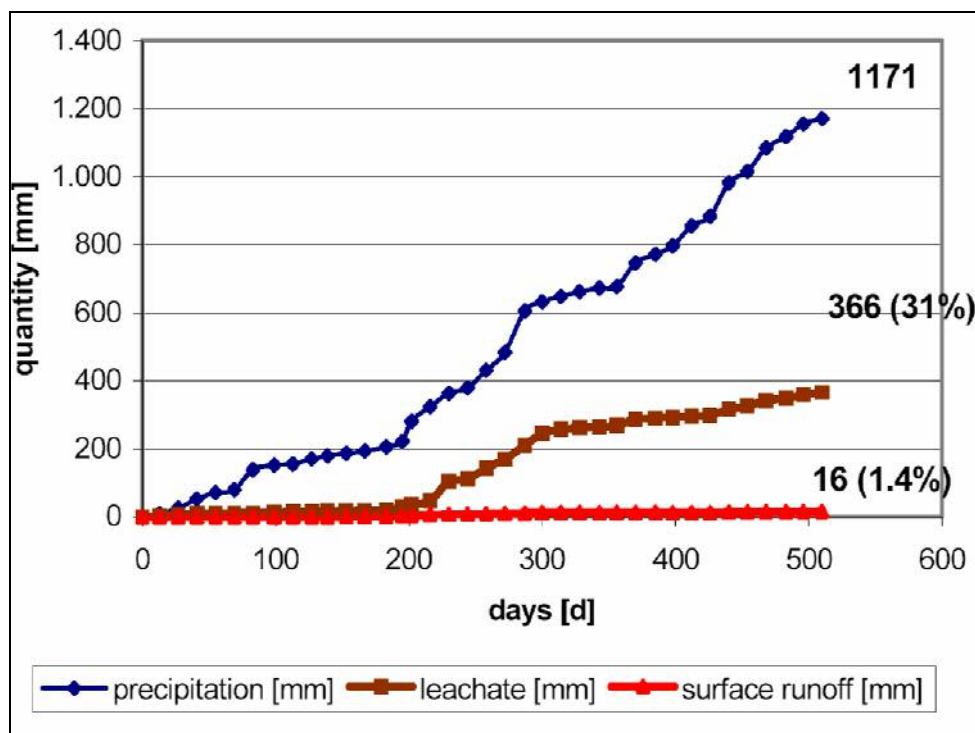


Bild 7-20 Wasserbilanz des Lysimeters in Essen (Felske et al., 2003)

7.3.2.2 Testfeld Erbenschwang

Die Sickerwassermenge aus dem MBA-Testfeld in Erbenschwang betrug 1999 56 % des Niederschlages; 2000 waren es ca. 64 % (Hertel et al., 2001). Die durchschnittliche Niederschlagshöhe in dieser Region liegt bei 1200 mm, die potentielle Evaporation liegt bei 600 mm (Müller, 1996). Aufgrund der im Vergleich zum nord(west)deutschen Raum (typisch 750 – 800 mm) vergleichsweise großen Niederschlagshöhe ist erklärbar, dass in Erbenschwang ein größerer prozentualer Anteil des Niederschlages dem Sickerwasser zufließt, da die potentielle Evaporation nicht höher als in Nord(west)deutschland ist.

7.3.2.3 MBA-Deponien in Niedersachsen

Die erhältlichen Wasserbilanzen erscheinen nicht sehr zuverlässig (z.B. häufig messtechnische Probleme bei der Abflussmessung). Bild 7-21 zeigt den Versuch einer Wasserbilanz einer MBA-Deponie in Niedersachsen. Demnach entspricht die Sickerwassermenge etwa 30 – 40 % des Niederschlages (ähnlich dem Reaktor in Essen). Der durchschnittliche jährliche Niederschlag in der Region beträgt ca. 700 mm, die potentielle Evaporation etwa 600 mm. In welchem Umfang Konsolidationswasser zur Sickerwasserproduktion beiträgt, wurde nicht ermittelt.

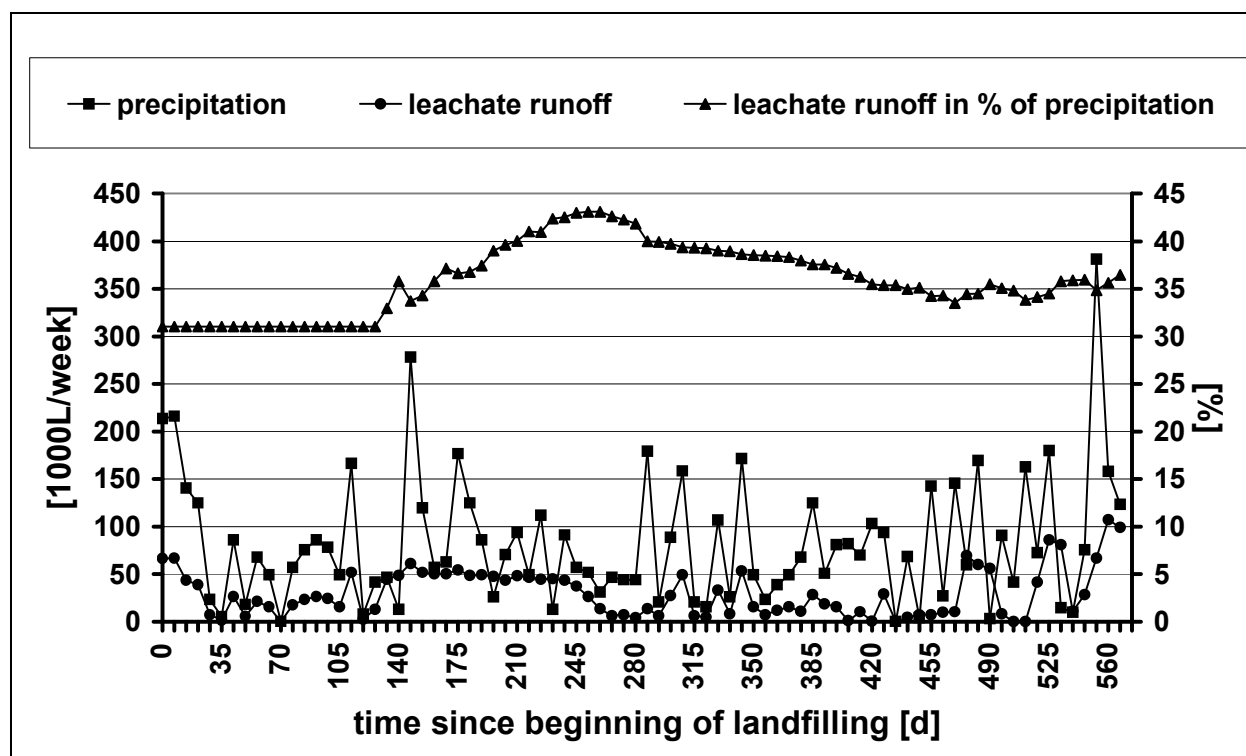


Bild 7-21 Niederschlag und Sickerwasserabfluss an einer nieders. Deponie mit annähernd verordnungskonformem MBA-Output (modifiziert aus Friedrich, 2002)

7.3.2.4 Zusammenfassung und Bewertung der Verhältnisse bei offener Einbaufläche

In Tabelle 7-16 sind die Wasserbilanzen gegenübergestellt. Aufgrund der sehr unterschiedlichen Niederschlagshöhen erscheint es nicht so sinnvoll, den prozentualen Anteil der Sickerwasserbildung¹ von der Niederschlagshöhe als Kenngröße für allgemein aus MBA-Deponien zu erwartende Sickerwassermengen zu verwenden. Es ist aber grob festzustellen, dass unter deutschen klimatischen Bedingungen in den betrachteten Bilanzen der Anteil des Niederschlages als Sickerwasser anfällt, der eine Niederschlagshöhe von ca. 450 – 550 mm übersteigt. Zu einem ähnlichen Ergebnis kamen Berger & Sokollek 1996 in einer Betrachtung zum Wasserhaushalt von bewachsenen Wasserhaushaltschichten auf Deponien.

Tabelle 7-16 Mittlere auf ein Jahr umgerechnete Niederschlags- und Sickerwassermengen bei offener Einbaufläche

Deponie	Niederschlag	Verdunstung und Abfluss	Sickerwasser	Sickerwasser
	mm / a	mm / a	mm / a	Anteil vom Niederschlag
Erbenschwang	1200	480	720	60 %
Niedersachsen	700	455	245	35 %
Lysimeter Essen	803	552	251	31 %

Bei der Interpretation der Werte für die Sickerwasserbildung in MBA-Deponien ist allerdings folgendes zu berücksichtigen:

- Es wurden geringmächtige Ablagerungen betrachtet, die als noch eine vergleichsweise „hohe“ Durchlässigkeit haben.
- Der Beobachtungszeitraum war relativ kurz.
- Es gibt Ungenauigkeiten in angestzten Werten und bei der Mengenmessung.
- Es handelt sich um "offene" Deponien, die AbfAbIV fordert jedoch eine andere Betriebsweise.

7.3.2.5 Sickerwasserspende einer streng AbfAbIV-konform betriebenen MBA-Deponie

Wird der Abfall streng nach AbfAbIV mit arbeitstäglicher Abdeckung der Einbaufläche eingebracht, ist mit einer Versickerung von max. 5 % des Jahresniederschlags zu rechnen (Gallenkemper et al., 2004). Hinzu kommt Wasser aus Konsolidierungsprozessen.

¹ Eventuelles Konsolidationswasser ist in der Sickerwassermenge enthalten.

Hennecke (1999) hat bei seinen Reaktoren die Menge des Konsolidierungswassers aus den annähernd oder vollständig verordnungskonformen Materialien (Tabelle 7-7) AER-20, AER-50 und AN-12 bestimmt. Der Einbauwassergehalt lag zwischen 39 und 45 %. Er sollte damit in etwa im Bereich Proktorwassergehaltes liegen (Beispiele siehe Tabelle 6-22 und Bild 6-34) der in der AbfAbIV für den Einbau gefordert wird. In den Reaktoren war das Material permanent der Auflast entsprechend einer 10 m mächtigen Abfallüberdeckung ausgesetzt. Basierend auf der Sickerwassermengenmessung über ca. 1 Jahr und einer Trendextrapolation gibt Hennecke für die unter konstanten Auflastverhältnissen aus diesen Abfällen insgesamt austretende Wassermenge Werte von 132 – 226 L / Mg TS an. Über 90 % dieses Wassers trat im ersten halben Jahr aus.

Auf Basis der Werte von Hennecke kann eine überschlägige Berechnung der Sickerwasserspende einer streng verordnungskonform betriebenen MBA-Deponie durchgeführt werden. Als Beispiel wird eine Deponie mit 20 Endmächtigkeit des Abfallkörpers und einer jährlichen Aufhöhung von 2 m angesetzt. Da die Deponie kontinuierlich aufgebaut wird, wird die Konsolidierungswassermenge vereinfachend¹ gleichmäßig über die Einbaujahre verteilt. Henneckes Werte beschreiben die Situation unter 10 m Abfallauflast, also den mittleren Zustand (Zustand in der Mitte) einer im Endzustand 20 m hohen Deponie. Rechenbeispiel:

Deponiehöhe:	20 m		
Jährliche Aufhöhung	2 m		
Einbaudauer	10 a		
Einbauwassergehalt	42 % FS		
Mittlere Einbaudichte	1,2 Mg / m ³		basierend auf Hennecke
Niederschlagshöhe	750 mm / a		
Konsolidationswasser ges.	180 L / Mg TS	bzw.	104,4 L / Mg FS
Konsolidationswasser ges. einer 20 m hohen Abfallsäule, Grundfläche 1 m ²	20 * 1,2 * 104,4 = 2.506 L		
Konsolidationswasser in der Einbauphase (10 a)	250,6 L / m ² * a		
Infiltrationswasser	750 L * 0,05 = 37,5 L / m ² * a		
Sickerwasser gesamt	250,6 + 37,5 = 288,1 L / m ² * a bzw. 2881 m ³ / ha * a		
Sickerwasser pro Tag	7,9 m³ / ha		

Zu beachten ist die zumindest für aerob behandelte Materialien geringe angesetzte Einbaudichte von 1,2 Mg / m³. Auf ihr basiert aber die von Hennecke im Reaktor dimensionierte Auf-

¹ Aufgrund der anfangs geringen Auflast ist zu Beginn der Deponierung eigentlich mit wenig Konsolidierungswasser zu rechnen

last. Nach Ende der Ablagerung ist im Rechenbeispiel gemäß der getroffenen, stark vereinfachten Annahmen das Konsolidationswasser ausgetreten, so dass nur noch die infiltrierte Wassermenge als Sickerwasser anfallen würde. Ein solch scharfer Übergang ist in der Praxis allerdings kaum zu erwarten. Sofern die Durchlässigkeit des Abfallkörpers in Richtung der Deponiebasis zu gering wird, ist mit dem Austritt von Hangwasser zu rechnen.

Wird den Empfehlungen in Abschnitt 8.2.5 Folge geleistet und der Abfall mit einem Wassergehalt von 30 – 35 % FS eingebaut, ist die Menge des abgegebenen Konsolidationswassers natürlich erheblich geringer als in der obigen Berechnung.

7.4 Temperatur in der Deponie

Obwohl der biologische Abbau beim MBA-Material sehr weit fortgeschritten ist, sind die gemessenen Temperaturen in MBA-Deponien bemerkenswert hoch. Im Abfallkörper des MBA-Deponiefeldes in Bassum wurden überwiegend Temperaturen zwischen 30 und 50°C gemessen. An einzelnen Stellen erreichten die Temperaturen bis zu 58°C (Daten von IBA, 2002). Der Einbau-AT₄ in Bassum lag i.d.R. zwischen 5 und 10 mg O₂ / g TS (Doedens et al., 2000).

Bild 7-22 zeigt den Temperaturverlauf im MBA-Testfeld Erbenschwang, in das der Abfall mit einem AT₄ von ca. 20 mg O₂ / g TS eingebaut wird. Während der aktiven Einbauphase lag die Temperatur zwischen 40 und 50°C. Nach dem Ende des Einbaus (Ende Dezember 1999) ist die Temperatur im beobachteten Zeitraum kontinuierlich gesunken.

Ob die Erwärmung in den MBA-Deponien überwiegend auf biologische Prozesse oder auf chemische Reaktionen zurückzuführen ist, ist unklar. Selbst in Kunststoffmonodeponien können sehr hohe Temperaturen auftreten (Ballin, 2004). Es sei angemerkt, dass auch in Schlackedeponien Temperaturen bis zu 90°C vorkommen. Die guten Isolationseigenschaften des Abfalls und die geringe Wasserdurchlässigkeit (geringer Wärmeabtransport mit dem Wasser) tragen möglicherweise zu den warmen Verhältnissen in den MBA-Deponien bei.

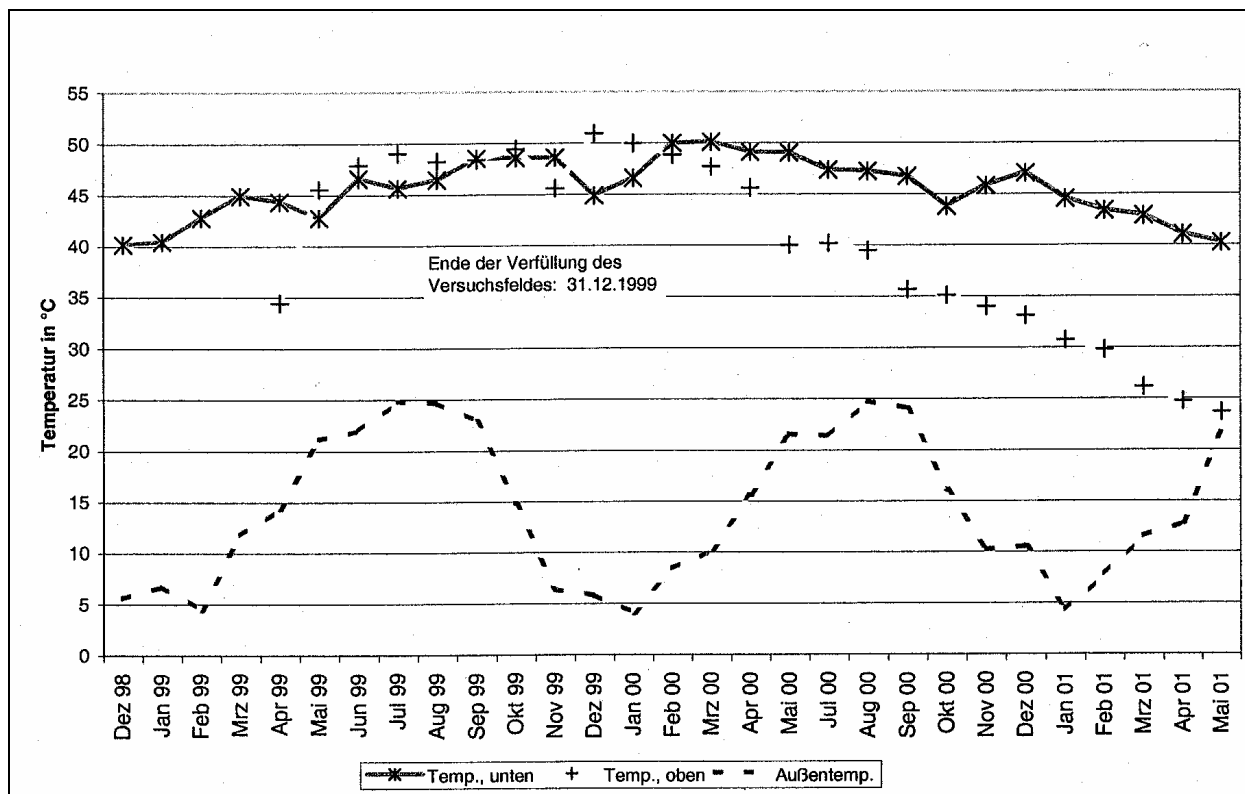


Bild 7-22 Temperatur im MBA-Testfeld Erbenschwang (Hertel et al., 2001)

Abweichend waren die Reaktoren von Hennecke (1999), in denen die Temperatur nur 23 – 30°C betrug (Tabelle 7-7). Trotz ihres Fassungsvermögens von 2 m³ waren die Reaktoren für thermische Verhältnisse wie in einer Deponie wahrscheinlich zu klein. Dies sollte durch die Mantelheizung kompensiert werden, deren Temperatur derjenigen 60 cm unter der Abfalloberkante im Reaktor angepasst wurde. Ob diese Betriebsweise ausreicht, um deponiegleiche Bedingungen zu schaffen, ist keinesfalls sicher.

8 Zusammenfassung und Empfehlungen für Konstruktion und Betrieb von MBA-Deponien

8.1 Deponiebestand und abzulagernde Abfallmengen

Die Untersuchungen ergaben, dass über den 31.12.2000 hinaus 333 DK-II-Deponien mit ca. 375 Mio. m³ Restvolumen (Summe von 99% der Deponien) bestanden. Auf 97 % dieser Deponien wurde im Jahr 2000 24,6 Mio. Mg Abfall abgelagert.

Die Weiterbetriebsmöglichkeit der Deponien nach dem 31.5.2005 bzw. 15.7.2009 wurde anhand der Einhaltung der Anforderungen an Standort und Basisabdichtungssystem geprüft. Zusätzlich wurden die Begrenzungen der Restlaufzeit durch Aufbrauch des Restvolumens oder durch Genehmigungen berücksichtigt.

Da nur bei etwa der Hälfte der potentiell über 2005 bzw. 2009 hinaus betreibbaren Deponien vollständige Angaben zu den technischen Kriterien vorlagen, wurden zwei Szenarien betrachtet:

1. Sicherer Datenbestand: Alle stilllegungsrelevanten Merkmale sind bekannt und sprechen alle nicht gegen einen Weiterbetrieb.
2. Unsicherer Datenbestand: Nicht alle stilllegungsrelevanten Merkmale sind bekannt, aber alle bekannten Merkmale sprechen nicht gegen einen Weiterbetrieb.

Ausgehend vom aus den Abfallbilanzen der Länder errechneten Siedlungsabfallpotenzial 1998 – 2000, wurde eine abfallartenspezifische Prognose des Abfallpotenzials bis 2010 erstellt und hieraus das abzulagernde Abfallvolumen ermittelt, sowie Bestand und Bedarf an Behandlungskapazitäten gegenübergestellt:

Für 2005 wird ein Mangel an Behandlungskapazitäten von ca. 7-8 Mio. Mg/a prognostiziert (Ausgleich prognostiziert bis 2010).

Unter Berücksichtigung verschiedener Szenarien der Deponienutzung und Ausstattung muss 2005 an bereits ausgebautem DK-II-Volumen geschlossen werden:

- 135 – 166 Mio. m³ bei Weiterbetrieb der gem. sicherem + unsicherem Datenbestand weiter betreibbaren Deponien und
- 218 – 234 Mio. m³ bei ausschließlichem Weiterbetrieb der gem. sicherem Datenbestand weiter betreibbaren Deponien.

2009 bedeutet auf Bundesebene dagegen keinen nennenswerten Volumenverlust.

Der zu erwartende Restbestand an DK-II-Deponievolumen ohne den Ausbau neuer Kapazitäten liegt für

- 2005 zwischen 67 und 170 Mio. m³ sowie
- 2009 zwischen 31 und 141 Mio. m³.

Die nach Schließung 2005 und 2009 zu erwartende Zahl an DK-II-Deponien liegt

- 2005 (nach 333 Deponien Ende 2000) zwischen 35 und 139 sowie
- 2009 zwischen 27 und 111.

Auch nach Behandlung aller behandlungsbedürftigen Abfälle verbleibt für nicht behandlungsbedürftige Abfälle und Behandlungsreste (Schlacke (anteilig) und MBA-Output) ein Ablagerungsbedarf von ca. 7 Mio. Mg/a bzw. 5,4 Mio. m³/a, davon gut 40% für Behandlungsreste. Auf absehbare Zeit (bis 2020) ist also kein vollständiger Verzicht auf Dk-II-Deponien möglich und mit einem Restbedarf an Dk-II-Volumen zu rechnen, der allerdings gegenüber dem Höchstbedarf Anfang der 80 er Jahre weniger als 10 % betragen wird.

