

**Methanemissionen aus passiv entgasten
Deponien und der Ablagerung von
mechanisch-biologisch behandelten Abfällen
- Emissionsprognose und Wirksamkeit der
biologischen Methanoxidation -
Schlussbericht**

Erstellt durch

Dr.-Ing. Dipl.-Geogr. Matthias Kühle-Weidemeier*

Dipl.-Ing. Heinz Bogon**

* Wasteconsult international
Robert-Koch-Str. 48B
30853 Langenhagen
www.wasteconsult.de

** Beratender Ingenieur
Marschstr. 24
31525 Neustadt am Rbge.
www.oekobauconsult.de

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

FKZ: 360 16 015

Dezember 2008

Inhalt

1	Aufgabenstellung und Vorgehensweise	1
1.1	Aufgabenstellung	1
1.2	Nationale Besonderheiten in der deutschen Abfallwirtschaft	1
1.3	Methodische Vorgaben	2
1.4	Vorgehensweise	2
2	Grundlagen der biochemischen Methanoxidation	3
2.1	Anforderungen an methanoxidierende Systeme	3
2.2	Temperatureinfluss auf die Methanoxidation	5
2.3	Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Methanoxidation	7
2.4	Einfluss von Luftdruckänderungen	8
2.5	Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Methanoxidation	10
2.5.1	Einführung	10
2.5.2	Diffusion von Sauerstoff in ungestörten Bodenproben	11
2.5.3	Einfluss der Verdichtung auf die Diffusivität	11
2.5.4	Einfluss des konvektiven Deponiegasstroms auf die Diffusion von Sauerstoff in Deponie-Abdeckschichten	12
2.6	Methanabbaukapazität von Substraten	14
2.7	Funktionsdauer biologischer Methanoxidationsschichten	16
2.8	Pedogenetische Prozesse	17
2.9	Übersichtsdarstellung der Einflussfaktoren bei optimierter Methanoxidation	17
3	Methanbildungspotenzial älterer Deponiebereiche	20
3.1	Begriffsdefinition Schwachgas	20
3.2	Berechnungsmodelle zur Deponiegasprognose	22
3.3	Reale Überwachungsdaten	26
3.4	Modellkalibrierung und statistische Unsicherheiten	30
3.4.1	Wasserhaushalt von Siedlungsabfalldeponien	30
3.4.2	Zeitlich und räumlich variables Emissionsverhalten von Deponien	32
4	Methanbildungspotenzial mechanisch-biologisch behandelter Abfälle	35
4.1	Literaturlauswertung	35
4.1.1	Grundlagen	35

4.1.2	Änderung der Deponiegaszusammensetzung im Verlauf des Abbauprozesses	36
4.1.3	Gasprognose von Felde 1999	36
4.1.4	Messungen der Gaszusammensetzung und Prognose der Gasproduktion durch Reinert et al.	37
4.1.5	Versuche mit Deponiesimulationsreaktoren und Großlysimetern	40
4.1.5.1	Gasmenge	41
4.1.5.2	Gaszusammensetzung	44
4.1.6	Langzeitversuche in Deponiesimulationsreaktoren an der TU Darmstadt	44
4.1.6.1	Material und Versuchseinrichtung	44
4.1.6.2	Gasmenge	45
4.1.6.3	Gaszusammensetzung (Hauptkomponenten)	49
4.1.7	Deponiesimulationsreaktoren am Fraunhofer Institut	53
4.1.8	(Offene) Lysimeter an der Universität Essen	56
4.1.8.1	Lysimeter und Material	56
4.1.8.2	Gaszusammensetzung	57
4.1.9	Deponie Erbenschwang	58
4.1.9.1	Material und Messungen	58
4.1.9.2	Gasmenge	58
4.1.9.3	Gaszusammensetzung	58
4.1.9.4	MBA-Deponien in Niedersachsen	59
4.1.10	Reaktor mit Output der MBA Lüneburg	59
4.1.11	Lysimeter mit MBA-Material in Finnland	59
4.1.12	Emissionsprognosemodell für MBA-Deponien von Danhamer (2002)	61
4.2	Im Rahmen des aktuellen Vorhabens durchgeführte Umfragen	64
4.3	Gaszusammensetzung in Labortests mit MBA-Output	65
4.4	Zusammenfassung und Bewertung	66
5	Halbwertszeiten bzw. Reaktionskonstanten unter Deponiebedingungen	68
5.1	Grundlagen	68
5.2	Eingangsparameter für die Emissionsprognose bei MBA-Abfällen	68
5.2.1	Gaszusammensetzung	68
5.2.2	Halbwertszeit	70
5.3	Zusammenstellung weiterer Literaturdaten für verschiedene Abfälle	72
6	Ableitung von Vorschlagswerten zur Reaktionskonstante	76
7	Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation in offenen Einbaubereichen von MBA-Abfällen	82

7.1	Literaturlauswertung	82
7.2	Wirksamkeit biologischer Methanoxidation in abgedeckten Bereichen von MBA-Deponien (Deponie Singhofen)	83
8	Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation bei Deponien mit geringer Restgasentwicklung	85
8.1	Säulenversuche	85
8.2	Einfluss des Klimas auf die Wirksamkeit von Methanoxidationsschichten	92
8.3	Literaturlauswertung Säulen- und Freilandversuche durch Chanton et al.	94
8.4	Literaturlauswertung Freilandversuche	96
8.4.1	Zusammenstellung von Freilanduntersuchungen (Berger, 2008)	96
8.4.2	Deponie Kuhstedt	97
8.4.3	Deponie Gunsleben	98
8.4.4	Finnische Deponien	99
8.4.5	Österreichische Deponien	100
8.4.6	Deponie Fakse, Dänemark	102
8.5	Optimierter Aufbau von Abdeckschichten zur Methanoxidation	104
8.6	Methanoxidation in Kombination mit Oberflächenabdichtungen	105
8.7	BMBF-Vorhaben MiMethox	108
8.8	Zusammenstellung weiterer Ergebnisse	109
8.9	Restemissionen in Feldversuchen mit Methanoxidationsschichten	110
8.10	Vorschläge für Anwendungsbereiche und Auslegung von Methanoxidationsschichten	112
9	Ableitung von Vorschlagswerten zur Methanoxidation	114
10	Modellrechnungen	117
11	Plausibilitätskontrollen und Unsicherheit der Methode	121
12	Zusammenfassung	124
13	Quellennachweise	126

1 Aufgabenstellung und Vorgehensweise

1.1 Aufgabenstellung

Aufgrund der hohen Treibhausgaswirksamkeit des Methans sind die Restgasemissionen aus älteren Deponiebereichen oder der Ablagerung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle für die Einhaltung der Klimaschutzziele nicht vernachlässigbar. Für Deponien, auf denen aktive Gasfassungssysteme an ihre Einsatzgrenzen stoßen, fordert die integrierte Deponieverordnung passive Entgasungsverfahren und Gasoxidationsschichten für eine weitergehende Emissionsminderung.

Ziel des Projektes ist die Erarbeitung der fachlichen Grundlagen für die Berechnung der Methanemissionen aus der Ablagerung von MBA-Abfällen und passiv entgasten Deponien. Für die Weiterentwicklung des Berechnungsansatzes gilt es, im Projekt folgende fachliche Grundlagen zu erarbeiten:

- Beschreibung des **Methanbildungspotentials** mechanisch-biologisch behandelter Abfälle
- qualifizierte Schätzung der **Halbwertszeit bzw. Reaktionskonstanten** zur Beschreibung des zeitlichen Verlaufes der Methanemissionen aus abgelagerten MBA Abfällen nach dem First Order Decay (FOD) Modell
- qualifizierte Schätzung der Wirksamkeit der **biologischen Methanoxidation in offenen Einbaubereichen** bei der Ablagerung von MBA-Abfällen
- qualifizierte Schätzung der Wirksamkeit der **biologischen Methanoxidation bei Deponien mit geringer Restgasentwicklung** beim Einsatz von passiven Entgasungsverfahren mit gezielt errichteten Gasoxidationsschichten.