Im Jahr 2010 werden voraussichtlich 23,8 Mio. Mg / a Abfallbehandlungskapazität in MVA und 5,5 Mio. Mg / a in MBA zur Verfügung stehen (bei 100% Auslastung, die real nutzbare Kapazität liegt niedriger [siehe Kapitel 4]).

Im Vergleich zur MVA hat die MBA zwar nur einen deutlich geringeren Anteil an der behandelten Abfallmenge, hinsichtlich des Anteils an der behandelten, abzulagernden Abfallmasse ist die Situation jedoch völlig anders. Entsprechend der Prognose in Kapitel 4 werden im Jahr 2010 folgende Mengen auf Klasse 2 Deponien abgelagert sein:

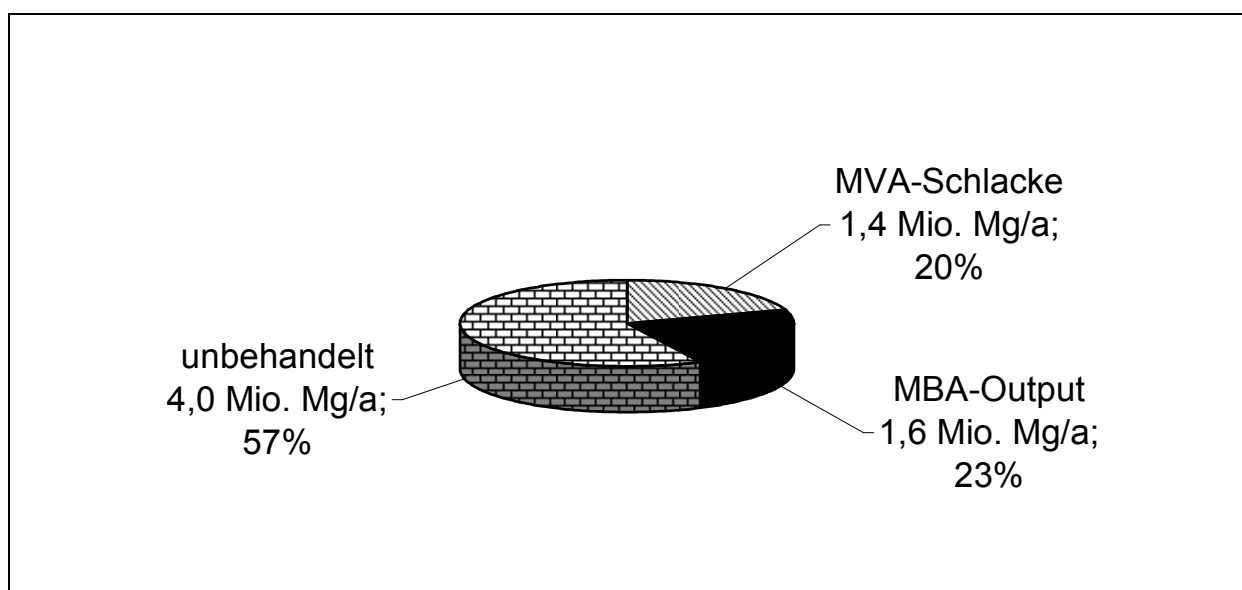


Bild 8-1: Voraussichtliche Menge und Behandlung 2010 auf DK-II Deponien abgelagerter Abfälle (Angaben % als Gew.-% der ges. Jahresmenge)

Mechanisch-biologisch behandelte Abfälle stellen also künftig einen wesentlichen Anteil der insgesamt abzulagernden und mehr als die Hälfte der behandelten Abfälle zur Ablagerung. Die erhebliche Menge unbehandelt ablagerbarer Abfälle schafft einen großen Spielraum für die Verwertung von Abfällen (innerhalb des Abdichtungssystemes) für den Betrieb von MBA Deponien (Wegebau zu den Abkipfstellen, Dränlagen, Stützdämme etc.). Allerdings wird in Zusammenhang mit den Deponiestilllegungen im Jahr 2005 zunächst auch ein erheblicher Bedarf an solchen Abfällen für den Bau von Ausgleichsschichten und zur Profilierung von Deponiekörpern bestehen.

8.2 Einbaugeräte und Einbauverfahren

8.2.1 Einzubauendes Material

Es ist davon auszugehen, dass die Grenzwerte gem. AbfAbIV für den oberen Heizwert und den TOC im Feststoff nur bei Absiebung des MBA-Outputs auf < 60 mm oder auch deutlich feiner eingehalten werden können. Auf Materialien mit solchen Siebschnitten sind daher künftige Untersuchungen auszurichten.

8.2.2 Verdichtungsverfahren- und geräte

Der Abfall sollte aufgrund bisheriger Erfahrungen zur Gewährleistung der besseren Befahrbarkeit und Verdichtbarkeit möglichst bei weitgehend trockenem Wetter eingebaut werden, dieses erfordert eine Zwischenlagerkapazität für Schlechtwetterperioden.

Auf den Testfeldern in Lahe wurde die Verdichtungswirkung im dynamischen und statischen Verfahren bei MBA-Output verglichen. Mit dynamischer Verdichtung konnte kein besseres Verdichtungsergebnis erzielt werden als durch statische Verdichtung, tendenziell scheint sogar eher die statische Verdichtung etwas günstiger zu sein. Da die Versuche in einem Testfeld erfolgten, wirkte sich das Verdichtungsverfahren einer Schicht allerdings auch in gewissem Maße auf die darunterliegende Schicht aus, die gg. mit einem anderen Verfahren verdichtet worden war.

Der (allerdings nicht so große) Gewichtsunterschied zwischen den eingesetzten Walzen (16,7t / 12,7t) hatte keinen erkennbaren Einfluss auf die Ablagerungsdichte. Von Felde (1999) stellt in seinen Versuchen mit MBA-Output < 40 mm in Bassum sogar einen negativen Einfluss sehr schwerer Verdichtungsgeräte (Kompaktoren) auf die Einbaudichte fest. Im Gegensatz dazu erzielten Reiff und Marx (1999) bei Material < 60 mm aus der Kaminzugrotte mit steigendem Verdichtergewicht deutlich ansteigende Einbaudichten. Die Gründe für diese Unterschiede sind nicht eindeutig erkennbar, aber z.B. in einem höheren Mineral- / Bodenanteil dieser Abfälle zu vermuten. Wesentlich bedeutender als das Verdichtungsgerät ist für die Ablagerungsdichte die (dauerhafte) Auflast durch die überlagernden Abfälle.

An dieser Stelle sind die möglichen Auswirkungen der unterschiedlichen biologischen Behandlungsverfahren betrachtenwert. Das Material von Reiff und Marx (1999) war im Gegensatz zu den in Lahe und Bassum eingesetzten Materialien ausschließlich aerob behandelt worden. Durch die sehr lange Rottezeit im Kaminzugverfahren dürfte außerdem ein sehr hoher Stabilisierungsgrad erreicht worden sein. Das in Lahe eingesetzte, aus Amiens stammende Material fiel durch seine sehr faserige, beinahe torfartige Struktur auf. Diese ist vermutlich auf die mechanische Beanspruchung in der anaeroben Behandlung (Umwälzungen, Pumpung etc.) zurückzuführen. Auf diese Weise, und möglicherweise auch schon durch die spezifische mechanische Aufbereitung und den relativ hohen Kunststoffanteil im Ausgangsmaterial, ist wahrscheinlich relativ viel Leichtfraktion mit (aufbereitungsbedingt) kleiner Partikelgröße in das Deponat gelangt. Darauf deutet auch der für diesen Siebschnitt (< 30 mm) ungewöhnlich hohe Heizwert hin (Analysewerte siehe IGW, 2002). Auffällig ist auch das völlige Fehlen von Partikeln im Schluff- und Tonbereich bei der Korngrößenanalyse (Ergebnis in Düllmann, 2002). Am

ISAH untersuchter MBA-Output anderer Herkunft aus aerober Behandlung hatte diese Lücke im Korngrößenspektrum nicht. Die genaue Korngrößenverteilung im Feinkornbereich war bei den Untersuchungen des ISAH jedoch nicht mehr mit herkömmlicher Sedimentationstechnik, sondern nur noch mit einem Laserbeugungsverfahren bestimmbar.

Der Einfluss der Verdichterbandage (Glattmantel / Stampffuß) ist in der ausgewerteten Literatur nicht als Einzelfaktor untersucht worden. Auf den Testfeldern in Lahe war kein klarer / einheitlicher Unterschied zwischen der mit Glattmantelwalze und Stampffußwalze erzielten Verdichtung festzustellen. Tendenziell schien dort jedoch die sogar leichtere Glattmantelwalze eher günstigere Verdichtungseigenschaften zu haben. Die Stampffußwalze hat den Nachteil, dass die Stollen den oberen Teil der Schicht mit jedem Übergang erneut aufwühlen. Es ist jedoch zu erwarten, dass mit der Stampffußwalze eine bessere Verzahnung der Schichten und somit eine höhere Standsicherheit bewirkt wird.

Aufgrund der geringen Unterschiede zwischen den Verdichtungsergebnissen der unterschiedlichen Verdichtungsgeräte und -verfahren sowie des großen Einflusses der Auflast überlagernder Schichten sind die Entscheidungen hier an betrieblichen Vorteilen und der Standsicherheit auszurichten. Auf Basis der Untersuchungsergebnisse sollte einer Stampffußwalze (wegen der Verzahnung) mit statischer Verdichtung der Vorzug gegeben werden. Ob dieses auch für andersartigen MBA-Output zutrifft, bedarf weiterer Untersuchungen.

8.2.3 Einbaulagenstärke

Bisher existierten keine vergleichenden Untersuchungen zum Einbau in unterschiedlicher Lagenstärke. Da der Einbauaufwand durch größere Schichtdicken erheblich verringert werden kann, ist diese Fragestellung für den praktischen Deponiebetrieb von großer Bedeutung. Die Auswertung der eigenen Feldversuche in Lahe ergab keine negativen Auswirkungen auf die durchschnittliche Einbaudichte oder den durchschnittlichen Durchlässigkeitsbeiwert, wenn die Einbaulagenstärke von 30 cm (für den Dünnschichteinbau übliche Lagenstärke) auf 50 cm erhöht wurde. Es ist daher zu empfehlen, 50 cm als Lagenstärke vor der Verdichtung zu wählen.

8.2.4 Anzahl der Verdichtungsübergänge

Von Felde (1999) stellte fest, dass mit jeder Verdichtungsüberfahrt die Befahrbarkeit des Materials schlechter wird. Die Versuche auf den eigenen Testfeldern in Lahe zeigten, dass bei dem untersuchten Material nach drei Verdichtungsübergängen ca. 80-90% des nach 5 Übergängen erzielten Verdichtungserfolges erreicht wurden. Zudem können bei diesem (relativ feinkörnigen) Material im Gegensatz zu unbehandelten Siedlungsabfällen geringere Anfangsdichten gut durch die Kompressionswirkung der Auflast nachfolgender Abfallschichten ausgeglichen werden. Dieses wird durch die Ergebnisse der Kompressionsversuche im Labor untermauert. Für die Praxis sind daher 3 Verdichtungsübergänge zu empfehlen. Es sollte sogar erwogen werden, die unteren, besonders porenwasserüberdruckgefährdeten Schichten mit nur einem Übergang zu verdichten, damit möglichst lange eine maximal mögliche Durchlässigkeit erhalten bleibt, bevor die Auflast so groß wird, dass die geringere Einbauverdichtung durch die (steigende) Auflast vollständig kompensiert wird.

8.2.5 Einbaudichte und Einbauwassergehalt

Im Testfeld in Lahe konnte eine Trockeneinbaudichte von ca. $0,7 \text{ t/m}^3$ (unter realen Deponieverhältnissen bis zu $\sim 0,8 - 0,9 \text{ t/m}^3$ gem. Bild 6-33) erreicht werden ($\sim 1 \text{ t/m}^3$ Feuchtdichte). In der Literatur werden um 40 % und mehr höhere Einbaudichten in Versuchsfeldern beschrieben. Die Ursache ist u.a. in dem unterschiedlichen Material und dem sehr niedrigen Einbauwassergehalt zu sehen, der eine optimale Verdichtung erschwert (siehe Messungen Düllmann, 2002). Trotzdem sollte das Material im Interesse einer guten Standsicherheit und Befahrbarkeit entgegen der Vorgaben in der Abfallablagereungsverordnung möglichst trocken (Wassergehalt 30 – 35 % FS) eingebaut und vor unnötiger Vernässung geschützt werden. Es deutet sich an, dass rein aerob behandeltes Material eine deutlich höhere Proktordichte erreicht als anaerob behandeltes. Dieses konnte nicht nur bei den in der vorliegenden Arbeit verglichenen Materialien aus dem Landkreis Schaumburg (aerob) und den Versuchen in Hannover (anaerob + aerob) gezeigt werden, sondern bestätigte sich auch bei einem weiteren, anaerob behandelten Abfall aus Deutschland, der eine fast identische Proktordichte wie das in Hannover untersuchte Material aus Amiens aufwies. Bei rein aerob behandeltem Material sind schon relativ oberflächennah Einbaudichten von ca. $1,6 \text{ g/cm}^3$ FS bzw. $1,1 \text{ g/cm}^3$ TS zu erwarten.

8.2.6 Befahren des Abfalls

Die Befahrbarkeit konnte im Rahmen der Feldversuche nicht untersucht werden. Die Erfahrungen auf allen MBA-Deponien zeigen jedoch, dass MBA-Output leicht vernässt und bei Feuchtigkeit sehr schwer zu befahren ist. Aufgeschüttete Fahrwege aus geeignetem anderen Material oder Betonbohlen als Zufahrt sind daher als Zufahrt zur Abkipfstelle notwendig. Nach Möglichkeit ist der Einbau weitgehend auf trockene Witterungsphasen zu beschränken.

8.3 Wassermanagement

In Einklang mit den Untersuchungen durch von Felde (1999) zeigten die Berechnungsversuche auf den Testfelder der Deponie Lahe, dass unter natürlichen Bedingungen **bei dem in den Testfeldern eingebauten Material auf gering geneigten Flächen** (profilierter Einbauflächen) kein Oberflächenabfluss zu erwarten ist. Deutliche Vernässungen am Fuß längerer geneigter Flächen sind jedoch nicht auszuschließen. Dränmöglichkeiten, die dort ein Abfließen unterhalb der Oberfläche angestauten Wassers ermöglichen, sollten vorgesehen werden. Wie die Simulationen mit WATFLOW gezeigt haben, ist dagegen bei entsprechendem Material auch auf gering geneigten Flächen mit Oberflächenabfluss zu rechnen. Vor Ablagerungsbeginn sollte daher der MBA-Output untersucht werden, damit eine Simulation des Wasserhaushaltes erfolgen kann.

Aus Untersuchungen von Vincent (2003) ist abzuleiten, dass an den Deponieböschungen Oberflächenabfluss zu erwarten ist. Dementsprechend sind dort grundsätzlich Ableitungsvorrichtungen planen. Diese sind so auszuführen, dass sie durch abgeschwemmte Leichtfraktion (Folienstücke) und Feinmaterial nicht verstopfen können. Nach Aufbringen frischen Materials sollten die Abflussvorrichtungen für das Oberflächenwasser mehrmals kontrolliert werden.

Beim Dränwasser ist davon auszugehen, dass es behandlungsbedürftig ist. Es sind daher entsprechende Behandlungskapazitäten einzuplanen. Abfließendes Oberflächenwasser ist zumindest in den ersten Monaten nach der Ablagerung des die Oberfläche bildenden Materials behandlungsbedürftig.

Die offene Einbaufläche so klein wie möglich zu halten, ist nur dann sinnvoll, wenn dies nicht zu einer schnellen Aufhöhung der Deponie und damit zu einer Steigerung des Risikos von erhöhten Porenwasserdrücken führt. Nach Möglichkeit sollte mit einer Simulation überprüft werden, welche maximale Aufhöhungsrates für einen standsicheren Deponiebetrieb geeignet ist.

Die nicht genutzten Ablagerungsflächen können mit Kunststoffbahnen provisorisch abgedeckt werden. Dafür erscheinen Bändchengewebe als besonders geeignet. Ggf. sind Speichermöglichkeiten für Abflussspitzen notwendig. Da unter einer temporären Abdeckung eine starke Vernässung des Materials festgestellt wurde (von Felde, 1999), die zu verschlechterter Befahrbarkeit und Geruchsbildung führte, sind entsprechende Abdeckungen nur bei längeren Ablagerungspausen oder bei vorhersehbaren starken oder ausgedehnten Niederschlagsereignissen empfehlenswert.

8.4 Entgasung

Die Gasproduktion einer verordnungskonformen MBA-Deponie ist so gering, dass eine aktive Entgasung in konventionellem Umfang ungeeignet ist. Sinnvollerweise erfolgt die Deponiegasbehandlung in Form von Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht. Es ist aber unbedingt zu prüfen, ob das Oxidationsvermögen für Gasmengen gemäß Abschnitt 7.2.11 tatsächlich zu jeder Jahreszeit ausreichend ist.

8.5 Standsicherheit, hydraulische Verhältnisse und Deponiegeometrie

Die Untersuchungsergebnisse und der Vergleich mit der Literatur zeigen, dass die Ablagerungseigenschaften stark vom Behandlungsverfahren und ggf. dem Anlageninput abhängig sind. Manches deutet darauf hin, dass es prinzipielle Unterschiede zwischen aerob und anaerob behandeltem Material gibt; klar zu belegen ist dies bisher jedoch nicht. Das Behandlungsverfahren wirkt sich folglich auf die Ablagerungseigenschaften des MBA-Outputs aus; Standsicherheitsberechnungen und wesentliche Planungsbestandteile sind daher auf den spezifischen Output der anliefernden Anlage zu beziehen. Dies gilt zumindest so lange, wie durch klar strukturierte, vergleichende Untersuchungen unterschiedlicher MBA-Outputs noch nicht verallgemeinerbare Gesetzmäßigkeiten der Eigenschaften sicher dokumentiert sind.

Mit zunehmender Tiefe nimmt die Durchlässigkeit bei im Dekameterbereich mächtigen MBA-Deponien um mehrere Zehnerpotenzen ab. In den unteren Abfalllagen sind schließlich Durchlässigkeitsbeiwerte im Bereich 10^{-7} bis 10^{-11} m/s zu erwarten. Wird die Deponie zu schnell oder zu feucht aufgehört (schnell sinkender k_f -Wert durch die schnell steigende Auflast), kann das Konsolidierungswasser nicht schnell genug abgeführt werden und es kommt zu einer Beeinträchtigung der Standsicherheit durch Porenwasserdruck.

Die Vermeidung von Porenwasser(über)druck wird voraussichtlich nicht in allen Fällen durch betriebliche Maßnahmen möglich sein. Daher sind ggf. bauliche Maßnahmen erforderlich. Dabei kann es sich um Dränagelagen oder Stützdämme handeln, die sinnvollerweise aus unbehandelt ablagerbaren Abfällen hergestellt werden, die künftig das Gros der auf DK-II-Deponien abzulagernden Abfälle ausmachen werden (siehe Abschnitt 4.4). Kamon et al., 1997 sahen bei Hafenschlickdeponien, auf denen ähnliche Probleme mit Porenwasserüberdrücken bestehen, alle 1,2 m eine Dränlage aus Sand vor. Einrichtungen zur Ermittlung des Porenwasserdruckes in der Deponie sind empfehlenswert.

Mit Hilfe einer hydraulischen Modellrechnung (z.B. Modell WATFLOW; Obermann, 2000) kann für spezifische MBA-Materialien eine besonders geeignete und damit letztendlich auch besonders wirtschaftliche Ablagerungsweise ermittelt werden.

Unter Berücksichtigung des Einflusses des Porenwassers ist zunächst davon auszugehen, dass Böschungen von MBA-Deponien in vielen Fällen bis zu einer Neigung von ca. 1:3,5 standsicher sind. Eine individuelle, an den lokalen MBA-Output angepasste Standsicherheitsuntersuchung ist in jedem Fall notwendig. Nach Möglichkeit sollte diese durch eine Simulation mit WATFLOW abgesichert werden, damit Tendenzen zur Bildung von hohen Porenwasserdrücken durch geeignete Maßnahmen entgegengewirkt werden kann.

8.6 Basis- und Oberflächenabdichtung

Da von der Entstehung von behandlungsbedürftigem Sickerwasser auszugehen ist, sollten von den in der TA-Siedlungsabfall für die Deponieklasse II festgelegten Anforderungen an die geologische Barriere und die Kombinationsabdichtung an der Deponiebasis sowie an die Sickerwasserfassung und deren Revisionsfähigkeit keine Abstriche gemacht werden. Die Ablagerung von behandelten Abfällen (bzw. von Abfällen die die Anforderungen gem. AbfAbIV einhalten) ist der Regelfall eines TASI-gemäßen Deponiebetriebes, auf den auch die vorgegebenen Abdichtungssysteme ausgerichtet sind. Die derzeitige, nur in der Übergangsphase zulässige Deponierung von unbehandelten Abfällen ist daher nicht der Regelfall für eine TASI-Deponie, so dass aus dem Ende der Ablagerung von unbehandelten Abfällen nicht unmittelbar die Forderung nach einer Reduzierung der Anforderungen an die Basisabdichtung abgeleitet werden kann.

Die Betrachtungen in dieser Arbeit zur Filterstabilität des MBA-Materials zur Basisdränage haben keine Hinweise darauf gegeben, dass der MBA-Output nicht direkt auf die Basisdränage aufgebracht werden kann. Dieses ist im Einzelfall aber ggf. materialspezifisch zu beurteilen. Eine Änderung der üblichen Körnung der Basisdränage von 16/32 mm auf 8/32 mm ist aus Vorsorgegründen aber empfehlenswert.

Der Abfallkörper einer MBA-Deponie wird in den Schichten, auf die erhebliche Auflast einwirkt, voraussichtlich Durchlässigkeitsbeiwerte erreichen, die den Anforderungen an mineralische Oberflächenabdichtungen ($k_f \leq 5 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$) weitgehend entspricht. Da zudem die Kunststoffdichtungsbahn in der Kombinationsdichtung auf lange Zeiträume betrachtet ohnehin nur als temporär beständig eingestuft werden kann, erscheint anstelle der (Kombinations-) Oberflächenabdichtung eine ausreichend mächtige Wasserhaushaltsschicht (Berger und Sokollek,

1997) $\geq 1,5\text{m}$ in Kombination mit einer Kapillarsperre als ausreichend um die Deponie dauerhaft vor Vernässung zu schützen. Die vorgestellte Oberflächenabdichtung entspricht nicht dem Regelsystem gem. DepV, ist aus wissenschaftlicher Sicht aber als besonders geeignet zu bezeichnen. Ein geringfügiger Feuchtigkeitseintrag (nach Verfüllende!) ist im Interesse der Aufrechterhaltung von biologischen Abbauprozessen ohnehin wünschenswert. Diese werden vor allem durch fehlende Wasserzirkulation (Stofftransport) behindert, ein reines Absinken des Wassergehaltes ist eher von untergeordneter Bedeutung. Die Genehmigungsfähigkeit ist in jedem Einzelfall zu prüfen.