1.2 Nationale Besonderheiten in der deutschen Abfallwirtschaft

Bereits in der TA-Siedlungsabfall (TASi) vom 14. Mai 1993 wurden Grenzwerte für die Ablagerung auf Deponien festgelegt, die bei der „klassischen Hausmülldeponie“ der Deponieklasse 2 insbesondere von Hausmüll und hausmüllähnlichem Gewerbeabfall nur nach einer Vorbehandlung eingehalten werden konnten. Ziel war die Gewährleistung einer schadlosen Ablagerung und mit Hinblick auf das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz von 1993 die Umleitung zahlreicher bisher abgelagerter Abfälle in die Verwertung.

Für die vollständige Einhaltung der in Anhang B der TASi definierten Grenzwerte wurde eine zwölfjährige Übergangsphase bis zum 1.6.2005 eingeräumt, damit die Entsorgungsträger ihre langfristigen Konzepte entsprechend anpassen konnten und ausreichend Zeit für Planung, Genehmigung und Errichtung der benötigten Abfallbehandlungskapazitäten hatten.

Die in Anhang B der TASi für die Deponieklasse 2 festgelegten Grenzwerte, z.B. der Glühverlust von 5 Gew.-%, können vollständig z.B. beim Hausmüll bisher nur durch thermische Behandlung (Müllverbrennung [MVA]) eingehalten werden. Anhang 2 der Abfallablagereungsverordnung (AbfAbIV) vom 1. März 2001 enthielt als Neuerung gegenüber der TASi Zuordnungskriterien für die Deponierung mechanisch-biologisch behandelter Abfälle. Dadurch

stehen de facto die Müllverbrennung und die mechanisch-biologische Abfallbehandlung als Behandlungsoptionen zur Verfügung.

Mit dem 1.6.2005 endete somit die Ablagerung von unbehandelten organischen Abfällen in Deutschland. Mittelfristig werden aus deutschen Deponien somit deutlich weniger treibhauswirksame Emissionen pro Masseneinheit abgelagertem Abfall emittiert werden als in den meisten anderen Staaten.

1.3 Methodische Vorgaben

Der Bericht wurde unter Berücksichtigung der IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories erarbeitet. Folgende Kapitel wurden hierbei besonders berücksichtigt:

- IPCC, 2006:
IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
Volume 1, General Guidance and Reporting
Chapter 3 – Uncertainties
- IPCC, 2006/2007:
IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
Volume 5, Waste
Chapter 3 – Solid Waste Disposal,
corrected chapter April 2007

Ausführliche Erläuterungen zur vorliegend angewandten Methodik enthält Kap. 11.

1.4 Vorgehensweise

Im Rahmen der Recherchen zur Ermittlung der fachlichen Grundlagen wurden deutschsprachige und, soweit verfügbar, internationale Quellen bzw. Projekte berücksichtigt. Hierzu wurden Tagungsbeiträge, Dissertationen, Forschungsberichte und Beiträge in Fachzeitschriften ausgewertet.

Zusätzlich wurden im September 2008 das Global Waste Management Symposium sowie das Intercontinental Landfill Research Symposium in den USA besucht, die beide einen wesentlichen Schwerpunkt auf der biologischen Methanoxidation in Deponieabdeckungen hatten.

Teilweise lagen auch Zusammenstellungen von Daten vor, auf die zurückgegriffen werden konnte, wobei weitgehend auch die Originalquellen gesichtet wurden.

Darüber hinaus wurden bei Bedarf Institutionen befragt, die sich aktuell auch mit Fragestellungen des Projektes befassen oder laufende Forschungsaufträge bearbeiten, z.B.

- Beteiligte am BMBF-Projekt MiMethox,
- ASA e.V. Arbeitsgemeinschaft Stoffspezifische Abfallbehandlung bzw. einzelne Mitglieder
- verschiedene Institute deutscher und österreichischer Hochschulen bzw. Universitäten
- das österreichische Umweltbundesamt

2 Grundlagen der biochemischen Methanoxidation

2.1 Anforderungen an methanoxidierende Systeme

Neben umfangreichen Untersuchungen an Deponieabdeckschichten wurden auch im Bereich anderer Ökosysteme, in denen Methan produziert und ganz oder teilweise wieder oxidiert wird (Tundra, Reisfelder, Seeböden etc.), weitergehende Forschungen dazu durchgeführt. Trotz der Vielzahl von Untersuchungen ist eine Abschätzung der Methanoxidation in Deponieabdeckschichten schwierig, weil Untersuchungen häufig mit einer rein wissenschaftlichen Fragestellung durchgeführt wurden und damit die Ergebnisse nur schwer auf die reale Deponiesituation übertragbar sind. Häufig sind aber auch die Randbedingungen zu wenig beschrieben oder die durchgeführten Laborversuche zu weit von realen Bedingungen entfernt.

Methanotrophe Bakterien setzen das Methan entsprechend Bild 2-1 zu Kohlendioxid um. Dieser Umsetzungsweg über Methanol, Formaldehyd und Formiat ist relativ aufwendig mit einem recht begrenzten Energiegewinn. Die Summenformel für diese Umsetzung lautet:

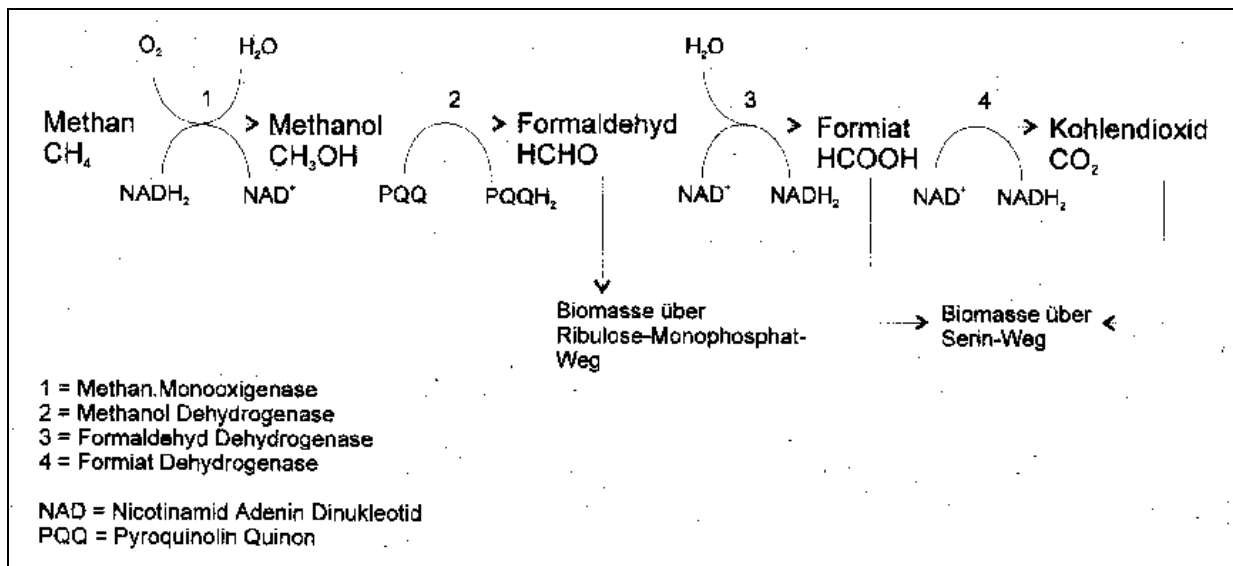


Bild 2-1: Weg der Energiegewinnung über die Oxidationsstufen von Methan zu Kohlendioxid (zitiert von Humer et al., 1997)

Wie aus dieser Gleichung zu erkennen ist, werden pro mol CH_4 -Abbau 2 mol Sauerstoff verbraucht und es werden 2 mol Wasser freigesetzt. Nach einigen Literaturangaben sind Sauerstoffgehalte von mindestens 2% erforderlich.

Obwohl es eine große Zahl von Untersuchungen zur Methanoxidation gibt, sind viele Einflüsse und vor allem deren gegenseitige Beeinflussung bisher nicht quantifizierbar. Aus der Literatur ergeben sich jedoch zusammenfassend die folgenden Randbedingungen für methanoxidierende Bakterien (Ehrig et al, 2000):

- Relativ lange Generationszeit, d.h. geringe Wachstumsrate

- Hohe pH-Toleranz (>5,5 - 8,5)
- Temperaturbereich wird sehr unterschiedlich angegeben (z.T. 20-37 °C, z.T. auch <20 °C)
- obligat aerob
- Erhöhte Ammoniumkonzentrationen behindern die Oxidation (das Enzym Methan-Monooxygenase katalysiert auch NH_4 und führt damit zu einer Konkurrenzsituation und Milieubeeinflussung. Ammoniak führt ebenfalls zur Milieubeeinträchtigungen)
- Das genannte Enzym kann erst bei bestimmten Kupfergehalten die volle Wirkung entfalten, erhöhte Kupfergehalte weisen dagegen Hemmwirkungen auf.
- Die Aktivität der Oxidation steigt mit zunehmenden Methangehalten. Allerdings wird die Oxidation dann begrenzt, wenn auf Grund der gestiegenen Methangehalte kein Sauerstoff mehr vorhanden ist.
- Der Wassergehalt hat einen erheblichen Einfluss auf die Aktivität (Die CH_4 -Diffusion in der Gasphase ist wesentlich größer als in der Flüssigkeitsphase; die Löslichkeit von CH_4 im Wasser ist relativ gering)
- Nach Überschreiten erhöhter Methandurchsatzraten (Verringerung der Kontaktzeiten) sinkt häufig die Umsatzleistung. Dies wird auf begrenzten Diffusionstransport durch den Flüssigkeitsfilm zu den Organismen zurückgeführt.
- Die Anzahl methanoxidierender Bakterien korreliert weitgehend mit der beobachteten Oxidationsleistung
- Angaben über den Einbau des C aus dem CH_4 in die Biomasse schwanken stark (von ca. 20% bis ca. 70%). Bei Messungen des CO_2 als Endprodukt und Maß für die Oxidationsleistung kann die Nichtberücksichtigung dieses C-Verbrauchs zu erheblichen Fehlern führen
- Biologisch verwertbare organische Gehalte im Bodenmaterial erscheinen förderlich für den Oxidationsprozess und die Lebensbedingungen der beteiligten Mikroorganismen (z.B. Zugabe von Kompost o.ä.)
- Unter natürlichen Randbedingungen im Abdeckboden einer Ablagerung treffen die erforderlichen Werte für geringe Methangehalte (wenige %) und ausreichende Sauerstoffgehalte (>2%) nur in einem schmalen Bereich zusammen. Die bisherigen Untersuchungen zeigen, von der Bodenoberfläche ausgehend nach einem kleinen Bereich ohne Methankonzentrationen (damit ohne Oxidierungsaktivität) einen schnellen Anstieg der Oxidierungsaktivität bis zu einem Spitzenwert, evtl. über einige Zentimeter Tiefe gleichbleibende Werte und anschließend ein schnelles Absinken der Aktivitäten. Die bisherigen Messungen zeigen, dass dieser Oxidationsbereich insgesamt maximal eine Mächtigkeit von ca. 20 - 30cm aufweist.

Die Aussagefähigkeit kleinster Versuche im Labor unter abweichenden Randbedingungen (u.a. Raumtemperaturen) ist sicher nicht immer gegeben. Die in der Literatur angegebenen Zahlen sollten deshalb immer mit Vorsicht verwendet werden. Hieraus ist weder ein jahreszeitlicher Verlauf der Oxidationsraten noch die langfristige Oxidation über Jahre oder sogar

Jahrzehnte in einem bewachsenen Bodenkörper (Durchwurzelung, Witterungsbedingungen wie Regen, Schnee oder Trockenheit etc.) abschätzbar.

Unter realen Deponiebedingungen haben die ständig wechselnden Randbedingungen in Raum und Zeit einen erheblichen Einfluss auf die biologische Methanoxidation. Der Idealfall einer gleichmäßigen Anströmung der Oxidationszone mit Methan bei guter Sauerstoffversorgung unter optimalen Feuchtebedingungen wird eher die Ausnahme als die Regel darstellen.

2.2 Temperatureinfluss auf die Methanoxidation

Wie jede biochemische Reaktion ist auch die Methanoxidation stark temperaturbeeinflusst. Die natürlichen Temperaturschwankungen im Boden wirken sich auf das Wachstum der Bakterien aus. Die meisten methanotrophen Bakterien vermehren sich zwischen 20 und 37 °C. Die optimale Temperatur für diese mesophilen Organismen liegt bei > 30 °C.

Verschiedene Untersuchungen haben allerdings gezeigt, dass auch in anderen Temperaturbereichen methanotrophe Bakterien optimale Bedingungen vorfinden können. So hat *Methylococcus capsulatus* eine Maximaltemperatur von 50 °C, *Methylobacter* und *Methylococcus thermophilus* gar eine Optimaltemperatur von 55 °C bei einem Temperaturbereich von 37 bis 62 °C. Versuche in Alaska und in der ehemaligen U.D.S.S.R. haben ergeben, dass auch bei Temperaturen von 6 bzw. 10°C Methanoxidation stattfindet, was auf die Existenz von psychrophilen Stämmen methanotropher Bakterien schließen lässt. Eine aktuelle Untersuchung hierzu liegt z.B. von Zimmermann, 2007 vor. Es konnte gezeigt werden, dass die methanoxidierenden Bakterien in den untersuchten nassen Tundrenböden Sibiriens eine ähnlich große Bedeutung hatten wie in vergleichbaren nassen Böden wärmerer Klimate.

Gebert (2003 und 2007) hat temperaturabhängige Methanabbauraten im Laborversuch für einen Temperaturbereich zwischen 2 – 38 °C ermittelt. Es zeigte sich eine typische mesophile Reaktion, die bei 5° C kaum noch einen Methanabbau zulässt (Bild 2-2).

Weitere Versuche mit bei 10 °C angereicherten Kulturen deuten darauf hin, dass hier psychrophile Organismen mit einem Temperaturoptimum bei 22 °C einen ähnlichen Methanabbau erlauben wie mesophile im höheren Temperaturbereich. Damit ist auch erklärbar, dass eine Methanoxidation auch in arktischen Sedimenten und Tundrenböden möglich ist.

Die Anpassung der Gesamtpopulation an tiefere oder höhere Temperaturen wird teilweise durch eine Verschiebung der Spezieszusammensetzung erfolgen. Unklar bleibt, über welchen Zeitraum eine Temperaturverschiebung wirken muss, um diese Anpassung zu ermöglichen.

Bodentemperaturen ändern sich relativ langsam im Jahresverlauf. Mit zunehmender Tiefe wird die Amplitude geringer, bis bei etwa 10 m Tiefe eine ausgeglichene Temperatur im Bereich der atmosphärischen Jahresdurchschnittstemperatur erreicht ist (in Deutschland je nach Region 7,5 °C – 9,1 °C).