Das Dränwasser ist zu fassen und zu überwachen. Bild 8-2 zeigt einen schematischen Schnitt durch einen konzeptgemäßen Deponieaufbau. Dieser setzt unter diesen Rahmenbedingungen standsicheren MBA-Output voraus. Die Dränlagen sind in der dargestellten Variante nach außen geneigt, um auch bei sehr langen Zeit bis zum Abbau von Porenwasserdrücken ausreichende Sicherheiten zu bieten. Sofern die Konsolidierungsphase nur einen relativ kurzen Zeitraum einnimmt und große Sicherheitsreserven hinsichtlich des Funktionszeitraumes der inneren Dränage nicht notwendig sind, bietet es sich an, die Dränage nach innen zu einem zentralen Anleitungssystem zu neigen, das unter betrieblichen Gesichtspunkten und später zur Vermeidung von Hangwasseraustritten vorteilhaft ist.

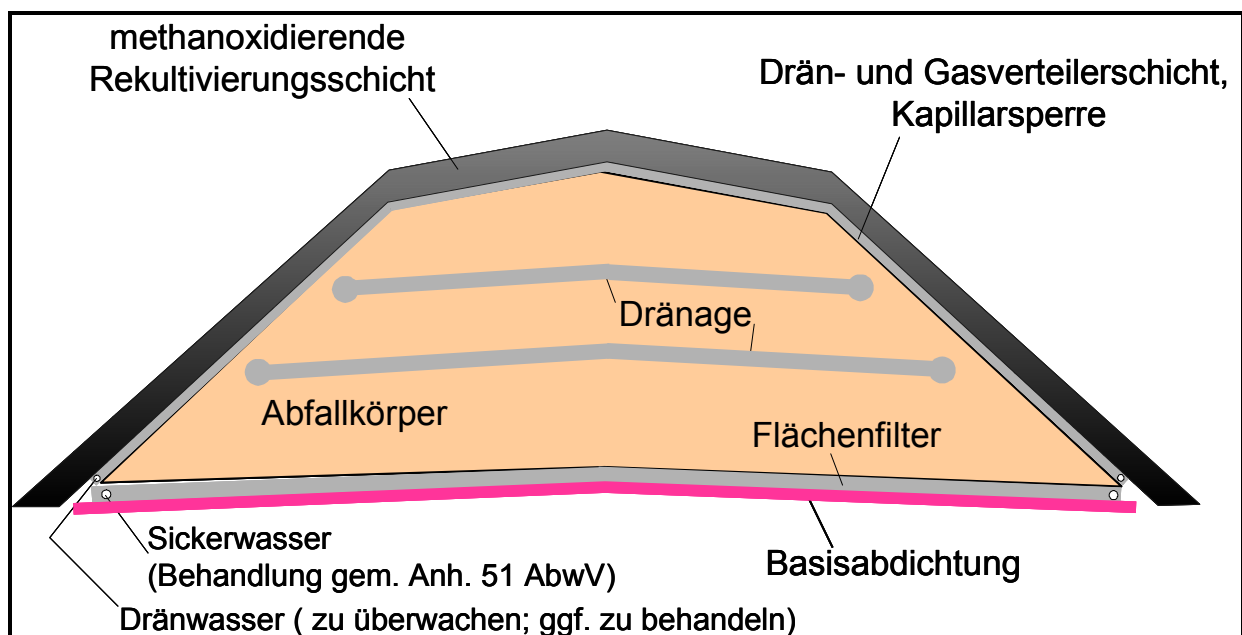


Bild 8-2: Querschnitt durch MBA-Deponie im Endzustand (schematisch; Oberflächenabdichtung nicht ordnungsgemäß)

Steht ausreichend DK-II pflichtiges, aber unbehandelt ablagerbares Material zur Verfügung, bietet es sich als Alternative an, bei Eignung dieses Materials Dämme daraus zu errichten, die dem MBA-Abfallkörper die notwendige Stabilität verleihen (Bild 8-3). Die Stützdämme sind statisch zu bemessen und sukzessive mit dem Einbau des behandelten Abfalls aufzubauen.

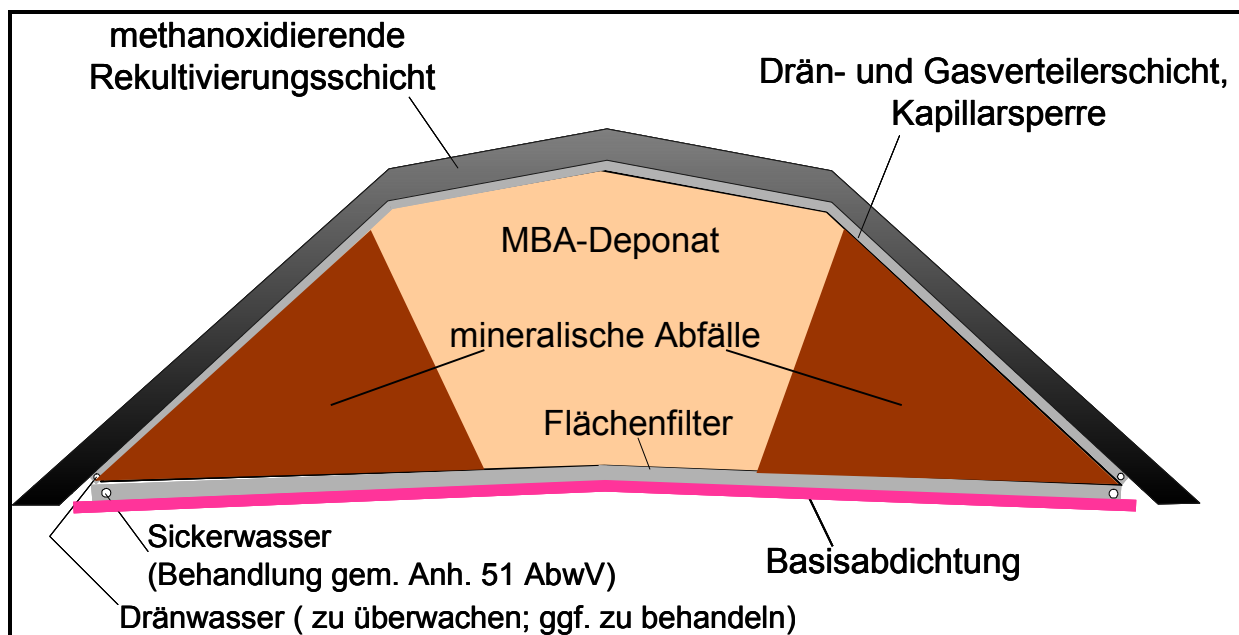


Bild 8-3: MBA-Deponie mit Stützdämmen aus mineralischen Abfällen (schematisch, Oberflächenabdichtung nicht verordnungskonform)

8.7 Ausblick und weiterer Forschungsbedarf

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass MBA-Deponien bei geeigneter Konstruktion und Betriebsweise problemlos betrieben und standsicher hergestellt werden können. Um dieses möglichst kostengünstig umzusetzen und auch den Nachsorgeaufwand (Setzungen...) möglichst gering zu halten, sollten vor oder spätestens bei Ablagerungsbeginn die geomechanischen Eigenschaften des Materials hinreichend untersucht werden, um Eingangswerte für hydraulische Berechnungen und die Standsicherheitsberechnung zu haben.

Das Modell Watflow (Obermann, 1999) sollte so weiterentwickelt werden, dass es durch erfahrene Fachleute ohne erheblichen Einarbeitungsaufwand unterstützend für die Konstruktion und Standsicherheitsberechnung von MBA-Deponien verwendet werden kann. Wesentlicher Schritt dazu wäre die Schaffung einer einfachen, anwenderfreundlichen Benutzeroberfläche und ggf. die Integration von Grafikmodulen oder standardisierter Vorlagedateien für die Ergebnisauswertung in MS-Excel. Als kurzfristige Zwischenlösung könnte auch die Erarbeitung eines auf Watflow-Berechnungen basierenden Standardarbeitsblattes für MBA-Deponien geeignet sein.

Augenblicklich werden verhältnismäßig wenig koordiniert an vielen Orten Untersuchungen zu Detailfragen der Eigenschaften von MBA-Output durchgeführt, anstatt an ausgewählten Punkten vollständige Parametersätze zu ermitteln (inkl. KD-Versuchen!). Eine Koordination und Bündelung solcher Vorhaben ist dringend zu empfehlen (z.B. im Rahmen der ASA e.V.).

Ziel sollte es sein, Typklassen von MBA-Output zu ermitteln und zu beschreiben, so dass bei Vorliegen einer bestimmten Behandlungstechnik ohne an jedem Standort ein riesiges Untersuchungsprogramm durchzuführen eingeschätzt werden kann, wie die Ablagerungseigenschaften sind und die individuellen Untersuchungen auf ein Mindestmaß beschränkt werden können. Insbesondere sollten dabei die Auswirkungen unterschiedlicher Siebschnitte betrach-

tet werden, damit im Alltagsbetrieb kurzfristig der Siebschnitt gewechselt werden kann, ohne zusätzliche Untersuchungen zu starten.

Vergleichende Einbauuntersuchungen mit einer großen und nach technischen Gesichtspunkten getroffenen Geräteauswahl haben erhebliche wirtschaftliche Bedeutung für die künftigen Betreiber von MBA-Deponien. Aussagefähige Ergebnisse hoher Qualität bei vertretbarem Aufwand lassen sich dabei nur durch Messungen auf dem Versichtungsgerät erreichen. Dazu bietet sich ein hochauflösendes Mehrantennen-GPS oder ein Laserpeilungssystem an.

Mindestens eine Modelldeponie mit anaerob behandelten Abfällen und eine mit rein aerob behandelten Abfällen sollten mit Messeinrichtungen für Porenwasserdruck etc. ausgestattet werden.

9 Literatur

- AbfAbIV 2001 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung – AbfAbIV) vom 20. Februar 2001; BGBl. I, S. 305.
- AG Einbau von MBA-Abfällen 2000 Variantenuntersuchung zum Einbau von MBA-Abfällen auf der Zentraldeponie Hannover. Zwischenbericht: Literaturlauswertung. Gemeinsamer Bericht der Arbeitsgruppe Ingenieurgesellschaft Witzhausen (IGW), Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (ISAH) und dem geotechnischen Büro Prof. Düllmann (GB). Im Auftrag des Abfallwirtschaftsbetriebes Hannover (AWB).
- ASA 2002 Stellungnahme der ASA zu Punkten des Entwurfs der 17. BimSchV vom 17.04.2002 an den BMU, unveröffentlicht.
- Ballin, G.
Hartmann, P. 2004 Selbstentzündung von Kunststoffen in Kunststoffmonodeponien. In: Kühle-Weidemeier, M.: Praxistagung Deponie 2005. Schließung – Sanierung – Nachsorge – Nachnutzung. Tagungsband 7. und 8. Dezember 2004. Cuvillier Verlag Göttingen. ISBN 3-86537-284-8.
- Bannick, C.G.;
Hahn, J.;
Penning, J. 2002 Zur einheitlichen Ableitung von Schwermetallgrenzwerten bei Dünngemitteln. Müll und Abfall 2002, S. 424 – 430.
- Berger, K.;
Sokollek, V. 1997 Sind qualifizierte Abdeckungen von Altdeponien unter den gegebenen klimatischen Bedingungen der BRD sinnvoll bzw. möglich? In: Egloffstein, Th. / Burkhardt, G. (Hrsg.): Oberflächenabdichtungen von Deponien und Altlasten. Planung – Bau – Kosten. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 103, , Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 15 – 39.
- Bidlingmaier, W.,
Rieger, A. 1995 Lysimeterversuche zur Entgasung und Sickerwasserbestimmung von vorbehandeltem Restabfall; Forschungsbericht Universität Essen, 1995
- Bidlingmaier, W.;
Rieger, A. 1996 Langzeitverhalten von Deponien aus mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll – Teilaspekt Setzungen. In: Universität Potsdam, Zentrum für Umweltwissenschaften (Hrsg.) BMBF – Verbundvorhaben „ Mechanisch – biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ – Beiträge der 1. Tagung am 13./14. März 1996, in Potsdam.
- Bidlingmaier, W.;
Scheelhaase, T.;
Leikam, K.;
Rieger, A. 1997 Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen. In: BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung“ (Hrsg.): Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung. Beihefte zu Müll und Abfall, Heft 33, Erich Schmidt Verlag. S.87 – 96.
- Bidlingmaier, W. 1998 Die Behandlung und Beseitigung fester Abfälle durch biologische Verfahren, Müllhandbuch, Artikel 5305.
- Bidlingmaier, W.;
Scheelhaase, T.;
Maile, A. 1999 Langzeitverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Restmüll auf der Deponie; Abschlußbericht zum Teilvorhaben 3.1 des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“, Universität Gesamthochschule Essen, Fachbereich 10 – Bauwesen, Fachgebiet Abfallwirtschaft.

- Bilitewski, B.; Urban, A. 1999 Prognose „Die Entsorgungssituation für Siedlungsabfälle In der BRD im Jahre 2005“. In: Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann, R. (Hrsg.): 6. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft LASU FH Münster 1999, Band 2, S. 107 – 112.
- Blümel, W. 1993 Zur Untersuchung der Standsicherheit von oberirdischen Abfalldeponien. In: Müll und Abfall, Heft 10, 1993. S. 739 – 751.
- Blümel, W. 2003 Persönliche Mitteilung.
- Blümel, W.; Müller-Kirchenbauer, A. 2004 Berechnungen in: Gallenkemper, B.; Eitner, R.; Schlößer, B.; Doedens, H.; Kühle-Weidemeier, M. Stand der Entwicklung zum Einbau mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle in Deponien. im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen.
- BMU 2001 Antwort der Bundesregierung auf eine kleine Anfrage.... Zukunft der Deponierung und Verwertung von Abfällen. Drucksache im Deutschen Bundestag 14/7274 vom 05.11.2001.
- Bockreis, A.; Steinberg, I. 2004 Emissionen mechanisch-biologisch behandelter Abfaelle bei der Deponierung – eine Bilanz aus Langzeitversuchen. In: Kühle-Weidemeier, M.: Abfallforschungstage 2004. Tagungsband. Cuvillier Verlag, Göttingen.
- Boisch, A. 2002 Offener Brief des VHE-Nord zum Konzept „Gute Qualität und sichere Erträge“. Humuswirtschaft und Kompost 3/02, S. 174 – 175.
- Brammer, F. 1997 Rückbau von Siedlungsabfalldeponien. Schrittfolge und Entscheidungskriterien bei Planung und Ausführung. In: Leichtweiss-Institut für Wasserbau der technischen Universität Braunschweig, Mitteilungen, Heft 138/1997.
- BVSE Jahresberichte des Bundesverbandes Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V..
- Collins, H.J.; Ziehmann, G.; Kölsch, F. 1997 Veränderung des Tragverhaltens und der mechanischen Eigenschaften von Abfällen durch Alterung und Abbau, Abschlußbericht zu DFG Forschungsvorhaben Az. Co 76/26-1 bis 5. Verbundvorhaben: Geotechnik der Abfallstoffe, Leichtweis-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig.
- Collins, H.J. 2000 Anpassung von Rottedeponien an den Stand der Technik. In: Tagungsband ASA, (Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung) Lüneburg (Hrsg.): 3. Niedersächsische Abfalltage. Fachtagung. Mit MBA – Technik ins nächste Jahrtausend. März 2000, Oldenburg.
- Dach, J. 1999 Zur Deponiegas- und Temperaturentwicklung in Deponien mit Siedlungsabfällen nach mechanisch-biologischer Abfallbehandlung. Dissertation an der TU Darmstadt; Schriftenreihe des Institutes WAR 107.
- Dach, J.; Danhamer, H.; Obermann, I. 1999 Prognose der Sickerwasser-, Deponiegas- und Temperaturentwicklung von Deponien mit MBA-Abfällen. In: Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen. Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, Heft 14, S. 23 – 36.

- Dach, J.;
Müller, W. 1998 Gasentwicklung und Sickerwasserbelastung von Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. In: Friedrich, R., Fricke, K. (Hrsg.): Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TASI für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 110, Erich Schmidt Verlag.
- Danhamer, H.;
Jäger, J. 1998 Deponieverhalten mechanisch-biologisch und thermisch behandelter Restabfälle. Abschlußbericht SAGA – Forschungsvorhaben, Darmstadt, unveröffentlicht.
- DepV 2002 Verordnung über Deponien und Langzeitlager. DepV vom 24.07.2002; BGBl I 2002, S. 2807.
- DGGT 1997 GDA-Empfehlungen: Geotechnik der Deponien und Altlasten. Deutsche Gesellschaft für Geotechnik e. V. (Hrsg.). Verlag Ernst & Sohn.
- DGGT 1998 GDA-Empfehlung E 3 – 13: Versuchsfelder zur Ermittlung der Einbaudichte von Siedlungsabfall. In: Bautechnik 75, Heft 9, 1998.
- Doedens, H.;
von Felde, D.;
Grieße, A.;
von Hoerner, A.;
Ketelsen, K.;
Bröker, E. 1997 Biologische Vorbehandlung von Restabfällen vor der Ablagerung. Anwendungsorientierte Untersuchungen zur Erstellung von Planungs- und Bewertungsgrundlagen. Forschungsbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (ISAH) und Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft (IBA) Hannover.
- Doedens, H.;
von Felde, D.;
Cuhls, C.;
Ketelsen, K.;
Bröker, E.;
Fehre, E.;
Giebel, B. 2000 Wissenschaftliche Begleitung der drei großtechnischen Demonstrationsanlagen zur mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen in Niedersachsen. Endbericht. Institut für Siedlungswasserwirtschaft u. Abfalltechnik der Universität Hannover, Hannover und Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Entsorgung, Hannover.
- Doedens, H.;
Kühle-Weidemeier, M. 2000 MBA-Pilotversuch und Ermittlung grundlegender Abfalleigenschaften im Landkreis Waldeck-Frankenberg. Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Unveröffentlicht.
- Doedens, H.;
Grieße, A. 2001 Zukünftiger Stellenwert der Siedlungsabfalldeponien in Deutschland. In: Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann, R. (Hrsg.): 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft LASU FH Münster 2001, Band 4. S. 308 – 315.
- Doedens, H.;
Kühle-Weidemeier, M. 2001 MBA-Pilotversuche mit Abfällen aus dem LK Schaumburg, Wissenschaftliche Begleitung Versuche 1-3. Ergebnisbericht. Unveröffentlicht. Im Auftrag der Abfallwirtschaft Landkreis Schaumburg.
- Doedens, H.;
Kühle-Weidemeier, M. 2002a Praktische Untersuchungen zum Deponieverhalten von aerob und anaerob mechanisch-biologisch behandelten Abfällen sowie ergänzende Untersuchungen zur Bestimmung der Ablagerungsdichte und Durchlässigkeit in-situ. Ergebnisbericht. März 2002. Im Auftrag des Abfallwirtschaftsbetriebes Hannover. Unveröffentlicht.
- Doedens, H.;
Kühle-Weidemeier, M. 2002 Auswirkungen der Ablagerungs- und Deponieverordnung auf benötigte und vorhandene Deponiekapazitäten. In: Abfall – Recycling – Altlasten Band 27, 35. Essener Tagung vom 20.3.- 22.3.2002 Teil II, S. 61 / 1- 61 /12

- Doedens, H.; Kühle-Weidemeier, M.; Gallenkemper, B.; Eitner, R.; Kotzur, T.; Köllen, R.; Hamsen, H.; Siederer, W.; Wenzel, F.; Nicklas, C. 2003 Rechtliche, ökonomische und organisatorische Ansätze zur Schließung von Siedlungsabfalldeponieraum. Schlussbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin. Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Förderkennzeichen UFOPLAN 299 34 301. In Endredaktion, unveröffentlicht.
- Doedens, H.; Kühle-Weidemeier, M. 2003a MBA-Pilotversuche mit Abfällen aus dem LK Schaumburg, Wissenschaftliche Begleitung Versuche 4 und 5. Ergebnisbericht. Unveröffentlicht. Im Auftrag der Abfallwirtschaft Landkreis Schaumburg.
- Dohmann, M. 2002 Was passiert nach 2005? In: Abfall – Recycling – Altlasten Band 27, 35. Essener Tagung vom 20.3.- 22.3.2002 Teil II, S. 60 / 1- 60 / 6.
- Düllmann, H.; Obernosterer, I. 1998 Grundbautechnische Fragen bei Deponien für MBA-Output (Einbau, Abdichtungssysteme). In: 2. Niedersächsische Abfalltage. Fachtagung. Stand der Technik der MBA. Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung, ASA e.V..
- Düllmann, H. 2002 Untersuchungen zum Einbau von MBA-Abfällen auf der Zentraldeponie Hannover. Laboruntersuchungen zum Verdichtungs-, Durchlässigkeits-, Last-Setzungs- und Scherverhalten. Februar 2002. Im Auftrag des Abfallwirtschaftsbetriebes Hannover.
- EAU 1990 Empfehlungen des Arbeitsausschusses „Ufereinfassungen“, Häfen und Wasserstraßen, EAU 1990. Herausgegeben vom Arbeitsausschuß „Ufereinfassungen“ der Hafentechnischen Gesellschaft e.V. und der Deutschen Gesellschaft für Erd- und Grundbau e.V., 8. Auflage. Verlag Ernst und Sohn, Berlin. S. 97.
- EAU 1996 Empfehlungen des Arbeitsausschusses „Ufereinfassungen“, Häfen und Wasserstraßen, EAU 1996. 9. Auflage. Verlag Ernst und Sohn, Berlin.
- Ehrig H.-J.; Scheelhaase, T. 1995 BMBF-Statusbericht „Deponiekörper“, Projektträger: Umweltbundesamt; Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, Bergische Universität – GH Wuppertal.
- Engelmann, B.; Schenker, W. 1993 Vorgaben zur Sickerwasservermeidung und –behandlung. In: Kayser, R. (Hrsg.): Sickerwasser aus Mülldeponien. Veröffentlichung des ZAF der TU Braunschweig, Heft 8.
- EU-Deponierichtlinie 1999 Richtlinie 1999/31/EG des Rates vom 26. April 1999 über Abfalldeponien. Amtsblatt L 182/1 der europäischen Gemeinschaft, (Deutschsprachige Veröffentlichung: 16.7.00).
- EuGH 2003 Urteile des europäischen Gerichtshofes C-228/00 Kommission der Europäischen Gemeinschaften gegen Bundesrepublik Deutschland, sowie C-458/00 Kommission der Europäischen Gemeinschaften gegen Großherzogtum Luxemburg.
- Farquhar, G. F.; Rovers, F.A. 1973 Gas production during refuse decomposition. Water, Air and Soil Pollution, Vol. 2.
- Fehrer, K. 2002 Geotechnisches Verhalten von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur, Wien.