Die Methanoxidationszone im Boden bewegt sich jedoch im Bereich 0 – 1 m Tiefe. Die Tiefe von 63 cm in Bild 2-4 kommt einem typischen Temperaturverlauf in der Oxidationszone bereits recht nahe und deutet darauf hin, dass im ersten Jahresquartal die oberflächennahen Bodentemperaturen nahe dem Gefrierpunkt liegen und im Sommer bis auf 18 °C ansteigen. Sofern in der Deponie noch nennenswert Wärme freigesetzt wird, kann dieser - in unseren Breiten übli-

che - Temperaturverlauf allerdings nicht ohne weiteres für die örtliche Situation übernommen werden.

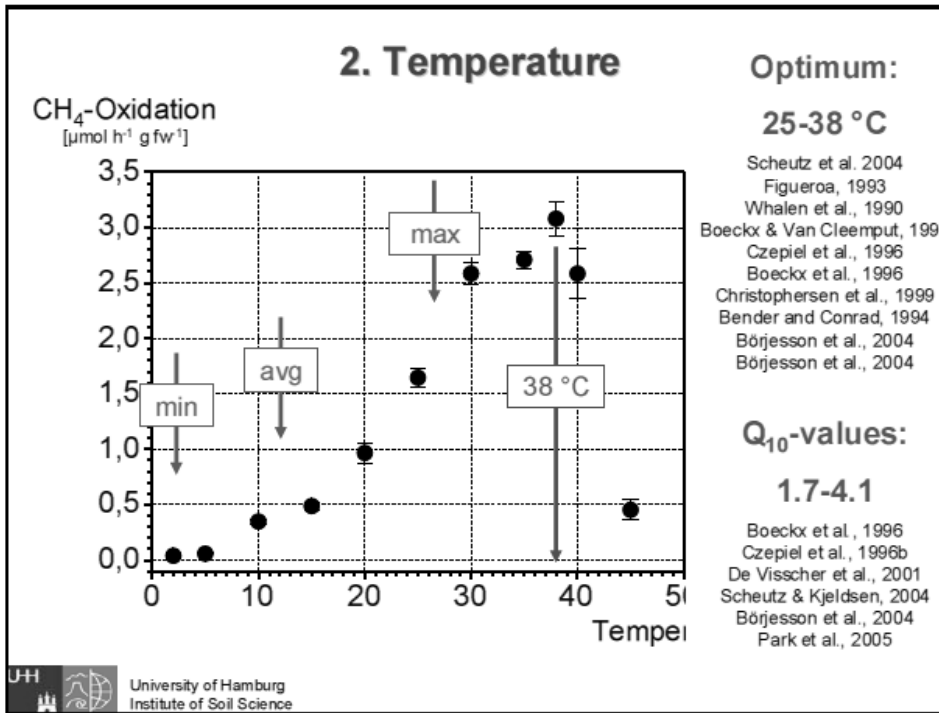


Bild 2-3: Einfluss der Temperatur auf die Methanoxidation (Gebert, 2007)

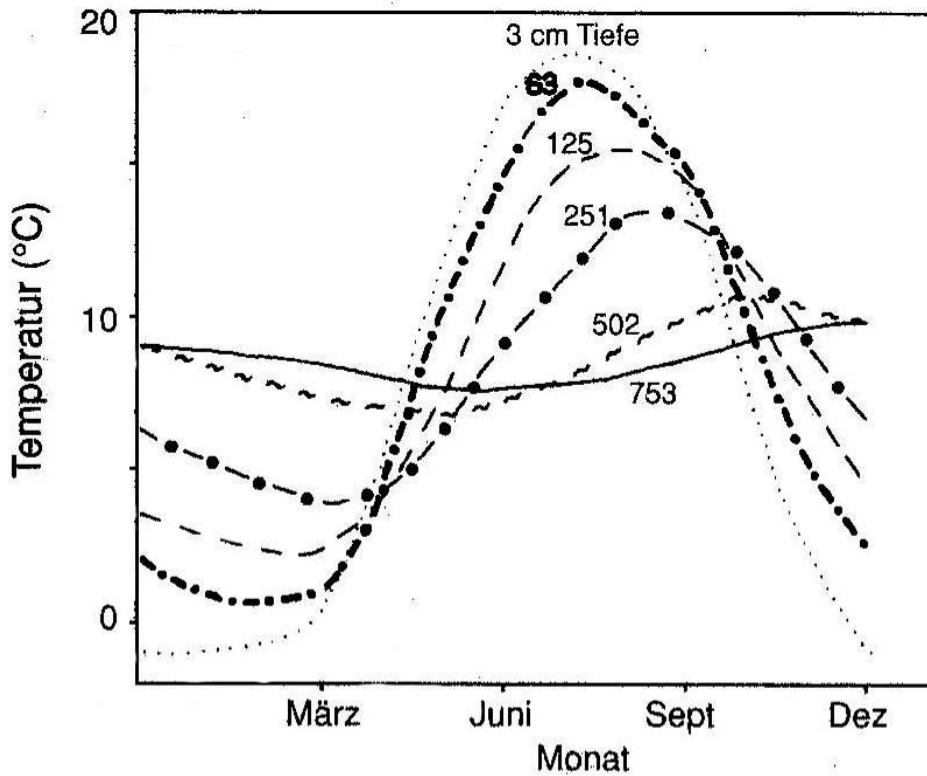


Bild 2-4: Jährlicher Temperaturgang in Abhängigkeit von der Tiefe in einem Boden bei Königsberg (n. Schmidt & Leyst, zitiert in Scheffer et al, 2002)

2.3 Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Methanoxidation

In Bild 2-5 und Bild 2-6 ist beispielhaft der Einfluss des Wassergehaltes des Bodens auf die Oxidationsleistung dargestellt. Dieser Parameter ist zweifellos noch vielschichtiger als der Parameter Temperatur, da Feuchtigkeit für die Mikroorganismen unabdingbar ist, u.a. die Gasbewegung im Boden stark beeinflusst, die Diffusion beider Gase (Methan und Sauerstoff) in Richtung Mikroorganismen bestimmt und insgesamt einen wichtigen Parameter für die Bodenstruktur bildet.

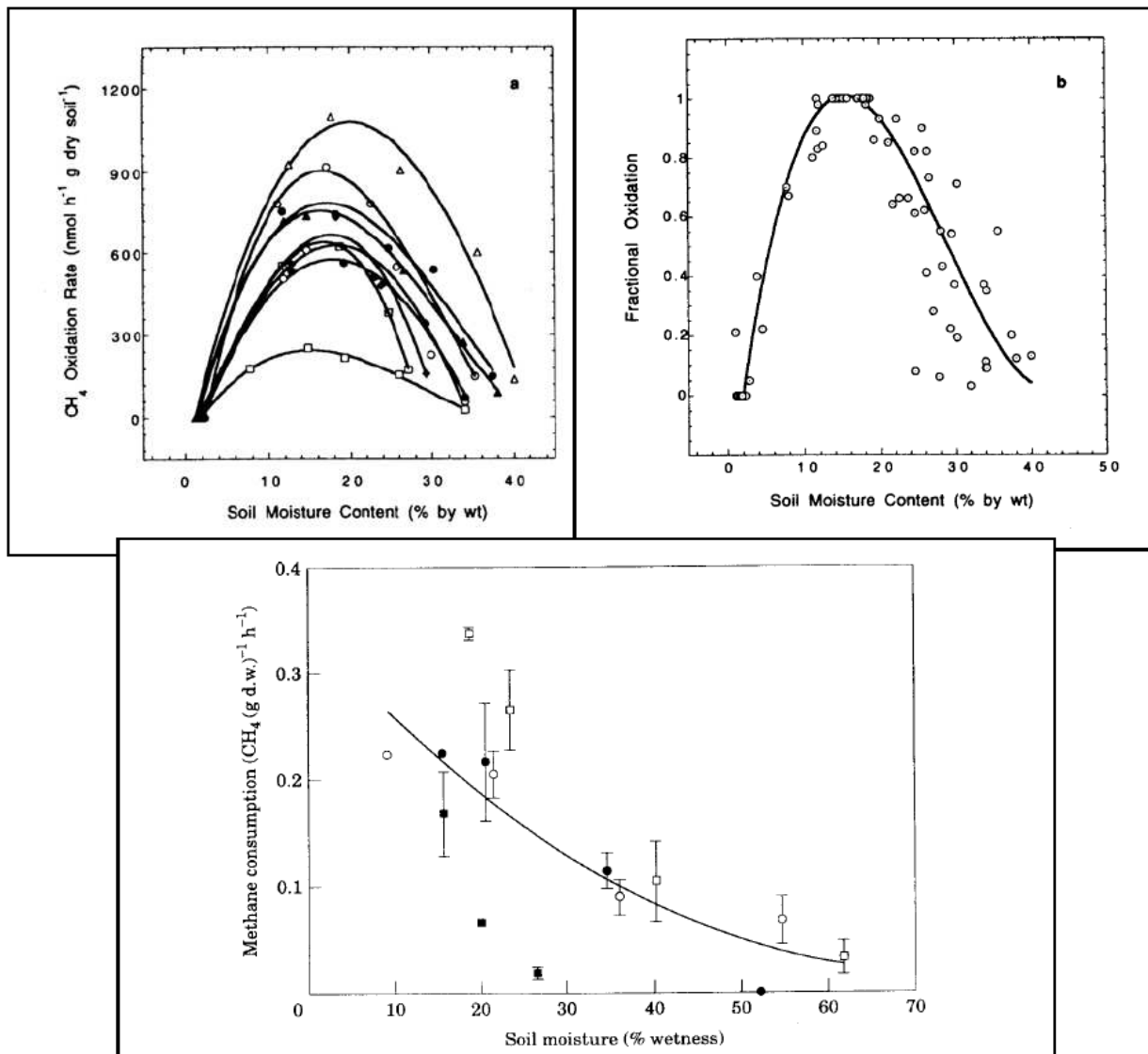


Bild 2-5: Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Methanoxidierungsrate (Czepiel et al., 1996) (a - oben links);
Werte aus a normiert auf eine relative Oxidationsrate von 1 beim optimalen Wassergehalt (b – oben rechts);
Einfluss des Wassergehaltes im Boden auf die Methanumsetzungsrate (Börjeson et al., 1997)(c– unten)
Zusammenstellung nach Ehrig et al, 2000

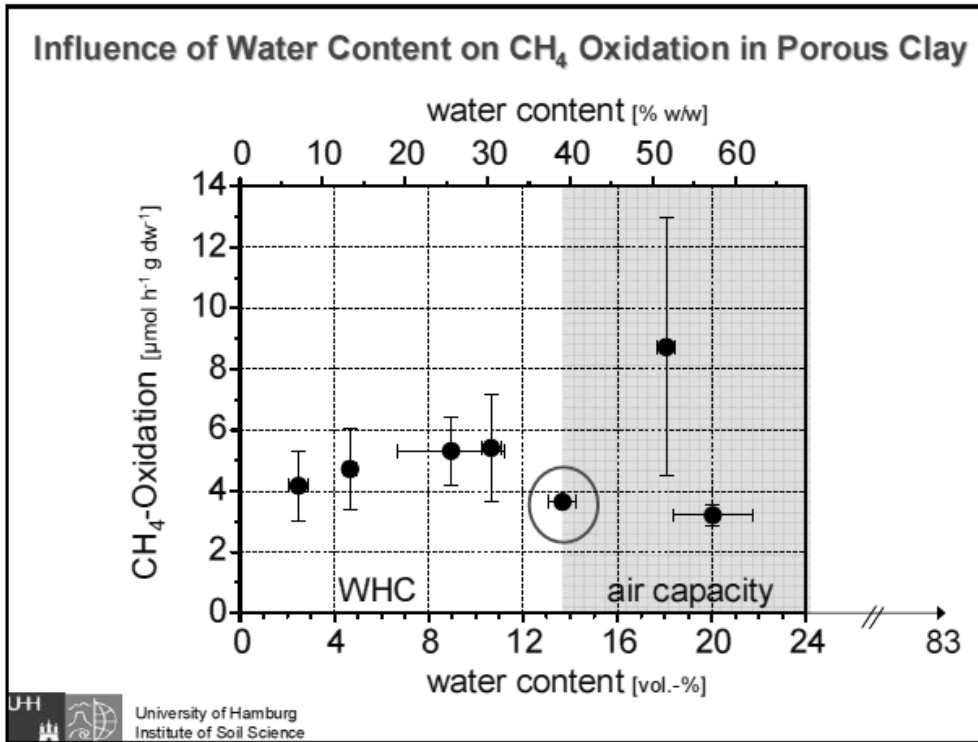


Bild 2-6: Einfluss des Bodenwassergehaltes auf die Methanoxidation (Gebert, 2007)

2.4 Einfluss von Luftdruckänderungen

Auf der Hamburger Hafenschlickdeponie Francop wurde von Gebert, 2004 ein großtechnisches, passives 2-Kammer-Biofiltersystem zur Methanoxidation erprobt. Im umfangreichen Messprogramm wurden auch Differenzdruckmessungen (Luftdruck, Druck des Deponiegases in der Rohgasleitung) durchgeführt. Es wurden hierbei sehr große Einflüsse der Luftdruckänderungen auf das emittierte Gasvolumen ermittelt. Eine grafische Gegenüberstellung von Luftdruck, Differenzdruck, Volumenstrom und Gaszusammensetzung in der Rohgasleitung zum Biofilter ist nachfolgend dargestellt.