- Felske, C.; Kraft, E.; Ustohalova, V.; Widmann, R.; Bidlingmaier, W. 2003 Experimental analysis of the large scale behaviour of MBP waste – New results for the design of future landfills. In: Proceedings Sardinia 2003, ninth international waste management and landfill symposium.
- Felske, C.; Widmann, R. 2003a Prediction of the long term behaviour of mbp MSW: Results of a long term experiment. Seminar on research, practical experience and views of modern landfills in Germany. University of Jyväskylä, Finland.
- Flamme, S. 2002 Energetische Verwertung von Sekundärbrennstoffen in industriellen Anlagen – Ableitung von Maßnahmen zur umweltverträglichen Verwertung, Dissertation an der BUGH Wuppertal.
- Fricke, K.; Müller, W.; Bartetzko, C; Einzmann, U.; Franke, J.; Heckenkamp, G.; Kellner-Aschenbrenner, K.; Kölbl, R.; Mellies, R.; Niesar, M.; Wallmann, R.; Zipfel, H. 1999 Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung. Endbericht BMBF-Verbundvorhaben biologische Abfallbehandlung, Teilvorhaben 2.1. IGW Ingenieurgesellschaft Witzenhausen.
- Fricke K. 1999 Laboruntersuchungen zur Ermittlung abfalltechnischer Kennwerte von mechanisch-biologisch behandelten Restabfällen. Leichtweiss-Institut für Wasserbau, TU Braunschweig, unveröffentlicht.
- Friedrich, R.; Fricke, K. (Hrsg.) 1998 Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TASI für die Ablagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. In: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 110, Erich Schmidt Verlag.
- Gallenkemper, B.; Eitner, R.; Schlößer, B.; Doedens, H.; Kühle-Weidemeier, M. 2004 Stand der Entwicklung zum Einbau mechanisch-biologisch vorbehandelter Restabfälle in Deponien. im Auftrag des Landesumweltamtes Nordrhein-Westfalen.
- Gay, G. Ch. W. 1981 Bestimmung der Scherfestigkeit an Hausmüll in verschiedenen Variationen. Bericht IV.1 / 44022. Forschungs- und Materialprüfungsanstalt Baden – Württemberg.
- Grieße, A. 2002 Auswirkungen der Abgrenzung zwischen Siedlungsabfällen zur Beseitigung und zur Verwertung auf abfallwirtschaftliche Konzeptionen. Veröffentlichung. des ISAH der Universität Hannover, Band 119, 2002.
- Grundbau und Bodenmechanik I 1997 Vorlesungsskript Grundbau und Bodenmechanik, Teil 1; Grundfachstudium, Institut für Grundbau, Bodenmechanik und Energiewasserbau der Universität Hannover.
- Hahn, J. 2002 Klärschlammverwertung mit dem Ziel der Schadstoff-Wertstofftrennung. In: Wiemer, K., Kern, M. (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VI. Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH . S. 506 – 538
- Heiss-Ziegler, C.; Fehrer, K. 2003 Geotechnical Behaviour of Mechanically – Biologically Pre-Treated Municipal Solid Waste (MSW). In: Sardinia 2003, ninth international waste management and landfill symposium, proceedings. Hrsg: Christensen, T.; Cossu, R.; Stegmann, R.

- Hennecke, D. 1999 Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen. Entwicklung eines Parametersatzes und Risikoanalyse. Dissertation am Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg. Shaker Verlag, Aachen. ISBN 3-8265-4628-8.
- Hertel, M; Hoppenheidt, K.; Kottmair, A.; Krist, H.; Muecke, W.; Rommel, W; Roth, U.; Ziegler, C.; Baumann, J.; Huber, W. 2001 Wissenschaftliche Begleitung der MBA Erbschwang. Endbericht zum Forschungsvorhaben B30 im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Bayerisches Institut für angewandte Umweltforschung und –technik – BifA GmbH, Augsburg, in Zusammenarbeit mit Abfallwirtschaft & Umweltechnik Ing.-Ges. bRmbH, Augsburg und Erbschwanger Verwertungs- und Abfallentsorgungsgesellschaft mbH, Ingenried.
- Hertel, M; Hoppenheidt, K.; Kottmair, A.; Krist, H.; Muecke, W.; Rommel, W; Roth, U.; Ziegler, C.; Baumann, J.; Huber, W. 2002 Wissenschaftliche Begleitung der MBA Erbschwang. Kurzfassung zum Endbericht zum Forschungsvorhaben B30 im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen. Bayerisches Institut für angewandte Umweltforschung und –technik – BifA GmbH, Augsburg, in Zusammenarbeit mit Abfallwirtschaft & Umweltechnik Ing.-Ges. bRmbH, Augsburg und Erbschwanger Verwertungs- und Abfallentsorgungsgesellschaft mbH, Ingenried.
- Hoffmeister, J. 2001 Die Entsorgungskapazitäten ab 2005 – Abfallmengenprognosen und Entsorgungsszenarien. Vortrag und Seminarunterlagen für Prognos AG 11./12. 12. 2001 beim BEW Duisburg
- Hupe, K.; Leikam, K.; Heyer, K.U.; Stegmann, R. 1998 Auswirkungen der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen auf die Deponietechnik. Müll und Abfall, Heft 3, März 1998; Erich Schmidt Verlag. S. 159 – 164.
- IBA 2002 Unveröffentlichter Bericht . IBA Ingenieurbuero für Abfallwirtschaft und Energietechnik GmbH, Hannover.
- IGW 2001 Nachrotte von Vergärungsrückständen aus dem Valorga-Verfahren. Unveröffentlicht. Ingenieurgemeinschaft Witzenhausen.
- Jager J.; Danhamer, H.; Dach, J.; Reinhardt, T.; Ostrowski, M.W.; Obermann, I.; Glesner, M.; Theisen, M 1999 Ablagerungsverhalten und Deponiesimulation, Endbericht zum Teilvorhaben 4/2 des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. Universität Darmstadt.
- Jessberger, H.L. 1990 Stoffeigenschaften von Abfall im Hinblick auf Standsicherheitsuntersuchungen an Abfalldeponien. In: Jessberger, H.L, Neuzzeitliche Deponietechnik. Berichte vom 2. Deponie-Seminar Bochum, 10-11. Oktober 1990.
- Jessberger H.L.; Kockel, R.; Graßl, P. 1990 Forschungsbericht 90-2: Abschlußbericht zur Untersuchung der Zusammendrückbarkeit und Scherfestigkeit von Hausmüll, Lehrstuhl für Grundbau und Bodenmechanik, Ruhr-Universität Bochum.
- Kamon, M.; van Roeckel, G.; Blümel, W. 1997 Assessment of geo-environmental hazards from dredging materials. In: Environmental Geotechnics. Report of the ISSMFE Committee TC 5 on Environmental Geotechnics. Ruhr-Universität Bochum, September 1997. S. 134-148.
- Kehres, B. 2002 Einschränkung des Einsatzes von Gülle nach dem neuen UBA-Konzept "Gleiches zu Gleichem". Humuswirtschaft und Kompost 3/02, S. 212 – 213.

- Kezdi, A. 1970 Handbuch der Bodenmechanik. Band II, Bodenmechanik im Erd-, Grund- und Straßenbau. VEB Verlag für Bauwesen, Berlin und Verlag der Ungarischen Akademie der Wissenschaften, Budapest. S. 76.
- Kölsch, F. 1991 Überlegungen zur Standsicherheit von Haldendeponien aus aufbereitetem Restmüll. In: H-J. Collins (Hrsg.): Aufbereitung fester Siedlungsabfälle vor der Deponierung. Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der TU Braunschweig, Heft 6, S. 355 – 373.
- Kölsch, F. 1996 Der Einfluss der Faserbestandteile auf die Scherfestigkeit von Siedlungsabfall. Leichtweiss-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Mitteilungen, Heft 133/1996.
- Kölsch, F. 2000 Standsicherheit von Hausmülldeponien nach 2005. In: Müll und Abfall 6/2000. Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 368 – 374.
- Kördel, W.; Hund, K; Hennecke, D. 1999 Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben Nr. 149 0 973 Langzeitverhalten von mechanisch – biologisch vorbehandeltem Restmüll auf der Deponie. Entwicklung eines Parametersatzes und Risikoanalyse. Fraunhofer Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg. Im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie.
- KrW-/AbfG 1996 Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG) vom 27. September 1994.
- Kruempelbeck, I; Ehrig, H.-J. 2001 Sickerwasser: Menge, Zusammensetzung und Behandlung. In: Hoesel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W.; Schnurer, H. (editors): Müllhandbuch. Sammlung und Transport, Behandlung und Ablagerung sowie Vermeidung und Verwertung von Abfällen. Article number 4587. Erich-Schmidt-Verlag, Berlin. ISBN 3 503 02830 7; ISSN 0176-4969.
- Kühle-Weidemeier, M.; Doedens, H.; von Felde, D. 2000 Die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung und die Ablagerung der biologischen Fraktion. In: Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2000. Erich-Schmidt Verlag.
- Maak, D.; Poser, H. 1999 Auswirkungen der veränderten Abfalleigenschaften auf den Deponiebetrieb. In: Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen. Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 14.
- Landva, A.O. ; Clark, J.I. ; Weisner, W.R.; Burwash, W.J. 1984 Geotechnical Engineering and Refuse Landfills, 6th National Conference on Waste Management in Canada 1984, British Columbia.
- MU Niedersachsen 2001 Statusbericht Siedlungsabfalldeponien Niedersachsen, unveröffentlichter. Bericht.
- Müller, E.R. 1981 Standsicherheitsberechnungen für Deponien. Fortschritte der Deponietechnik 1981. In: Fehlau, K.P., Stief, K. (Hrsg.). Erich Schmidt Verlag, Berlin. S. 199 – 235.
- Müller, L.; Heermeier, R.; Lahl, U. 1992 Neuartiges Konzept für eine Reststoffdeponie auf Grundlage der TA Abfall. In: Ablagerung von Siedlungsabfällen nach TA Siedlungsabfall. 19. Seminar des FGU Berlin 19.02.1992.
- Münnich, K. 1999 Hydraulische Kenngrößen von mechanisch-biologisch vorbehandeltem Abfall. In: Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen. Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 14.

- NN 1988 Abdichtung von Deponien für Siedlungsabfälle ("Dichtungserlass"), RdErl.d.MU Niedersachsen vom 24.6.1988 (-207-62812/21).
- NN 2000 Bevölkerungsentwicklung Deutschlands bis zum Jahre 2050. <http://www.destatis.de/download/veroe/bevoe.pdf>
- NN 2002 Statistik der Abfallentsorgung 1996 – 1998; Fachserie 19 / Reihe 1. Herausgegeben vom Stat. Bundesamt. Verlag Metzler – Poeschel, Stuttgart.
- NN 2002a Beschluss Nr.1600/2002/EG des Europäischen Parlaments und des Rates über das sechste Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaft, 22.7.2002.
- NN 2003 Die Situation in der Abfallwirtschaft ab dem Jahr 2005. Auszüge aus dem Prognos Entsorgungsreport „Zukunft der Abfallwirtschaft“. Tischvorlage für die Sitzung des BMU-Arbeitskreises 2005 am 21. Mai 2003 in Berlin.
- NN (ATV) 1997 Ablagerung von Schlacken aus Hausmüllverbrennungsanlagen vor dem Hintergrund der Anforderungen der TASI. Arbeitsbericht des ATV/VKS-FA 3.6 "Deponien", Korrespondenz Abwasser (44.) 1997 S. 122 – 127.
- Obermann, I. 1999 Modellierung des Wasserhaushaltes von Deponien vorbehandelter Siedlungsabfälle. Dissertation. In: Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Technische Universität Darmstadt (Hrsg.): Mitteilungen, Heft 107, 1999.
- Obermann, I. 2000 Ermittlung des Einflusses der Einbaukennwerte auf das Ablagerungsverhalten von MBA-Abfällen mit dem Simulationsmodell WAT-FLOW. In: Wasser und Abfall, 2000, Heft 9. <http://www.deponie-stief.de/fachlit/pdf/obermannwua00.pdf>
- Prognos 2000 Der Entsorgungsmarkt für Siedlungsabfälle, In: Geschäftsbericht des BVSE 2000 und UTA 2/2000, S. 108 ff.; sowie Prognos; 2001 In: Entsorga-Magazin 7-8 2001 S. 24 – 27.
- Ramke, H.G. 2001 Untersuchung der Ablagerungseigenschaften und des Durchlässigkeitsverhaltens mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle. In: Ramke, H-G. (Hrsg.): Regionaltagung Abfallwirtschaft, Deponietechnik und Altlastensanierung - Konsequenzen der Ablagerungsverordnung - Tagungsband; 08.11.2001.
- Raninger, B.; Nelles, M.; Hofer, M.; Schulik, J.; Lorber, K.E.; Neff, A.; Ragoßnig, A. 2001 Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen. Teil II Modelldeponie Allerheiligen. Schriftenreihe Umwelt und Energie. ISBN 3-936190-01-1.
- Reiff, C.; Marx, B. 1999 Feldversuche zur Ermittlung der Einbaudichte von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen mit unterschiedlichen Verdichtungsgeräten. In: Deponierung von vorbehandelten Siedlungsabfällen. Veröffentlichungen des Zentrums für Abfallforschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 14.
- Rettenberger, G. 1997 Emissionsverhalten hochverdichteter Abfälle – Erfahrungen aus dem Rückbauprojekt Burghof. In: Umweltbundesamt (Hrsg.) Verbundvorhaben Deponiekörper, 2. Statusseminar 04./05.02.1997 in Wuppertal, BMBF.

- Rettenberger, G.; Fricke, K. 1999 Schicht auf Schicht. Eine optimierte Deponietechnik für mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle wird den Anforderungen aus dem Gleichwertigkeitsnachweis gerecht. In: Müllmagazin 4/1999 S. 32 – 37.
- Scheelhaase, T.; Kraft, E.; Maile, A.; Rechberger, M.; Bidlingmaier, W. 2000 Einfluss der Wasser- und Gasdurchlässigkeit auf das Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen. In: Müll und Abfall 4/2000, S. 203-208.
- Scheffold, K.-H.; Doedens, H.; Gallenkemper, B. 2002 Zukunft der Entsorgungslogistik für private Haushalte - Trends und Entwicklungen der Hausmüllentsorgung im Auftrage der EdDE, noch nicht veröffentlicht.
- Scheffold, K.-H. 2001 pers. Mitteilung.
- Schneider, K.-J. 1992 Bautabellen, mit Berechnungshinweisen, Beispielen und europäischen Vorschriften. 10. Auflage. Werner Verlag. S.13.40
- Schmitz, H.J. 2001 Abfallverbrennungsanlagen werden 2005 nicht mehr ausreichen. Wasser Luft und Boden 9/2001. S. 70 – 72.
- Schuhmann, H. 1989 Standfestigkeitsberechnung für Hausmülldeponien – Praktische Erfahrungen - . In: Fehlau / Stief (Hrsg.) Fortschritte in der Deponietechnik 1989. S. 153. Band 30 der Reihe Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis. Erich Schmidt Verlag.
- Soyez, K.; Koller, M.; Thrän, D.; Schorr, T. 2000 Endbericht zum BMBF-Verbundvorhaben Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen. Universität Potsdam
- Spillmann, P. 1988 Einflüsse verschiedener Deponietechniken einwohnergleicher Müll- und Klärschlammassen auf die Nutzungsdauer von Abfalldeponien. Leichtweiss-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Mitteilungen Heft 96/1987.
- Spillmann, P. 1981 Erhöhung der Lagerungsdichte durch Vorbehandlung der Abfälle. 13. Abfallwirtschaftsseminar an der TU Berlin, 1981.
- SRU 2002 Umweltgutachten 2002; Kurzfassung Teil III, Abschn. 4.4 <http://www.umweltrat.de/gut02kf3.htm>
- Steffen 2000 Biologische Behandlung von Restabfällen durch das 3A-Verfahren als Vorstufe für die Ablagerung, BMBF-Verbundvorhaben mechanisch-biologische Abfallbehandlung, Teilvorhaben 2/6, Endbericht - FKZ:147056. Dr. Ing. Steffen Ingenieurgesellschaft, Essen.
- Stegmann, R.; Leikam, K.; Herrenklage, J. 1995 Möglichkeiten und Grenzen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. In: Tagungsband 1. BMBF-Statusseminar Deponiekörper, S. 355-372, Wuppertal 25./26.4.1995.
- Steube 1997 Einbau von Restabfällen geringer hydraulischer Leitfähigkeit in Deponien. Diplomarbeit im Fach Abfallwirtschaft an der TU Braunschweig.
- Stief, K. 1986 Das Multibarrierenkonzept als Grundlage von Planung, Bau, Betrieb und Nachsorge von Deponien. Müll und Abfall, 1/1986, S. 15 –20
- TASi 1993 Technische Anleitung Siedlungsabfall; Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz. Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung vom 14.5.1993, Bundesanzeiger Nr. 99a vom 29.5.1993.

- Terhorst, W.;
Glorius, T.;
Ramacher, L. 2001 Sekundärbrennstoffproduktion mit Blick auf Europa.
In: Gallenkemper, B., Bidlingmaier, W., Doedens, H., Stegmann, R.
(Hrsg.): 7. Münsteraner Abfallwirtschaftstage. Münsteraner Schriften
zur Abfallwirtschaft LASU FH Münster 2001, Band 4. S. 120 – 125.
- Turczynski, U. 1988 Geotechnische Aspekte beim Aufbau von Mehrkomponentendepo-
nien. Dissertation, Dresden.
- Turk, M.;
Brammer, F.;
Collins, H.-J. 1996 Einfluss von mechanischer und mechanisch-biologischer Vorbe-
handlung auf die Einbaudichte von Restabfall. In: EntsorgungsPraxis
12/1996.
- UBA 2001 Thermische, mechanisch-biologische Behandlungsanlagen und De-
ponien für Restsiedlungsabfälle in der Bundesrepublik Deutschland.
Bericht des UBA Berlin, 5 Auflage 01/2001.
- UBA (Hrsg.) 2001a Ökobase Umweltatlas 4.0
- VDP Papier - Jahresberichte des Verbandes Deutscher Papierfabriken
- von Felde, D. 1998 Ablagerung mechanisch biologisch vorbehandelter Abfälle. Feldver-
such zur Ablagerung des Austragsmaterials der RABA Bassum.
Dokumentation und Auswertung des Versuches (Stand 23.10.1998).
Unveröffentlicht.
- von Felde, D. 1999 Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle. Ergeb-
nisse der niedersächsischen Demonstrationsanlagen. In: Münster-
aner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 2, 6. Münsteraner Abfallwirt-
schaftstage.
- Weber, B. 1990 Minimierung von Emissionen der Deponie. Veröffentlichungen des
Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Uni-
versität Hannover (ISAH), Heft 74, 1990.
- Wiemer, K. 1981 Die Lagerungsdichte von Abfällen in Deponien; Verlängerung der
Nutzungsdauer von Deponien. 13. Abfallwirtschaftsseminar an der
Technischen Universität Berlin, 1981.
- Wiemer, K. 1982 Qualitative und quantitative Kriterien zur Bestimmung der Dichte von
Abfällen in geordneten Deponien. Dissertation. TU Berlin.
- Wittmann, L. 1982 Sicherheitsaspekte bei der Filterbemessung. In: Wasserwirtschaft
72, 1982.
- Wurster, H. 2002 Schreiben 26-9557/47 vom 6.8.2002 an das Institut für Siedlungs-
wasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) der Universität Hannover.
- Ziehmann, G. 1999 Veränderung des mechanischen Verhaltens durch die mechanische
und biologische Vorbehandlung. In: Deponierung von vorbehandel-
ten Siedlungsabfällen. Veröffentlichungen des Zentrums für Abfall-
forschung der Technischen Universität Braunschweig, Heft 14,
S. 1 - 9.
- Ziehmann, G. 2003 Persönliche Mitteilung.