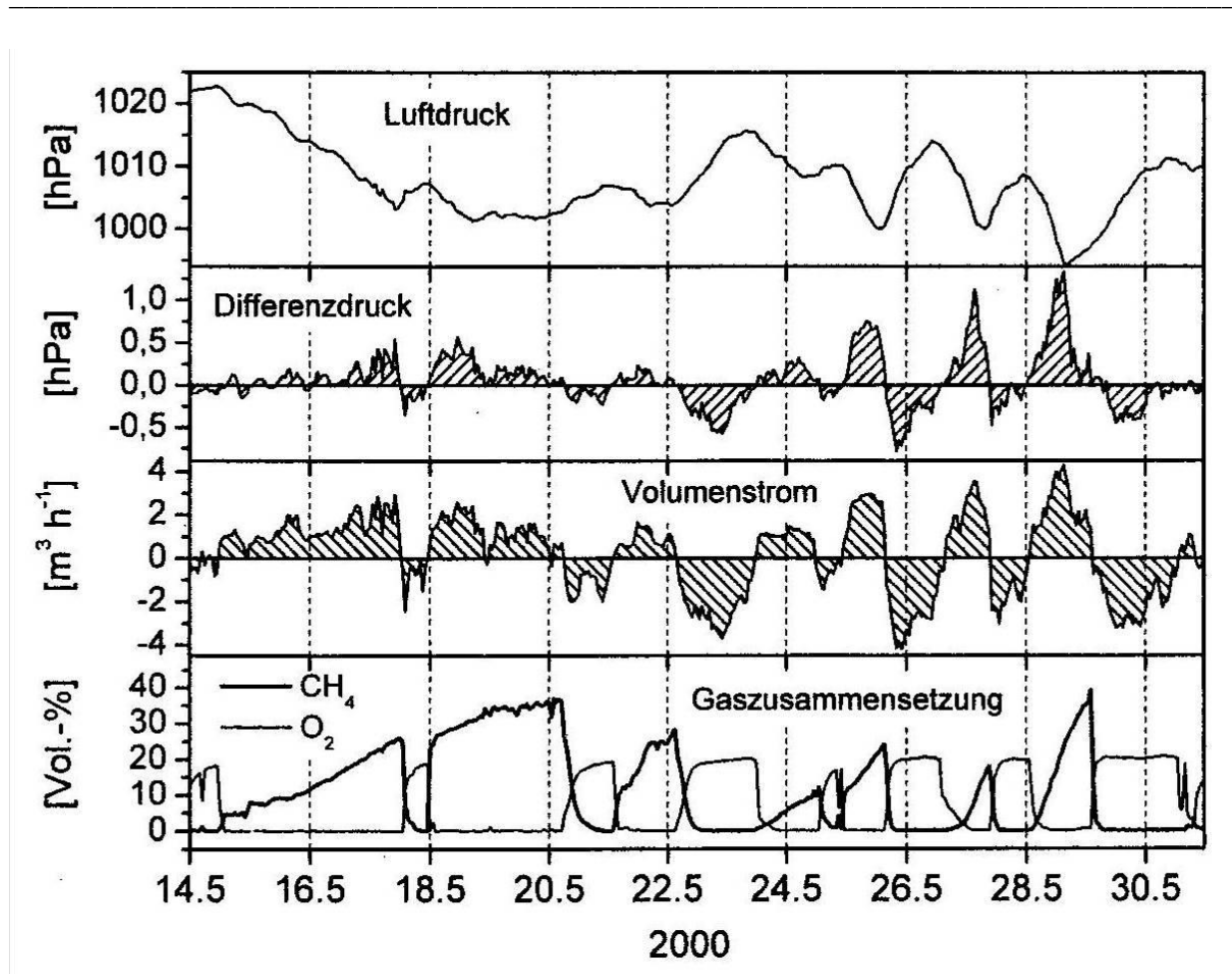


Bild 2-7: Verlauf von Luftdruck, Differenzdruck, Volumenstrom und Gaszusammensetzung in der Rohgasleitung zum Biofilter im Zeitraum 14. – 31.05.00 (Gebert, 2004)

Gebert, 2004 kommt in Bezug auf den Luftdruckeinfluss bei der Methanoxidation im Biofilter zusammenfassend zu folgenden Ergebnissen:

- Zwischen der Druckveränderung der Gase und dem transportierten Volumenstrom besteht ein Zusammenhang. Mit zunehmendem Differenzdruck steigt auch der Volumenstrom.
- Ein Unterdruck in der (aus der Deponie herangeführten) Rohgasleitung gegenüber der Atmosphäre induziert einen Luftstrom in die Deponie, ein Überdruck bewirkt die Emission von Deponiegasen in die Atmosphäre (bzw. hier durch den Biofilter).
- Die Strömungsrichtung des Deponiegases ändert sich demnach häufig. Im Untersuchungszeitraum von etwa 2 Wochen erfolgten 14 Wechsel der Strömungsrichtung.
- Der Volumenstrom hängt prinzipiell von der Druckschwankung bzw. dem Differenzdruck ab. Die Durchlässigkeit des Filtermaterials begrenzt jedoch das pro Zeiteinheit mögliche austauschbare Gasvolumen.
- Mit der Änderung von Volumenstrom und Strömungsrichtung erfolgt auch eine stetige Änderung von Sauerstoff- und Methangehalten in der Rohgaszuleitung. Es gibt kaum Phasen gleichbleibender Methankonzentration.

- Eine Gasemission mit konstant hoher Methankonzentration wurde in 8% des Messzeitraumes ermittelt. Ein Drittel des Messzeitraumes war durch Methankonzentrationen nahe Null gekennzeichnet.
- Damit ist eine konstante Flächenbelastung des Biofilters ausgeschlossen. Die Phasen mit sehr geringem Methananteil sowie die Phasen mit Emissionsspitzen (und Sauerstoffmangel) führen in der Folge zu einer gegenüber einem theoretischen Wert stark verminderten Methanoxidationsleistung. Unter Gewichtung der verschiedenen Phasen ergibt sich **eine mittlere, frachtbezogene Methanabbauleistung von 58%**.
- Lufttemperaturen und Windverhältnisse zeigten keinen nennenswerten Einfluss auf das die Deponiegasemission. Es können hier jedoch kurzzeitige, windbedingte Druckschwankungen vorkommen, die sich nicht unbedingt auf die Systemleistung zur Methanoxidation auswirken.

Die dargestellten Ergebnisse können abgewandelt auf andere passiv angeströmte Systeme der mikrobiellen Methanoxidation übertragen werden, also auch auf sog. Entgasungsfenster in der Rekultivierungsschicht oder für Methanoxidation optimierte Rekultivierungsschichten. Entscheidend ist hierbei die luftdruckbeeinflusste Methanbefrachtung.

Der durch die Emissionsdynamik bewirkte konvektive Eintrag von Sauerstoff in die methanoxidierenden Schichten hat hierbei auch positive Effekte, da dadurch auch höhere Methankonzentrationen bzw. höhere Volumenströme oxidiert werden können.

Im anderen Falle müsste die Sauerstoffversorgung der Mikroorganismen nur durch Diffusion über die Filteroberfläche erfolgen und das System so abgestimmt und im Volumenstrom abgesenkt sein, dass die durch den Konzentrationsgradienten bedingte Diffusionsstromdichte gleich oder größer der entgegen gerichteten Konvektionsstromdichte ist.

2.5 Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Methanoxidation

2.5.1 Einführung

Eine der Grundvoraussetzungen für Methanoxidation in Abdeckschichten ist der diffusive Einstrom atmosphärischen Sauerstoffs. Die Diffusionsrate wird gemäß des 1. Fick'schen Gesetzes durch den Konzentrationsgradienten und die Diffusivität, gegeben durch den effektiven Diffusionskoeffizienten, des Materials bestimmt:

$$J = -D_{\text{eff}} \times dc/dx$$

mit:

J = Diffusionsstrom ($\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$), D_{eff} = effektiver Diffusionskoeffizient (m^2/s),
 dc/dx = Konzentrationsgradient ($\text{mol m}^{-3} \text{m}^{-1}$).

Der Diffusionskoeffizient hängt in starkem Maße vom Anteil des luftgefüllten Porenraumes und damit von der Porengrößenverteilung, von der Verdichtung und vom Wasserhaushalt ab.

Gebert und Gröngröft (2008) führten hierzu Untersuchungen anhand von ungestörten Bodenproben aus Abdeckschichten von 5 Altdeponien durch:

2.5.2 Diffusion von Sauerstoff in ungestörten Bodenproben

Die Proben wiesen eine weite Spanne der Luftkapazitäten von 8 Vol.% bis nahe 40 Vol.% auf. Bild 2-8 zeigt die deutliche Abhängigkeit der effektiven Diffusivität vom Anteil des bei Feldkapazität noch luftgefüllten Porenraums:

Für die untersuchte Spanne steigt der Diffusionskoeffizient mit zunehmendem luftgefülltem Porenvolumen um den Faktor 30. Gröber texturierte Substrate wie **reine, schwach lehmige oder schwach schluffige Sande** sind unter dem Aspekt der Sauerstoffnachlieferung an methanotrophe Organismen damit geeigneter als Tone oder Lehme (Gebert, Gröngröft, 2008).