10 Anhang

10.1 Detaillierte Ergebnisse der direkten Scherversuche

UNIVERSITÄT HANNOVER
 Institut für Grundbau, Bodenmechanik
 und Energiewasserbau (IGBE)

Anlage 1
 zu Az.: 26/01-03

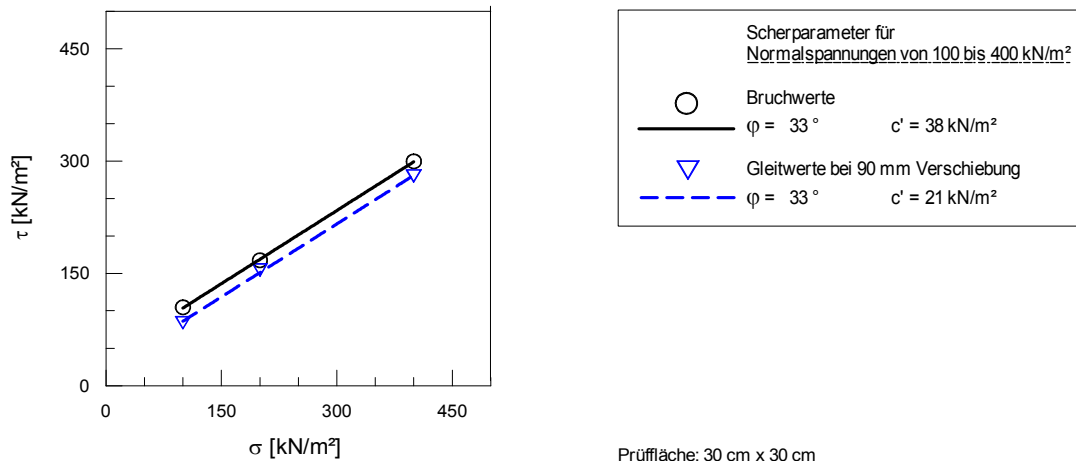
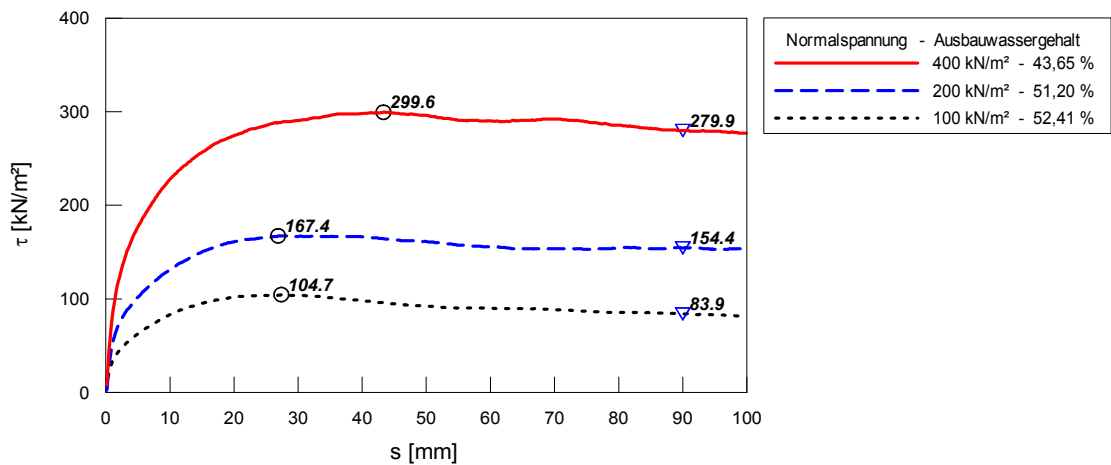
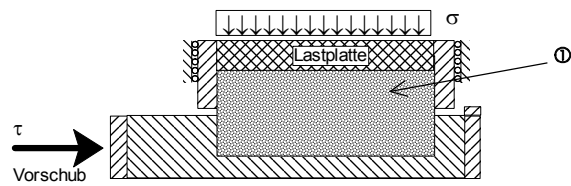
Ergebnisse der direkten Scherversuche mit konstanter Vorschubgeschwindigkeit und 30 cm x 30 cm großer Prüffläche

Erdstoff: ① "MBA-Output Fraktion 0-20 mm"

Einbauwerte des Erdstoffs

$w \approx 56,13 \%TS$

$\rho_d \approx 0,90 \text{ g/cm}^3$



Prüffläche: 30 cm x 30 cm
 vertikal verschieblicher oberer Rahmen
 Prüfgeschwindigkeit: $v = 0,167 \text{ mm/min}$
 Vorbelastungszeit: rd. 24 h
Versuch ohne Wasser.

Bild 10-1: Scherverhalten der Siebfraktion 0-20 mm (Material aus Versuch 4)

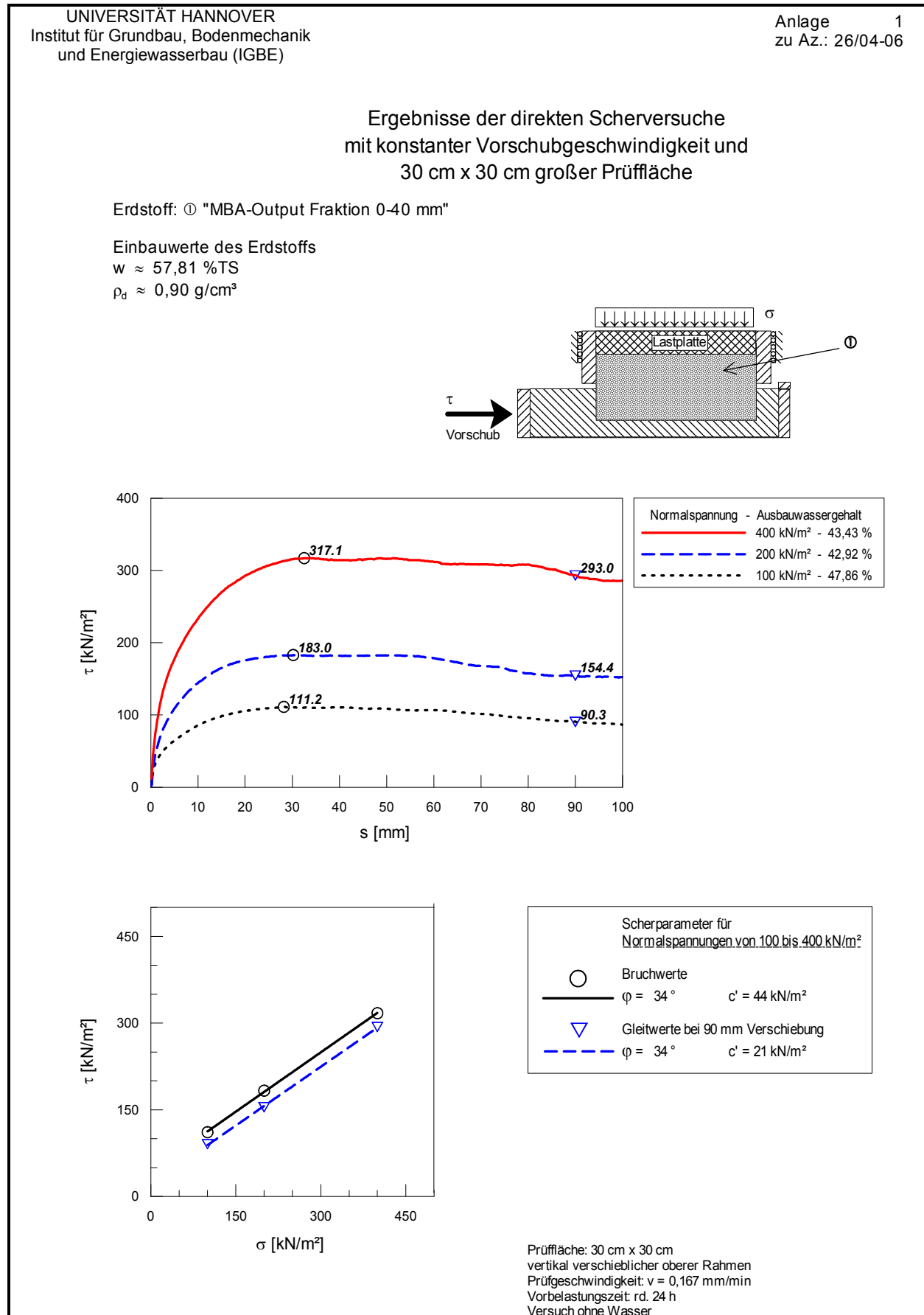
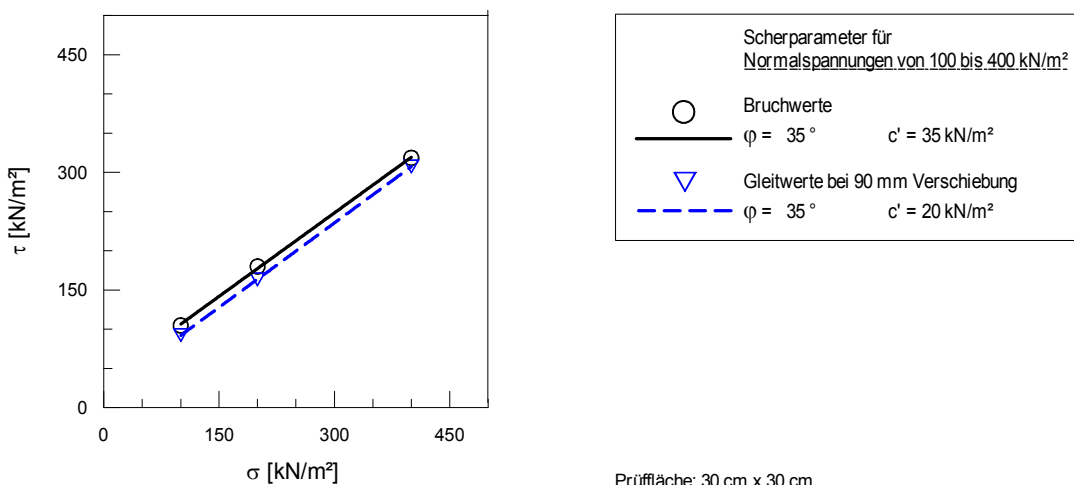
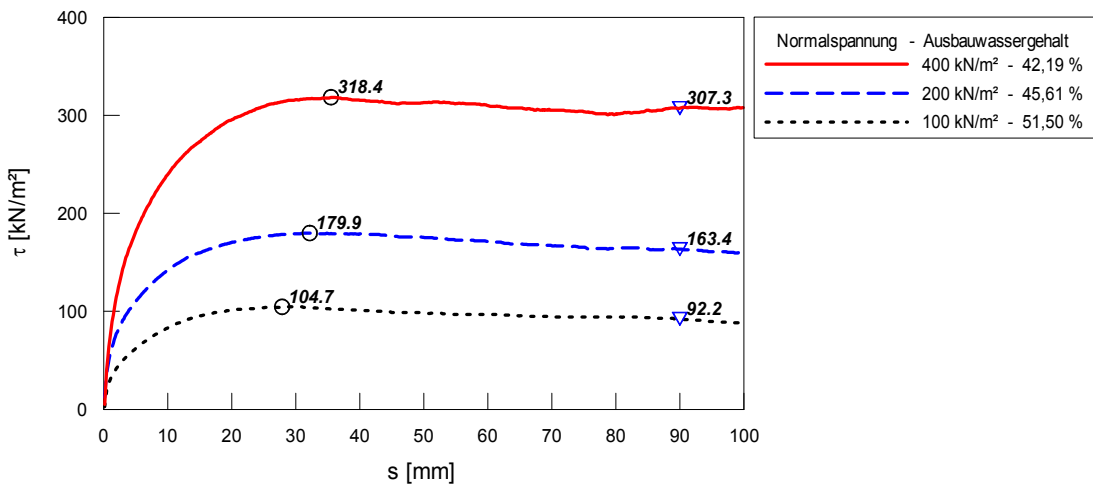
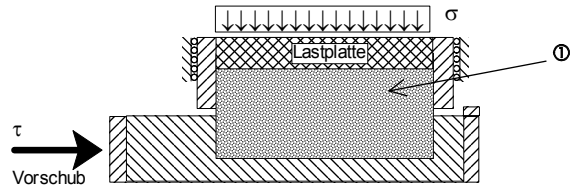


Bild 10-2: Scherverhalten der Siebfraktion 0-40 mm (Material aus Versuch 4)

Ergebnisse der direkten Scherversuche
 mit konstanter Vorschubgeschwindigkeit und
 30 cm x 30 cm großer Prüffläche

Erdstoff: ① "MBA-Output Fraktion 0-60 mm"

Einbauwerte des Erdstoffs
 $w \approx 56,54\% \text{ TS}$
 $\rho_d \approx 0,90 \text{ g/cm}^3$



Prüffläche: 30 cm x 30 cm
 vertikal verschieblicher oberer Rahmen
 Prüfgeschwindigkeit: $v = 0,167 \text{ mm/min}$
 Vorbelastungszeit: rd. 24 h
 Versuch ohne Wasser.

Bild 10-3: Scherverhalten der Siebfraktion 0-60 mm (Material aus Versuch 4)