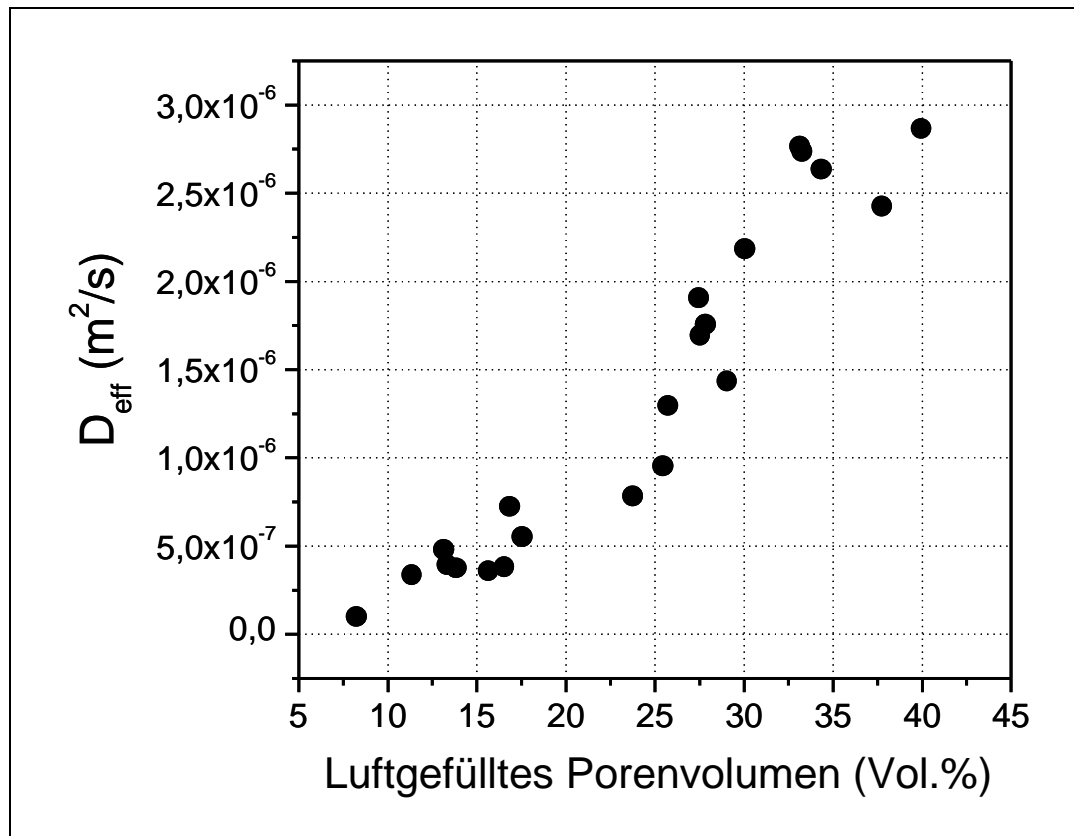


Bild 2-8 Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Diffusivität (Gebert und Gröngröft, 2008)

2.5.3 Einfluss der Verdichtung auf die Diffusivität

Bild 2-9 zeigt den Einfluss der Verdichtung auf den bei Feldkapazität noch luftgefüllten Porenanteil in einem stark lehmigen Sand: bei einer Einbaudichte von 75 % der Proctordichte weist das Material mit 33 Vol.% eine sehr hohe Luftkapazität auf, die mit zunehmender Verdichtung stark abfällt. Bei einem Verdichtungsgrad von 95 % der Proctordichte stehen in dem gewählten Material nur noch etwa 16 Vol.% für den Gasaustausch zur Verfügung. Die Diffusivität variiert für den untersuchten Bereich entsprechend um den Faktor 7. Dies unterstreicht die Bedeutung der Einbaupraxis für die Leistungsfähigkeit eines Materials, das zum Zweck der mikrobiellen Methanoxidation aufgebracht wird (Gebert, Gröngröft, 2008).

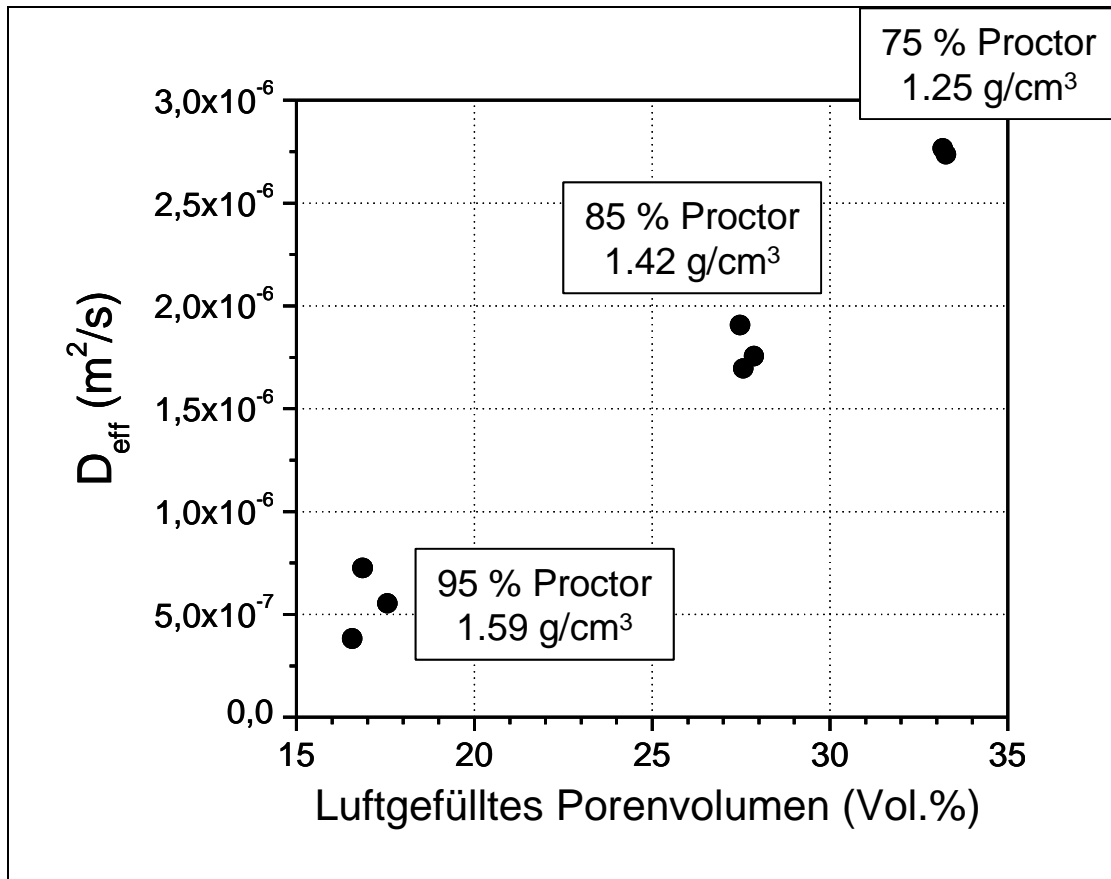


Bild 2-9 Beziehung zwischen Verdichtungsgrad, luftgefülltem Porenvolumen und Diffusivität.

2.5.4 Einfluss des konvektiven Deponiegasstroms auf die Diffusion von Sauerstoff in Deponie-Abdeckschichten

Die sich aus Bild 2-8 ergebende Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Diffusionskoeffizient wurde von Gebert, Gröngröft (2008) als Basis für eine Simulation von Sauerstoff-Konzentrationsprofilen in einer fiktiven Deponie-Abdeckschicht für verschiedene Szenarien konvektiven Deponiegasstroms genutzt (Bild 2-10).