10.2 Last-Setzungs-Diagramme SHG

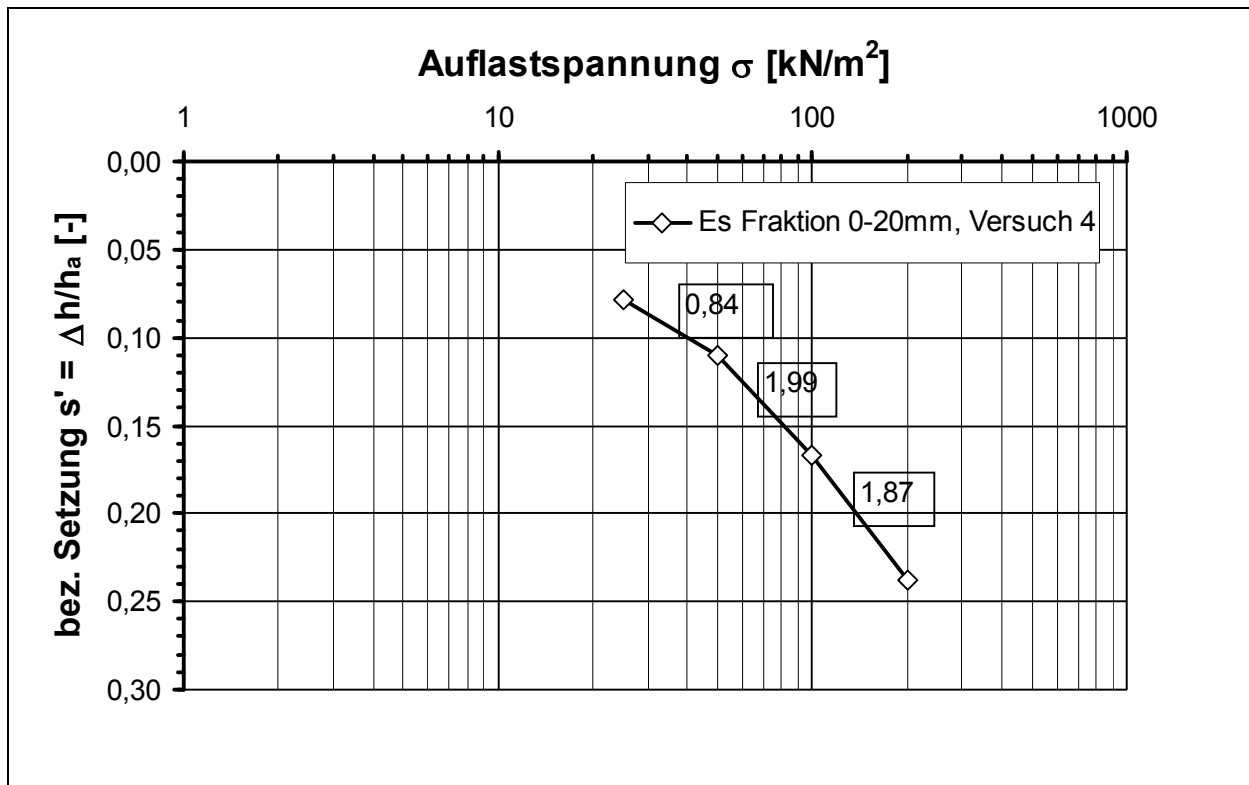


Bild 10-4: Last-Setzungs-Diagramm der MBA-Siebfraktion 0-20 mm Versuch 4

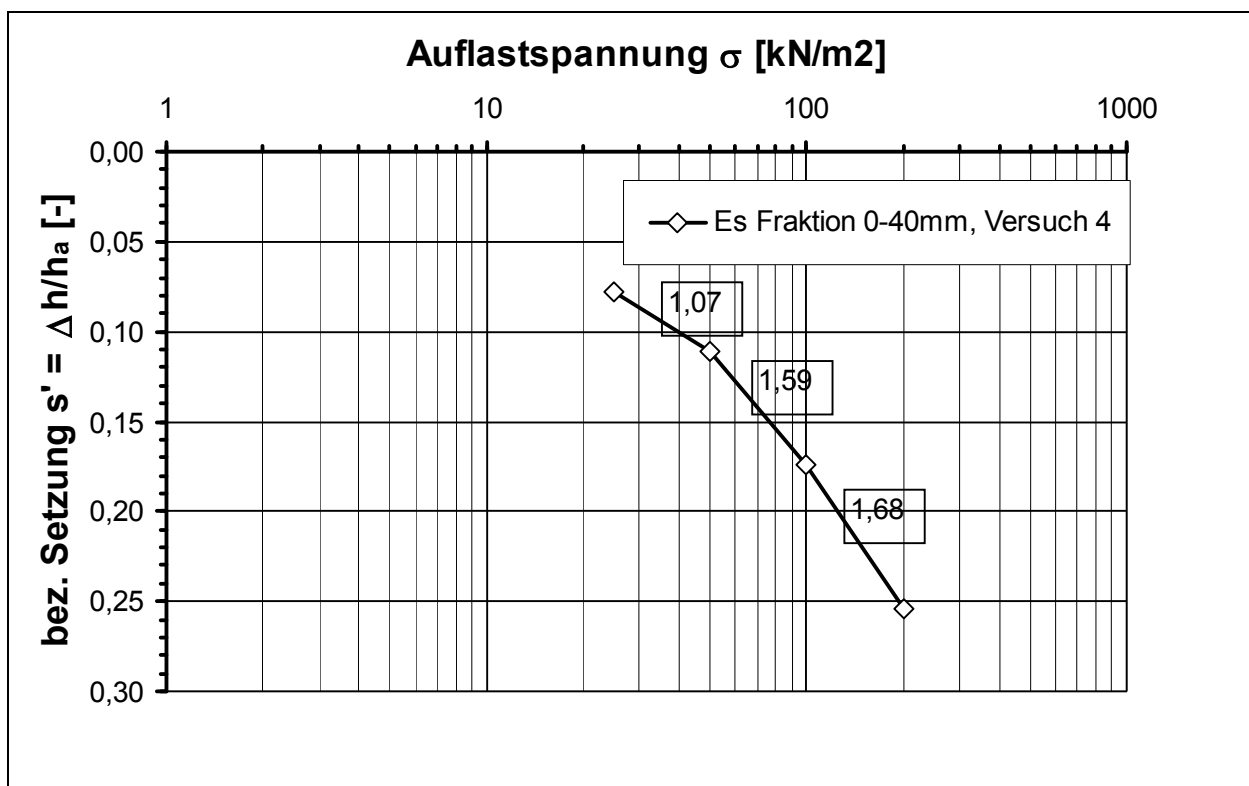


Bild 10-5: Last-Setzungs-Diagramm der MBA-Siebfraktion 0-40 mm Versuch 4

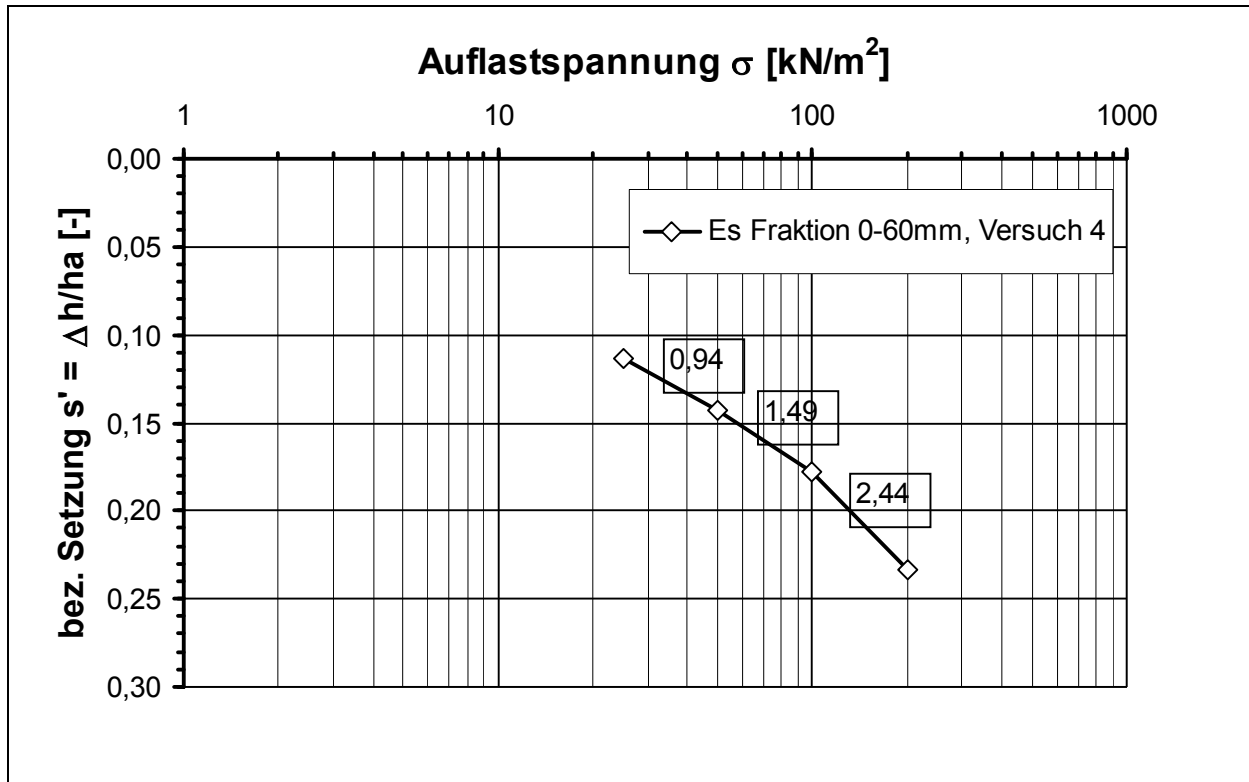


Bild 10-6: Last-Setzungs-Diagramm der MBA-Siebfraktion 0-60 mm Versuch 4

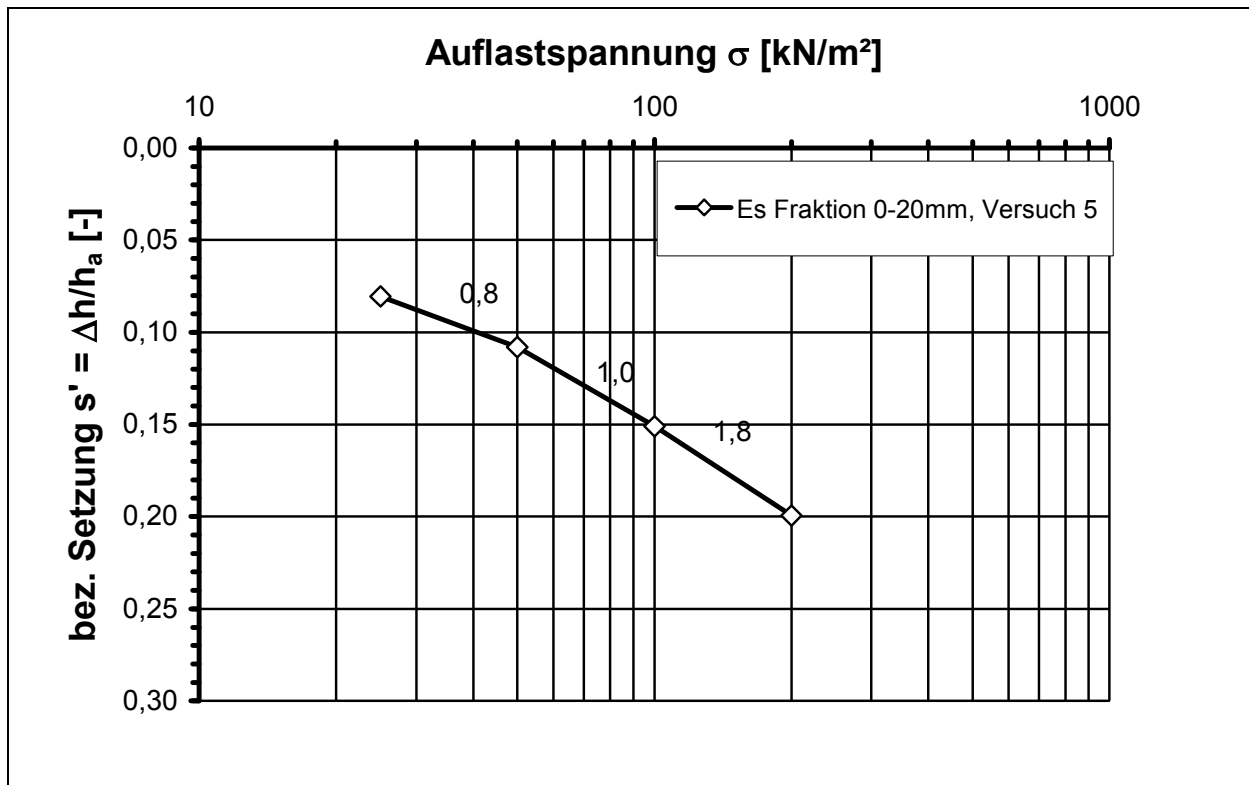
Versuch 5

Bild 10-7: Last-Setzungs-Diagramm der MBA-Siebfraktion 0-20 mm Versuch 5

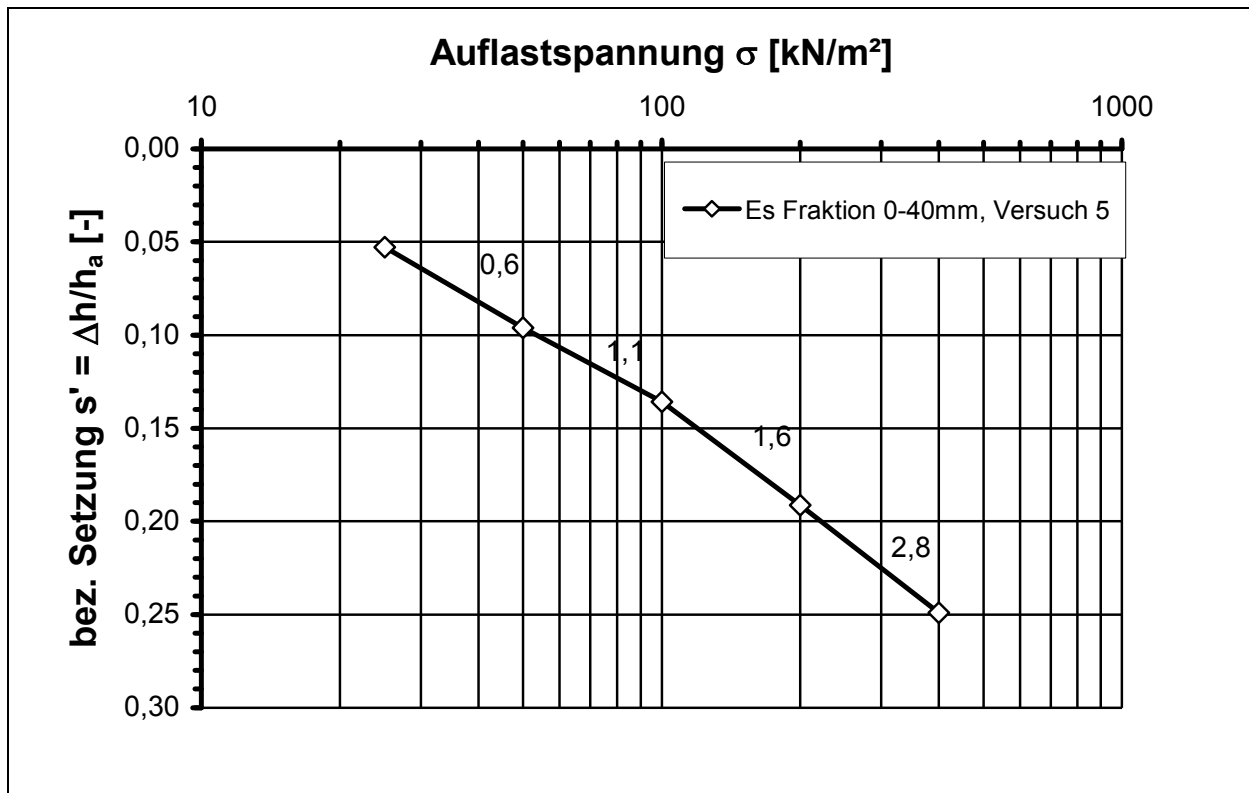


Bild 10-8: Last-Setzungs-Diagramm der MBA-Siebfraktion 0-40 mm Versuch 5

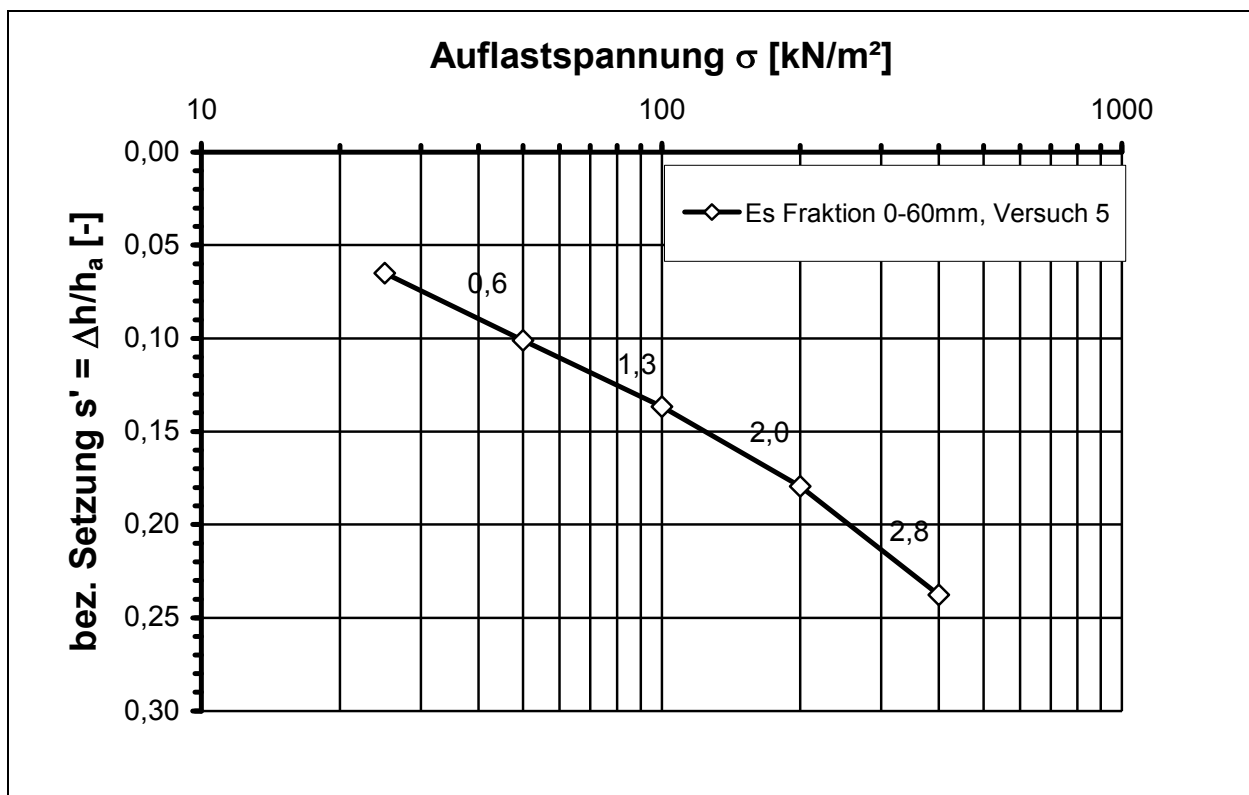
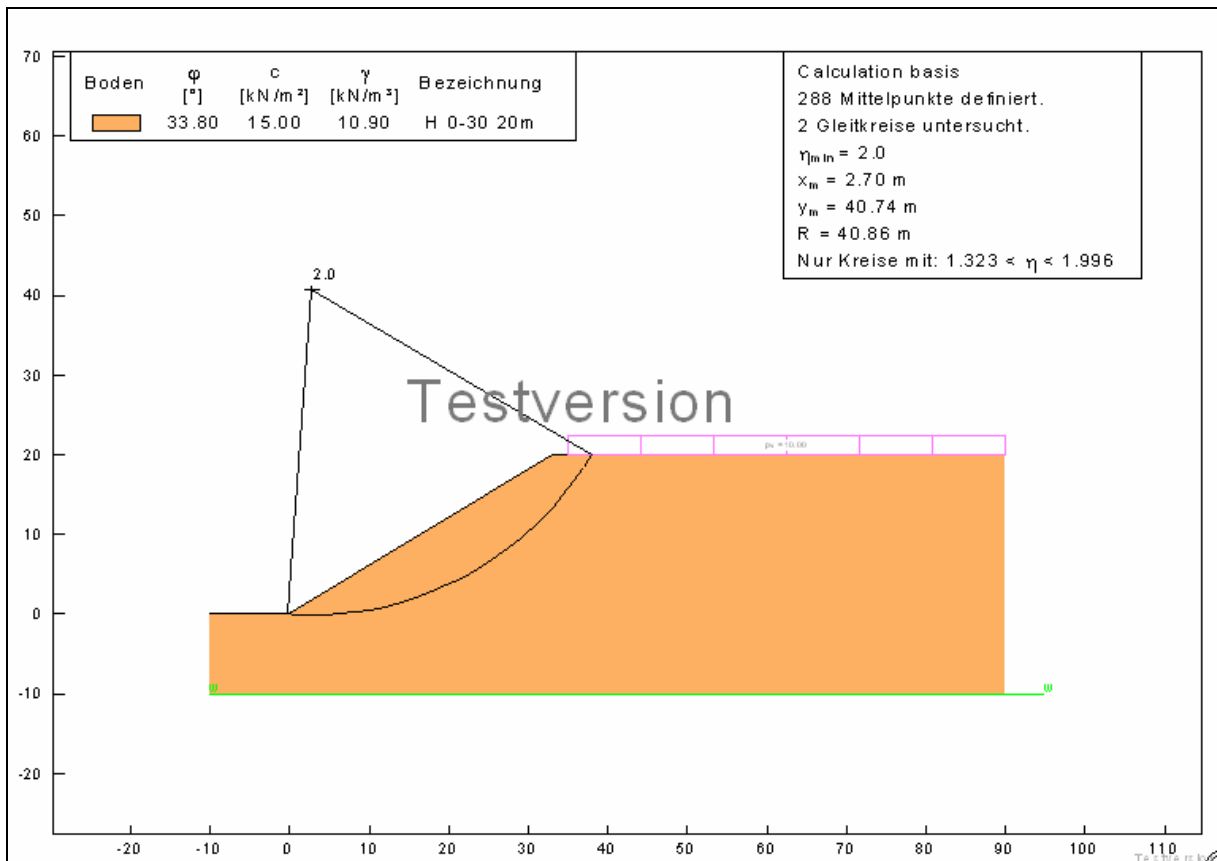
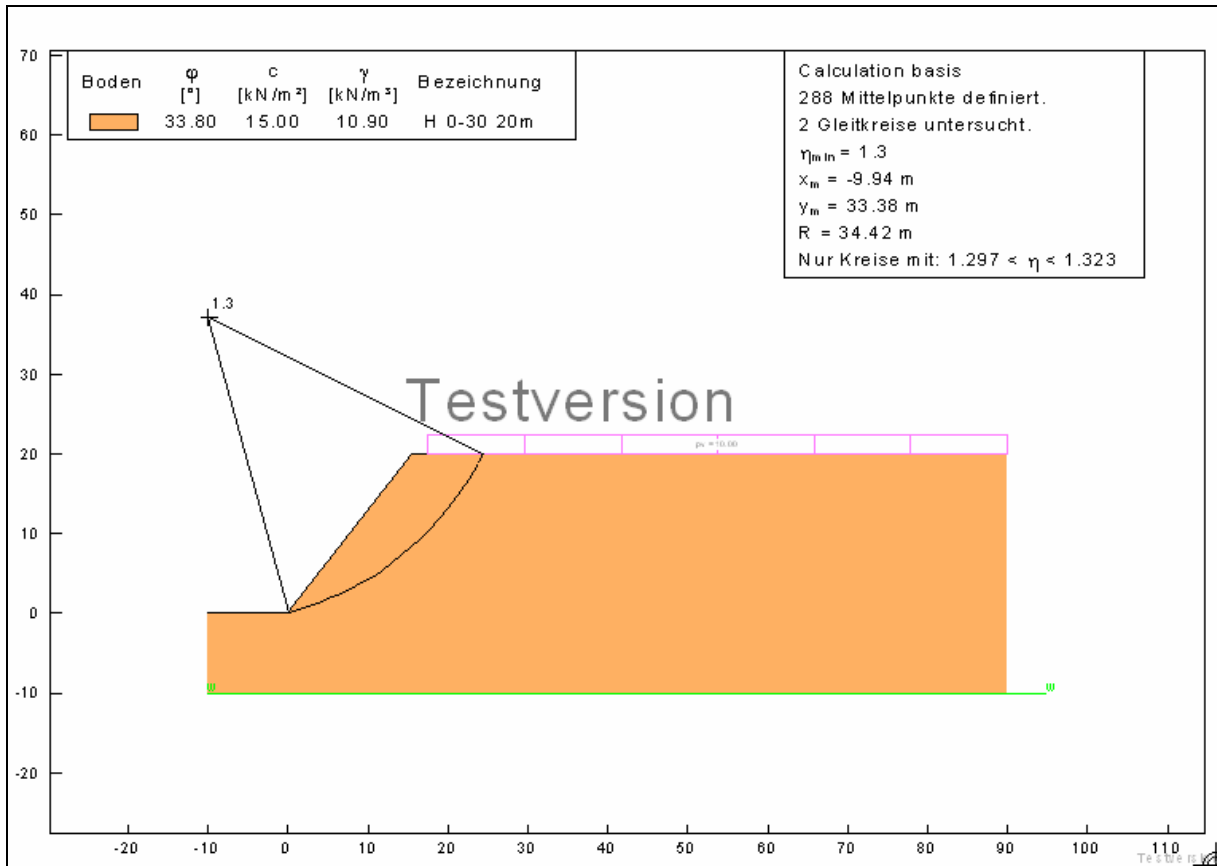


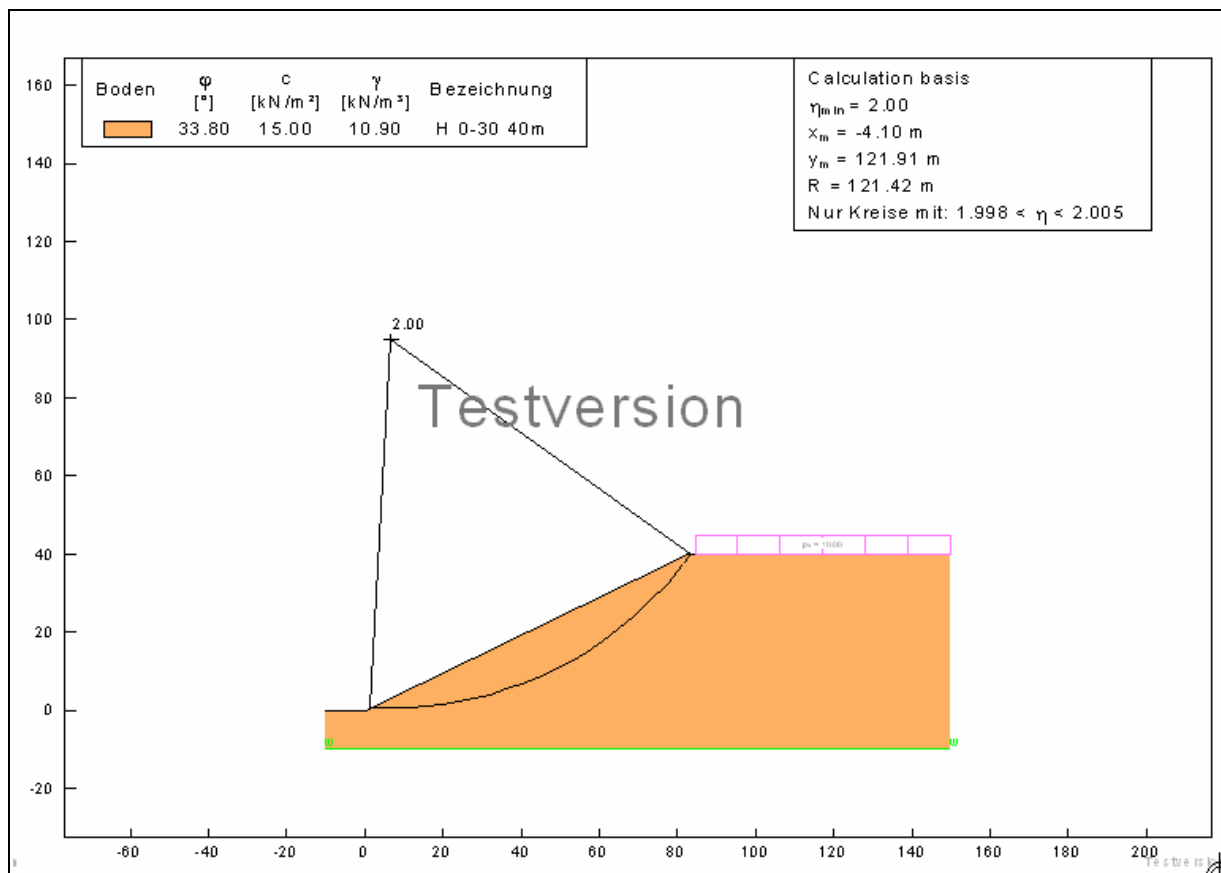
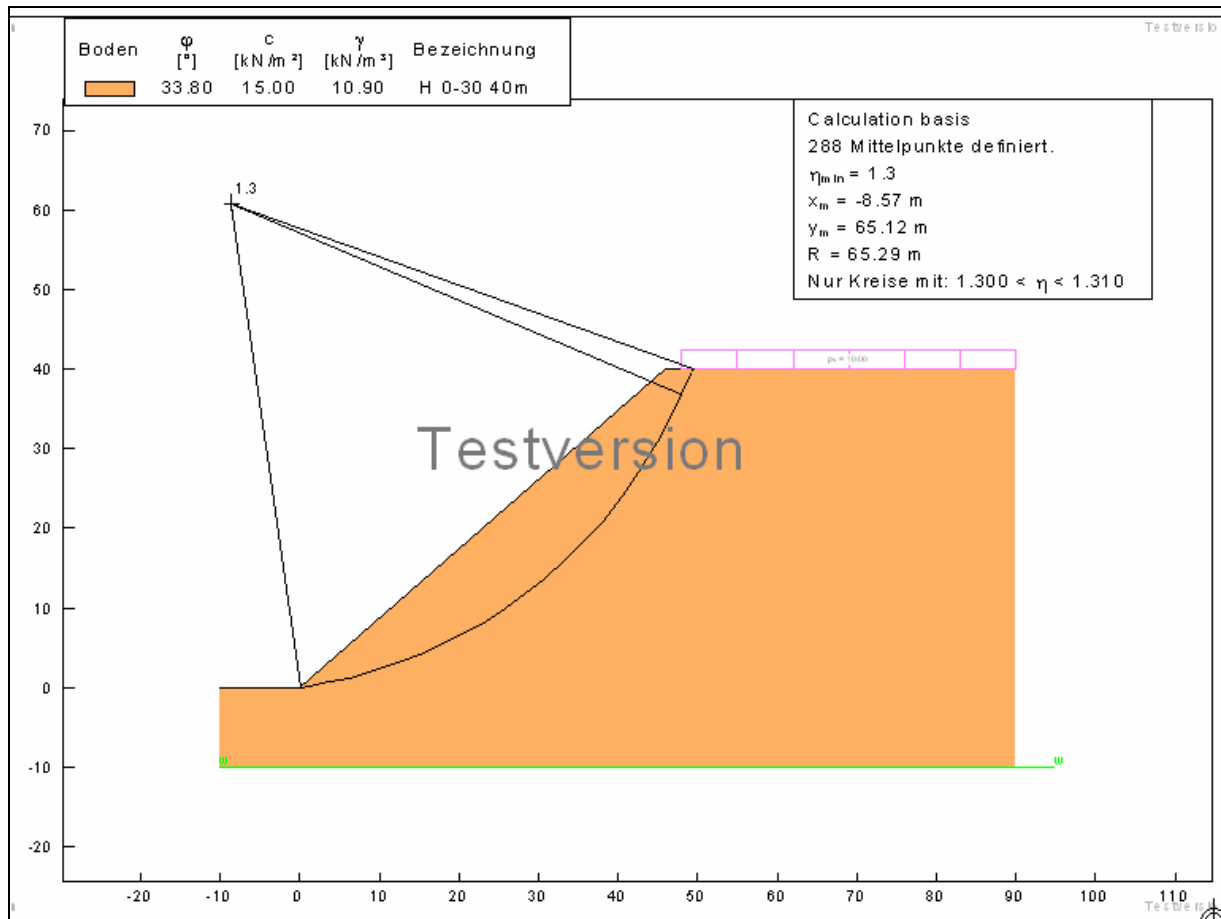
Bild 10-9: Last-Setzungs-Diagramm der MBA-Siebfraktion 0-60 mm Versuch 5

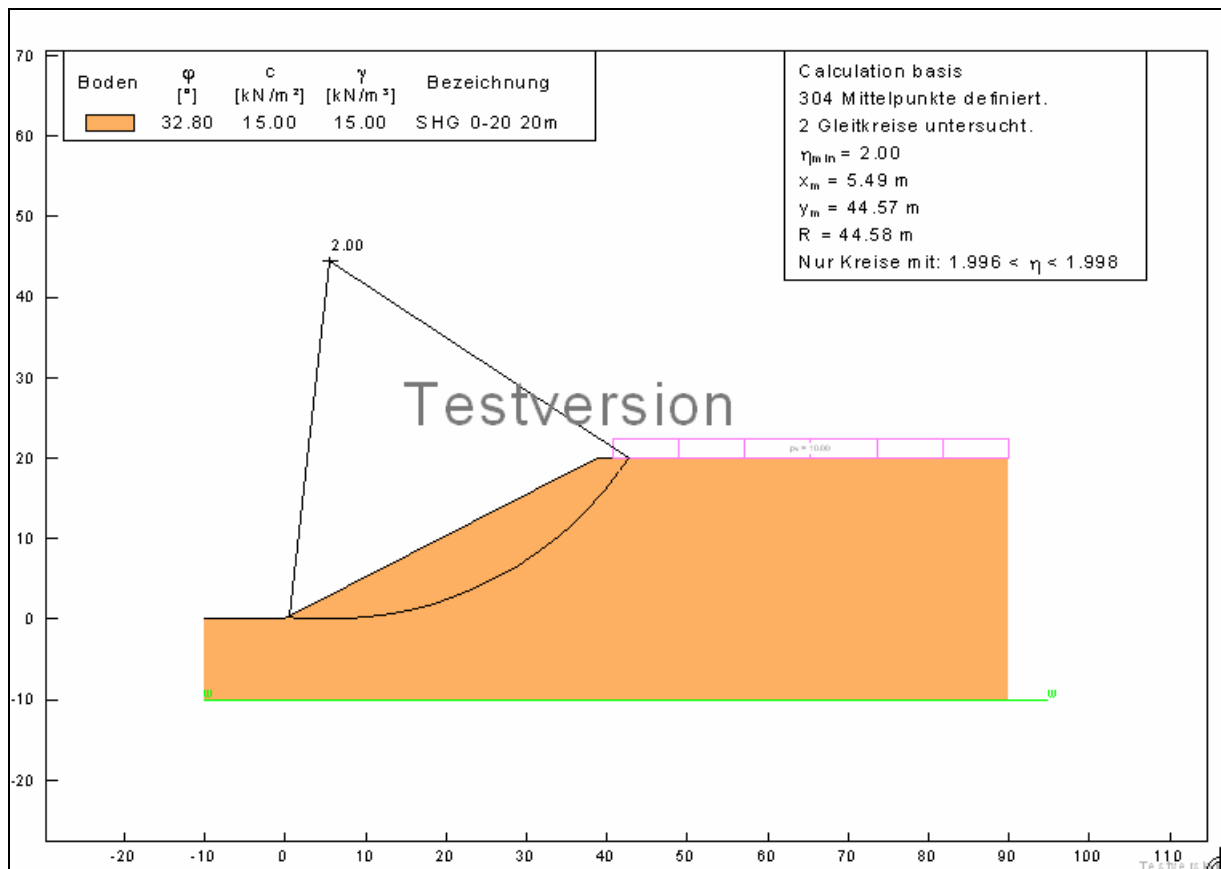
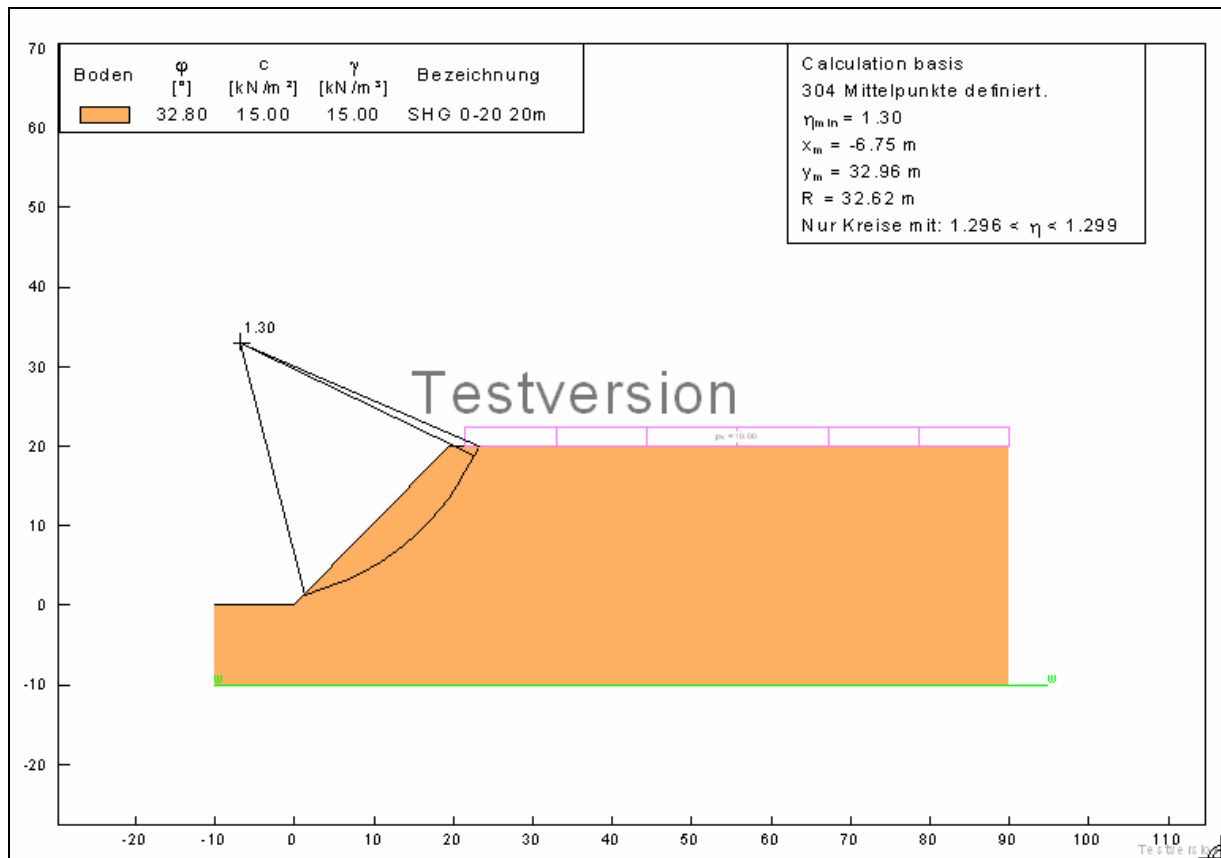
10.3 Oberflächenwasseranalysen Testfelder Deponie Lahe

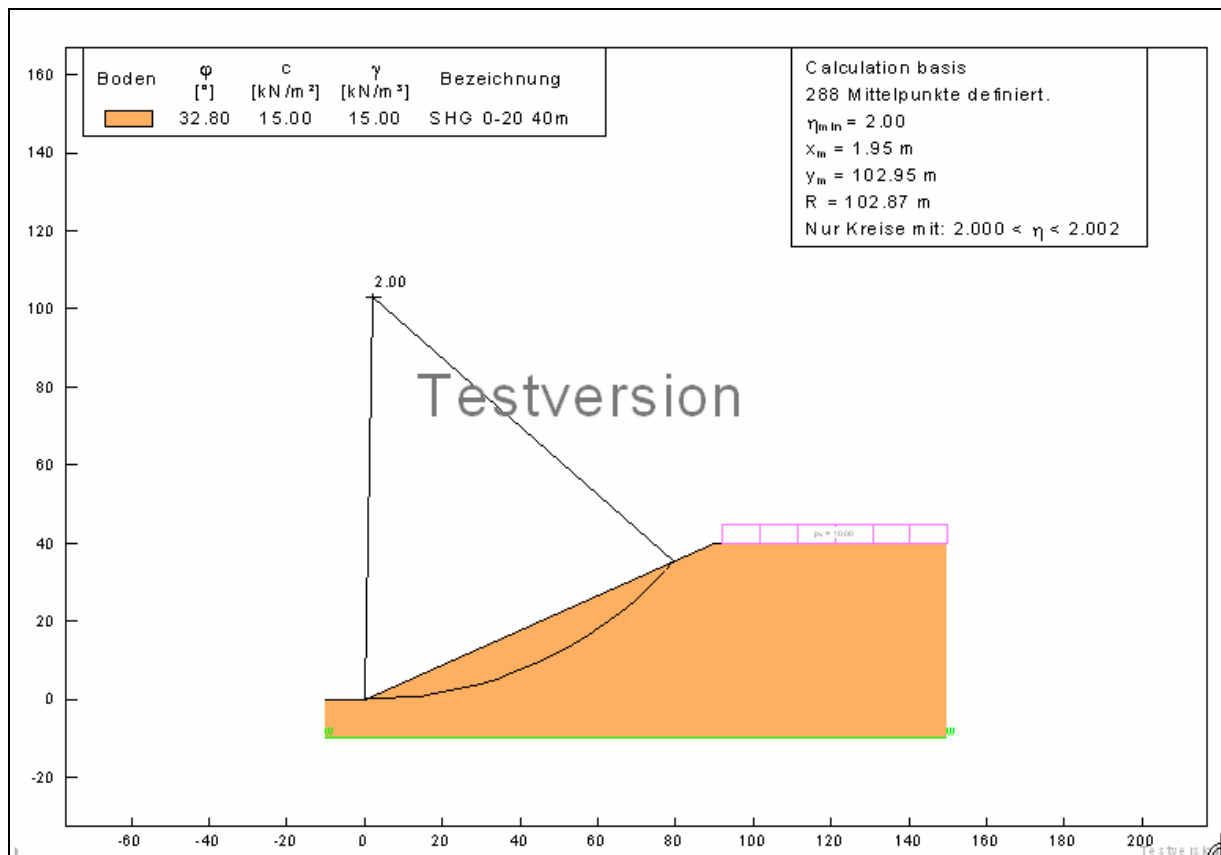
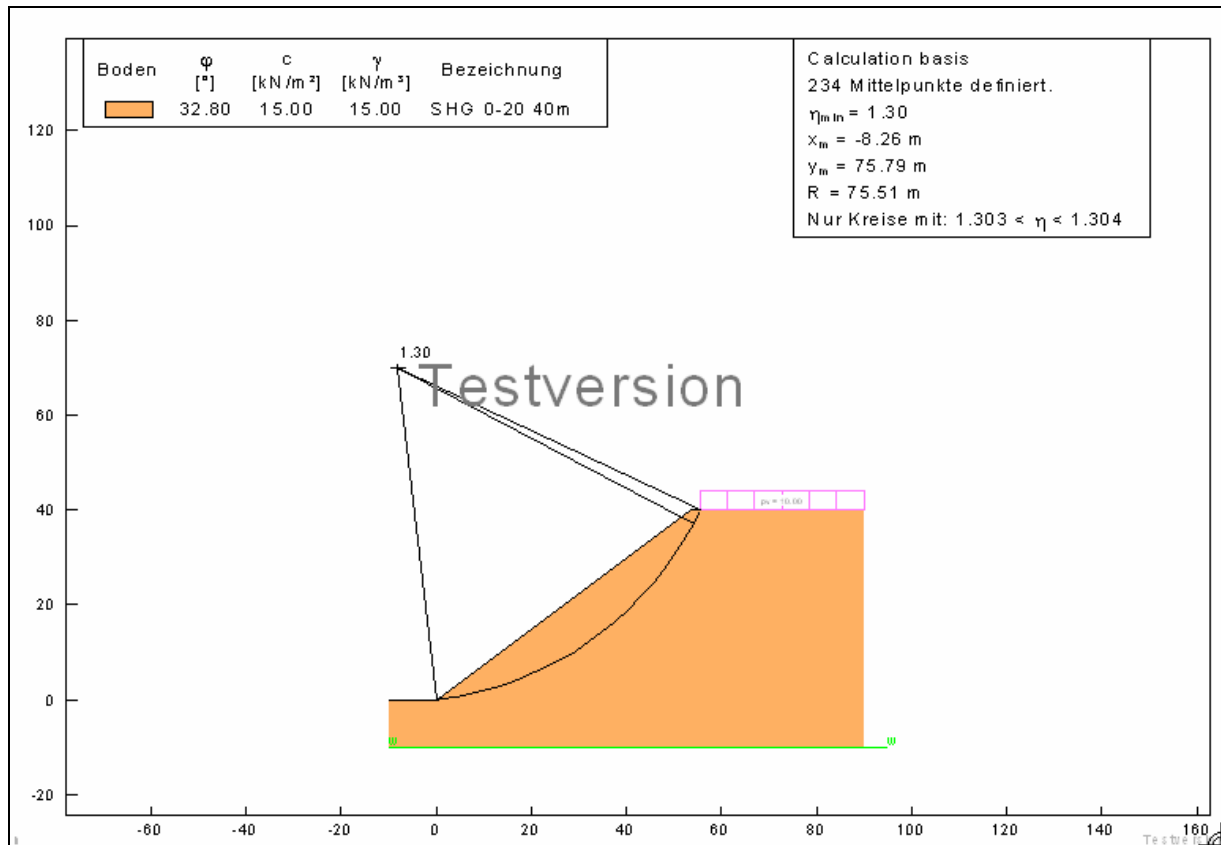
Parameter	Einheit	1. Bewässerung				2. Bewässerung						Grenzwert 51. Anhang AbwV
		Nullprobe		Oberflächenabfluss Feld 1 (30 cm Schicht), Sammelprobe 0:48 bis 1:38		Nullprobe		Oberflächenabfluss Feld 1 (30 cm Schicht), Sammelprobe 0:22 bis 0:36		Oberflächenabfluss Feld 2 (50 cm Schicht), Sammelprobe 0:00 bis 0:14		
Niederschlag bis Abflussbeginn	mm			230				50		85		
Abflussbeginn nach	h:min			10:18				2:30		4:04		
Probenaufbereitung		homogenisiert	filtriert	homogenisiert	filtriert	homogenisiert	filtriert	homogenisiert	filtriert	homogenisiert	filtriert	Direkt-einleitung
CSB	mg O2/l	45	42	840	790	53	46	479	383	156	111	200
BSB5	mg O2/l	1,7	6,5	24	24	1,6	4,0	4,8	7,5	3,8	4,8	20
NH4	mg/l		4,7		2,2		4,6		2,0		2,4	
NO2	mg/l		0,026		7,5		0,02		0,28		0,2	2,0
NO3	mg/l		1,78		9,9		1,0		4,7		2,5	
TKN	mg/l			43	41	7,1	6,4	23	13	7,3	7,0	
N gesamt	mg/l		6,506		19,6		5,62		6,98		5,1	70
Vor der Vermischung mit anderen Abwässern einzuhalten:												
Sulfid	mg/l		< 0,1		< 0,1		0,1		0,4		0,1	1,0
AOX	mg/l		0,11	1,0	0,48		0,03		0,4		0,1	0,5
Quecksilber	mg/l	< 0,0003	< 0,0004	0,0018	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	0,05
Cadmium	mg/l	< 0,0004	< 0,0006	< 0,0006	0,0012	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	0,1
Chrom gesamt	mg/l	< 0,003	< 0,004	0,037	0,03	0,005	< 0,004	0,037	0,013	0,008	0,005	0,5
Chrom (IV)	mg/l					< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,1
Nickel	mg/l	0,01	0,008	0,13	0,13	0,018	0,018	0,049	0,049	0,013	0,013	1,0
Blei	mg/l	< 0,003	< 0,004	0,091	0,074	< 0,004	< 0,004	0,049	0,029	0,014	0,008	0,5
Kupfer	mg/l	0,005	< 0,004	0,88	0,91	< 0,004	< 0,004	0,7	0,48	0,14	0,11	0,5
Zink	mg/l	4,8	5,0	0,8	0,8	1,4	1,4	0,62	0,57	0,41	0,41	2,0
Arsen	mg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,035	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,1
Cyanid, leicht freisetzbar	mg/l	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,05	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005	0,2
Cyanid gesamt	mg/l	< 0,005	< 0,005	0,036	0,027	< 0,005	0,014	0,014	< 0,005	< 0,005	< 0,005	
Bor	mg/l	0,07	0,08	2,0	2,4	0,07	0,06	0,7	0,7	0,25	0,25	1,0

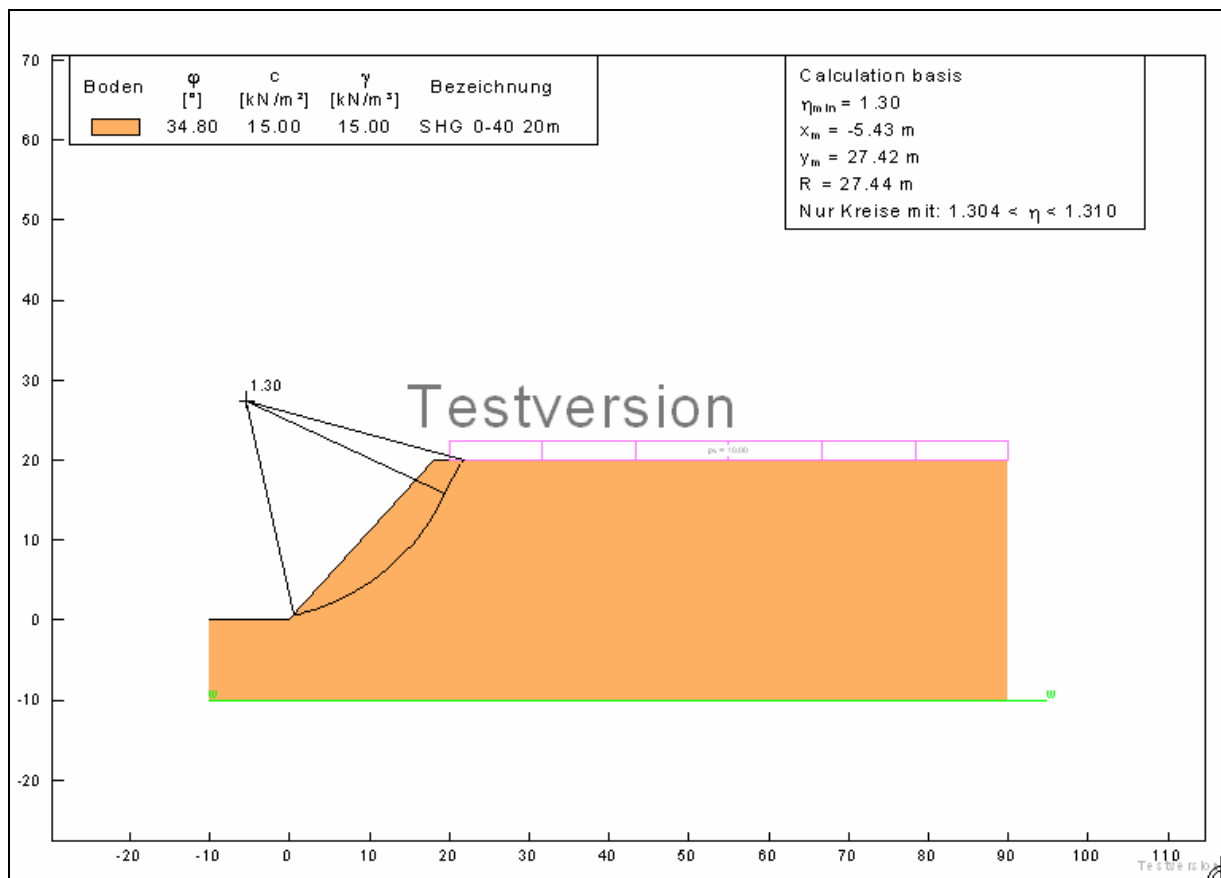
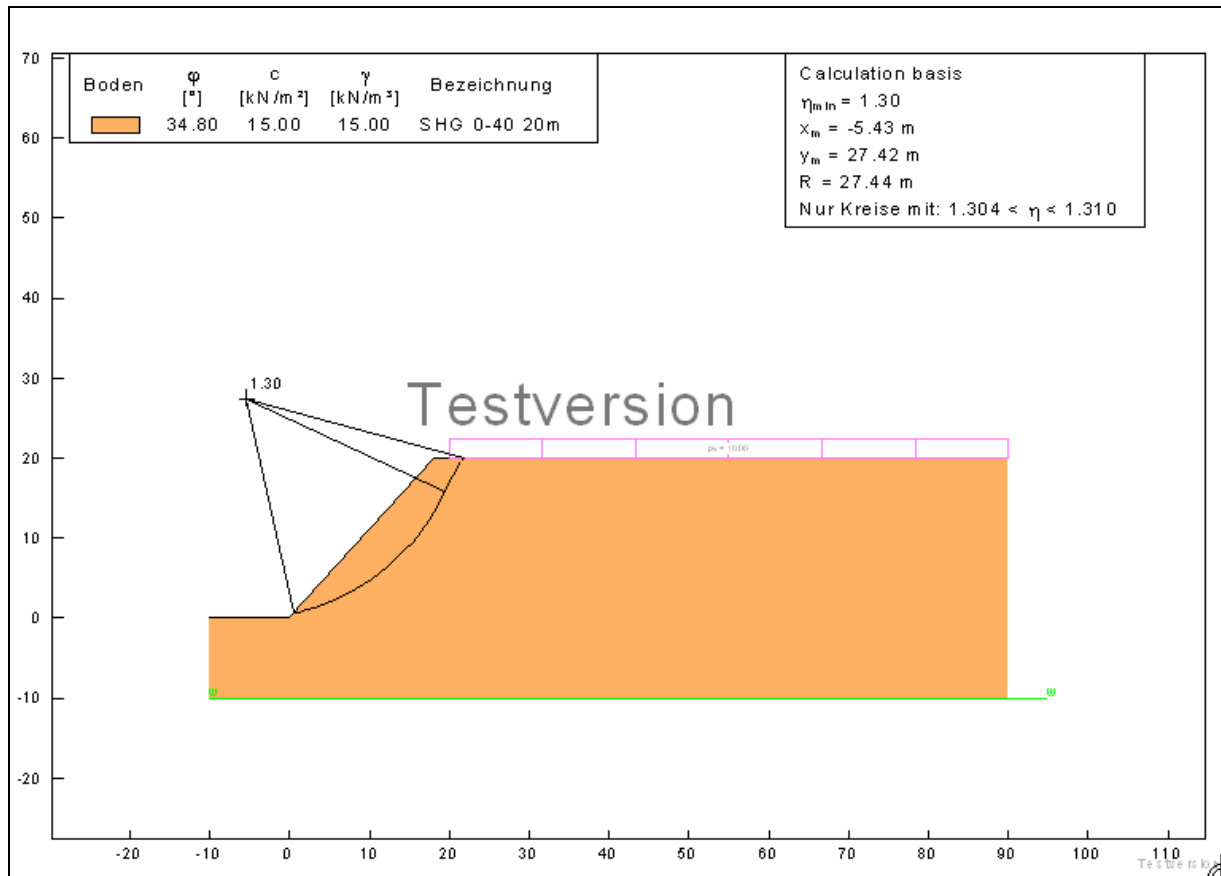
10.4 Standsicherheitsberechnungen

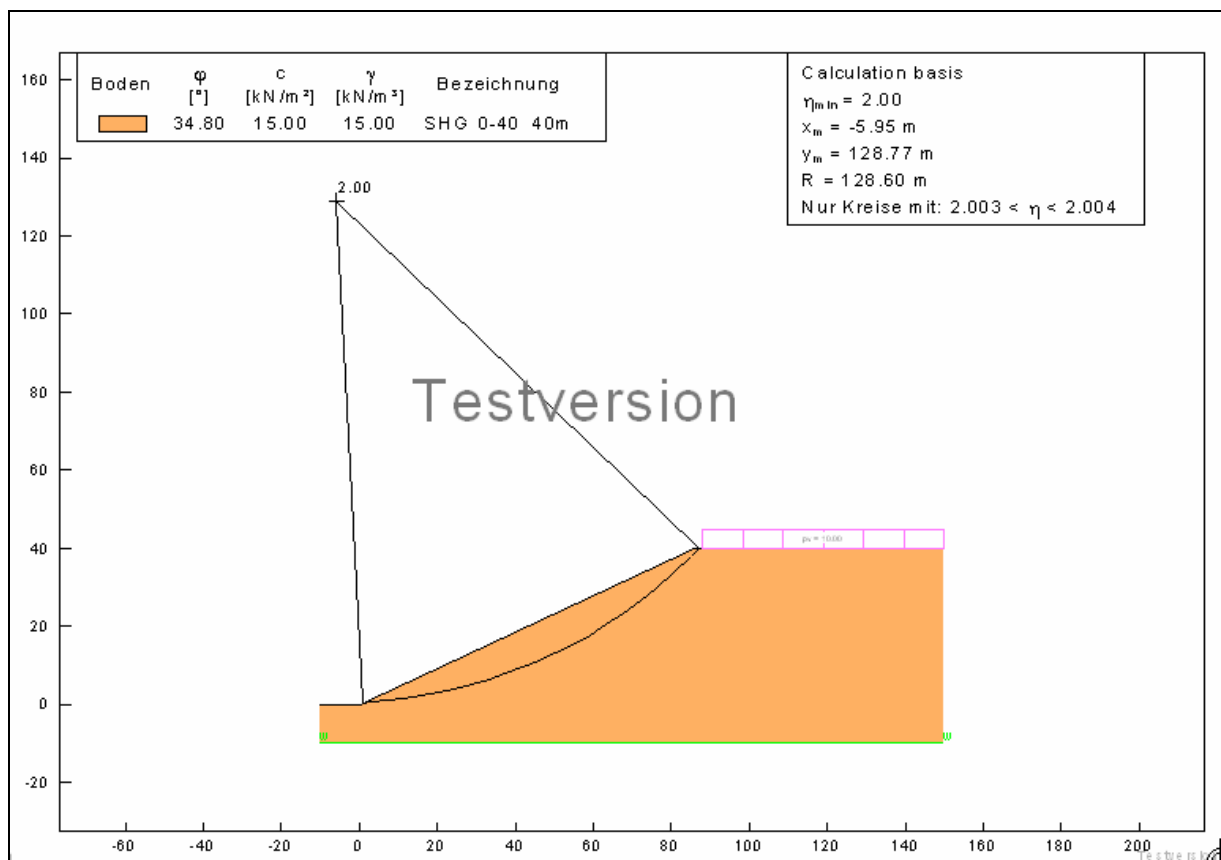
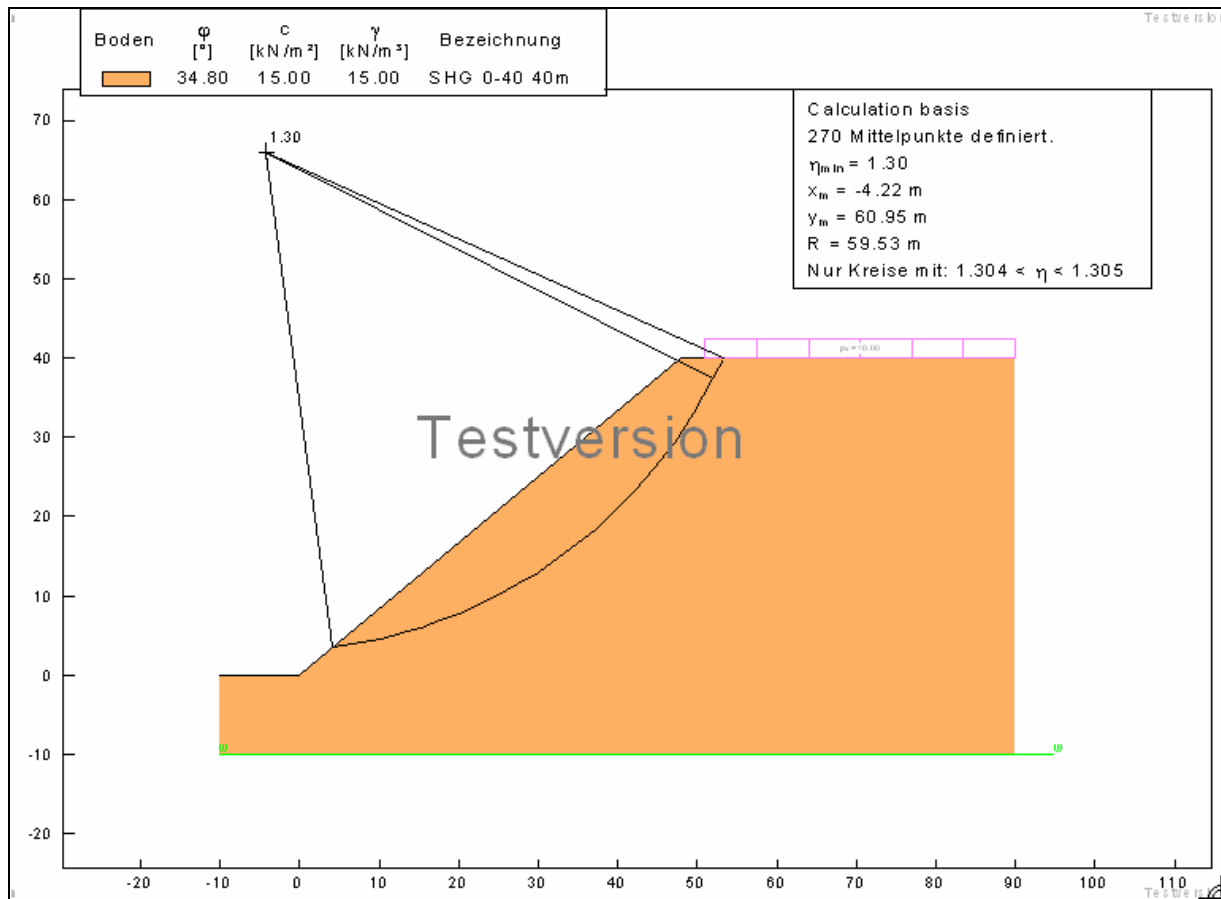


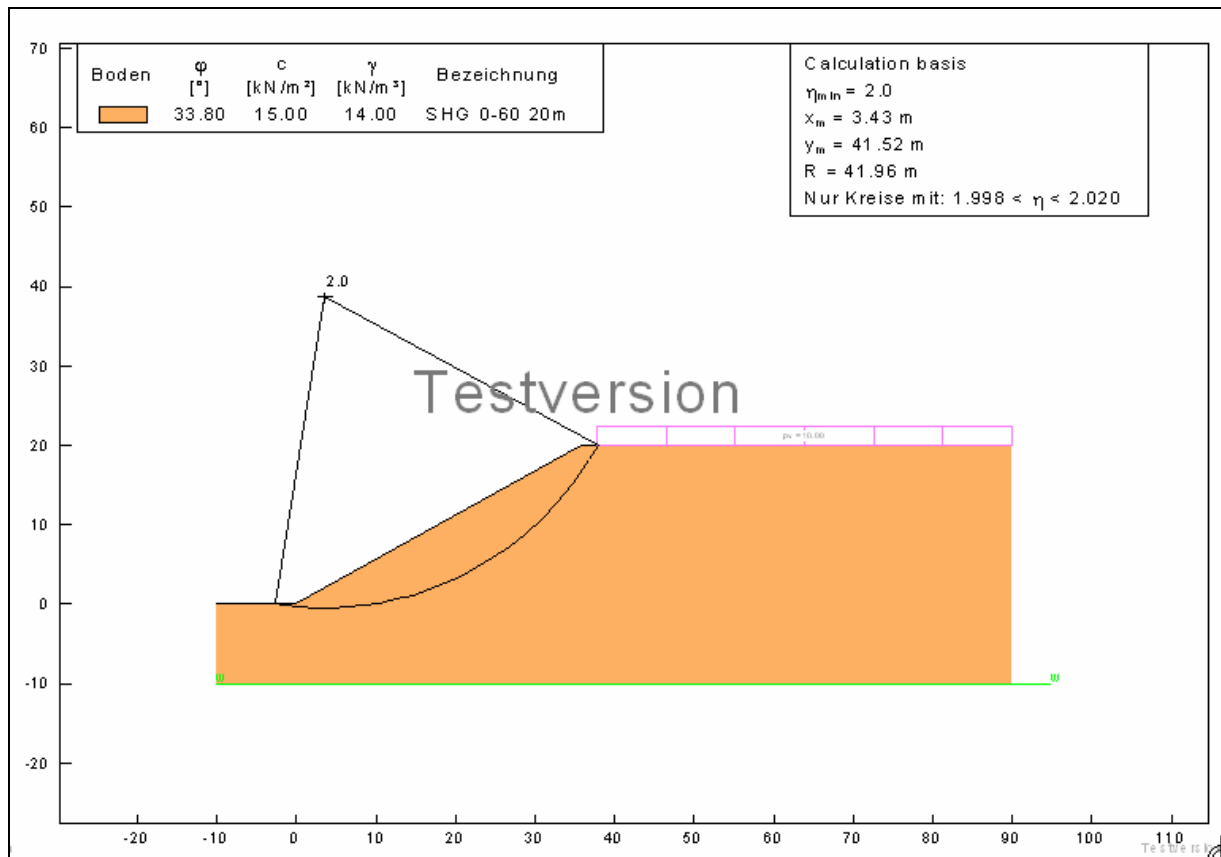
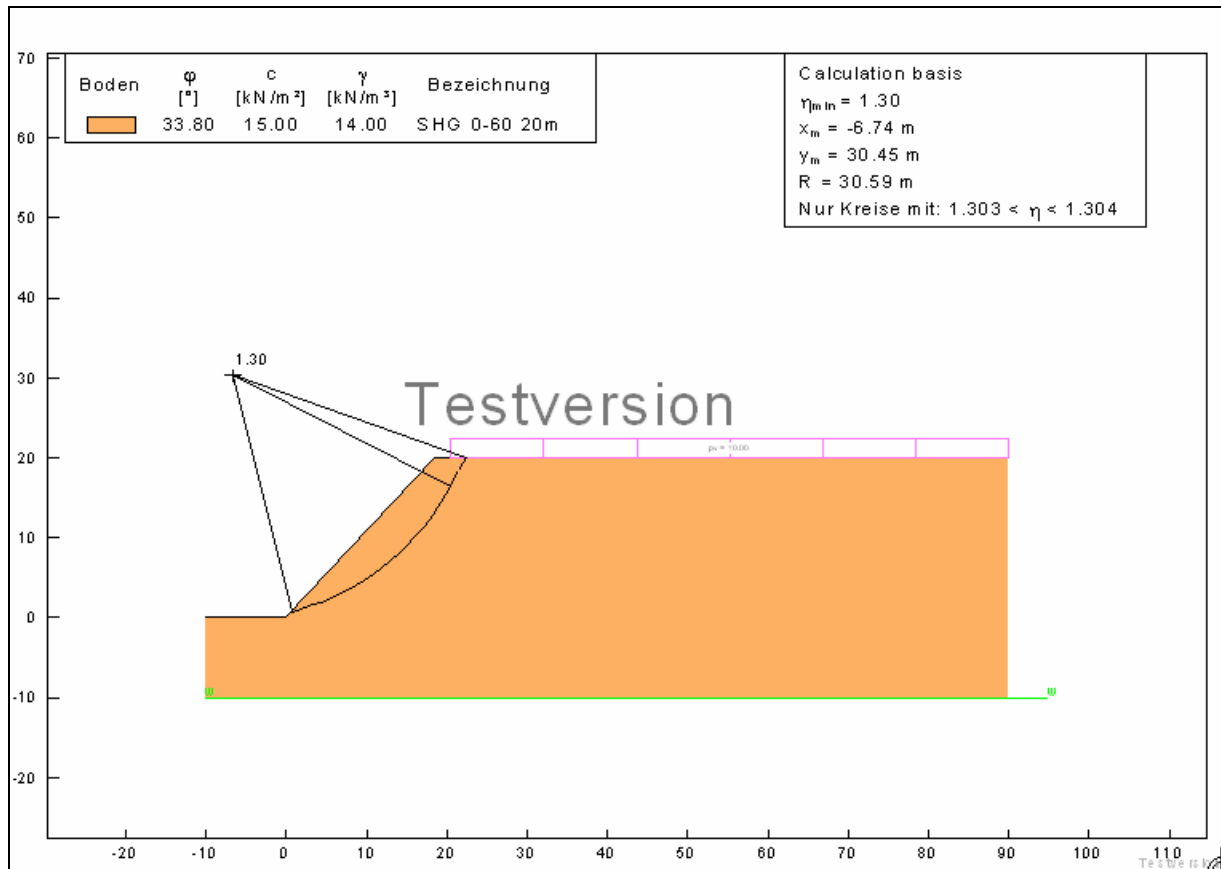


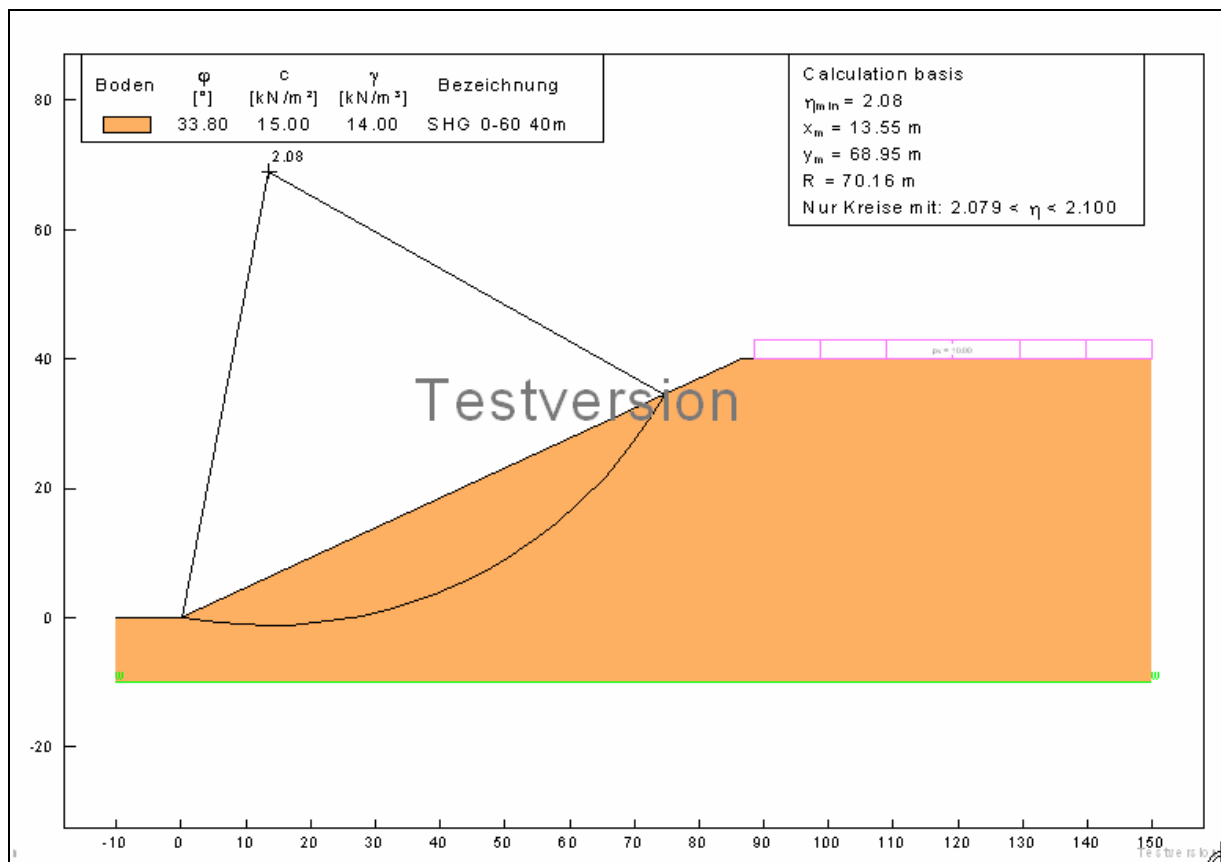
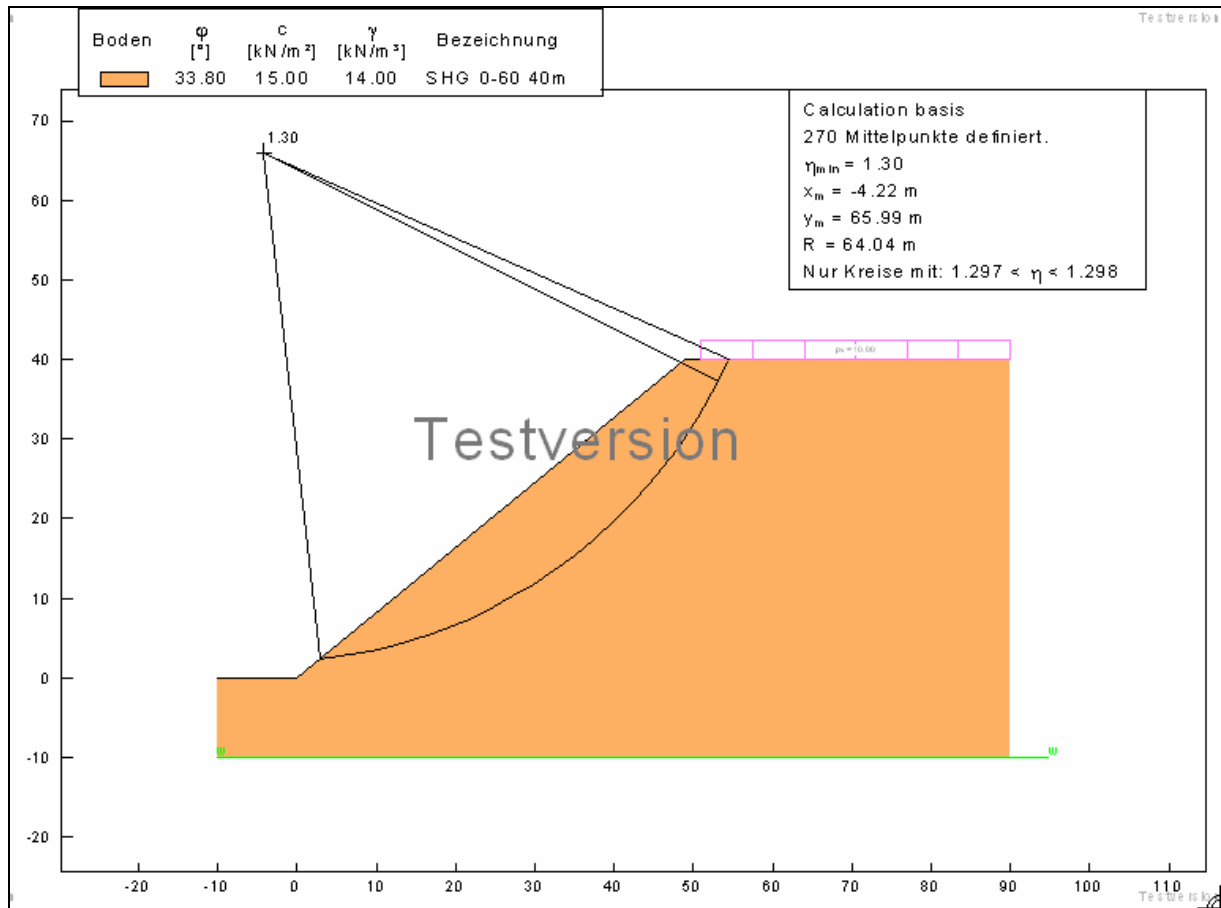












11 Wissenschaftlicher Werdegang

Hochschulabschluß:

27.10.1992 Diplom-Geograph, Universität Göttingen Nebenfächer Geologie und Bodenkunde. Diplomarbeit: Salzböden auf dem Plateau Bujaraloz-Sastago

Berufstätigkeit:

1.4.1993 - 28.2.1997 Projektingenieur bei der AEW Plan GmbH für Abfall, Energie, Wasser, Niederlassung Hannover

1.3.1997 - 30.9.1999 Projektleiter Abfallwirtschaft bei der GfL Planungs- und Ingenieurgesellschaft mbH, Bremen

1.10.1999 - 31.12.2003 Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik (ISAH) der Universität Hannover. Dissertation: Bedarf, Konstruktionsgrundlagen und Betrieb von Deponien für mechanisch-biologisch behandelte Restabfälle in Deutschland.