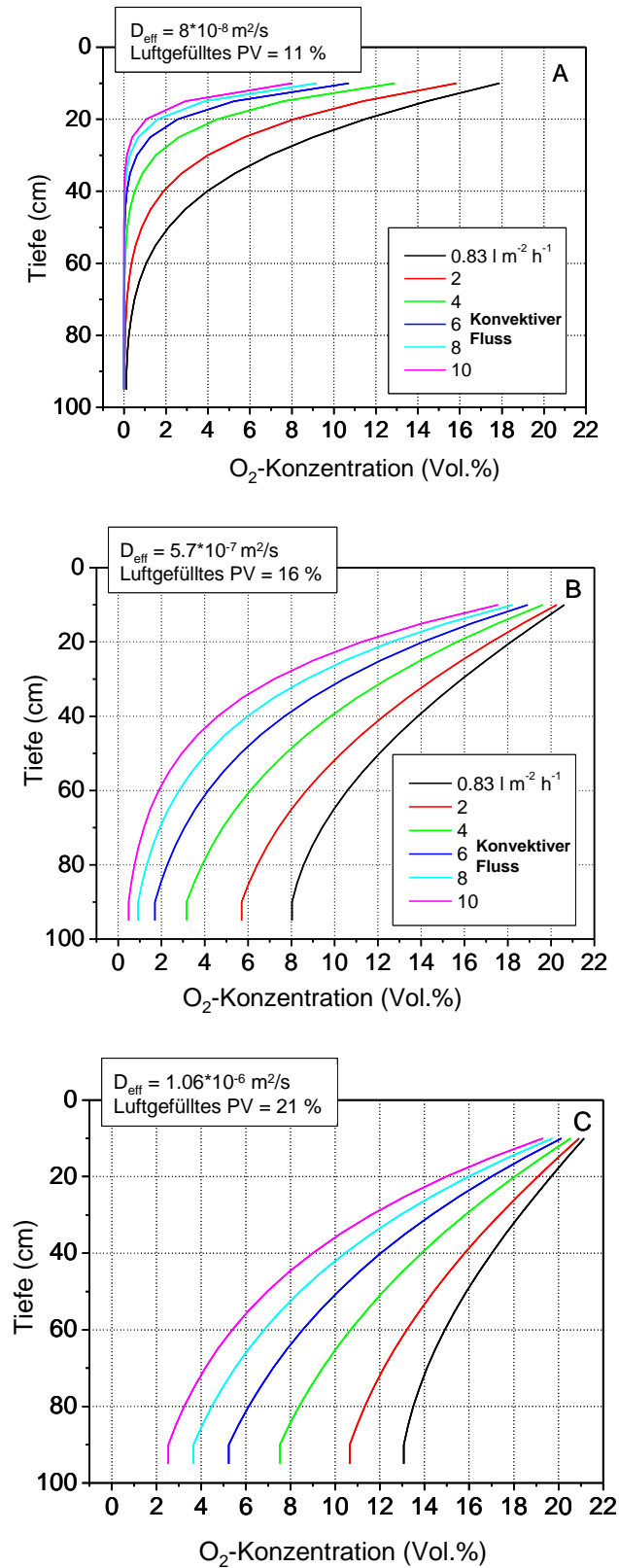


Bild 2-10 Simulation von O₂-Konzentrationsprofilen für Szenarien geringer (A), mittlerer (B) und hoher (C) Diffusivität und verschiedener konvektiver Deponiegasströme (Gebert und Gröngröft, 2008)

Gebert und Gröngröft (2008) schreiben hierzu: *Die Simulationen zeigen die deutliche Abhängigkeit der Ausprägung von Sauerstoffkonzentrations-Profilen in der Bodenluft von der Diffusivität des Substrates einerseits und dem Ausmaß des konvektiven Deponiegasstromes andererseits: die Sauerstoffkonzentration nimmt mit abnehmender Diffusivität und zunehmendem konvektiven Deponiegasstrom ab. Bei geringer Diffusivität (hier: luftgefülltes Porenvolumen = 11 %, A) wird selbst bei sehr geringen Deponiegasflüssen von $0.83 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (entspricht $0.5 \text{ l CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), wie sie derzeit im Referentenentwurf der Integrierten Deponieverordnung als tolerierbare Restgasflüsse vorgesehen sind, eine Konzentration von $> 10 \%$ O_2 nur in den oberen 20 cm erreicht. Eine Luftkapazität von 11 % wird nach AG BODEN (2005) als ‚mittel‘ eingestuft und entspricht z.B. den Eigenschaften lehmiger und schluffiger Sande mittlerer und höherer Lagerungsdichte, stark sandiger Lehme geringer und mittlerer Dichte oder auch Schluffen geringer Lagerungsdichte (siehe auch Bodenkundliche Kartieranleitung, Tabelle 70).*

Aus den gewonnenen Daten lässt sich gemäß des 1. Fick'schen Gesetzes die zur vollständigen Oxidation eines gesetzten Methangasstromes notwendige Diffusivität eines Materials errechnen. Wird die Mächtigkeit des effektiven Methanoxidationshorizontes zum Beispiel mit 40 cm angenommen, und sollen $0.5 \text{ l CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ oxidiert werden, wird gemäß der Reaktionsgleichung für die mikrobielle Methanoxidation ein Sauerstoff-Einstrom von $1 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ benötigt. Bei dem gegebenen konvektiven Gegenstrom von $0.83 \text{ l Deponiegas m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ wird hierfür ein Diffusionskoeffizient von $8 \times 10^{-7} \text{ m}^2/\text{s}$ benötigt, dies entspricht einer Luftkapazität von etwa 18 Vol.% (siehe auch Bild 2-8). Dieses Kriterium würde bei geringer Verdichtung (bis 1.4 g/cm^3) von mittel bis stark schluffigen, lehmigen und tonigen Sanden erfüllt, bei mittlerer Verdichtung ($1.4 - 1.6 \text{ g/cm}^3$) nur noch von schwach schluffigen, lehmigen und tonigen Sanden.

Die Beispiele zeigen, dass Lehme, Schluffe und Tone aufgrund ihrer deutlich geringeren Luftkapazitäten und der damit einhergehenden verminderten Sauerstoffnachlieferung an die methanotrophen Organismen als Substrat einer Methanoxidationsschicht wenig geeignet sind.

Böden von geringer Diffusivität (feiner texturierte und/oder verdichtete Böden) sind demnach als Methanoxidationsschicht ungeeignet, da die diffusive Sauerstoffversorgung der methanoxidierenden Bakterien den Prozess limitieren kann.

Daten zur Diffusivität in Abhängigkeit von Textur und Verdichtungsgrad können als Kriterium zur Auswahl von aus bodenphysikalischer Sicht geeigneten Materialien zur Verwendung als Methanoxidationsschicht auf Deponien dienen.

Sind Bodenart, Lagerungsdichte, Humusgehalt und Skelettanteil der Abdeckschicht bekannt, kann die vorhandene Luftkapazität berechnet und damit der auf der Fläche maximal oxidierbare Methanstrom abgeschätzt werden.

2.6 Methanabbaukapazität von Substraten

Im Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten, Huber-Hummer et al, 2008, wird empfohlen, die Methanabbaukapazität von Substraten vor einer großtechnischen Realisierung labortechnisch zu ermitteln.

Ein Material kann als geeignet beurteilt werden, wenn die unter idealen Laborbedingungen ermittelten Methanabbauraten nach einer etwa ein- bis zweiwöchigen Adaptionsphase möglichst konstant bei 100% liegen (d.h. das gesamte zugeführte Methan entsprechend der zu erwartenden Emissionssituation der Ablagerung sollte abgebaut werden). Bei Steigerung der Methanzufuhrmenge auf das Doppelte der vor Ort zu erwartenden Gasmenge sollten die Abbauraten 70 - 80 % nicht unterschreiten.

Tabelle 2-1 Vergleichend auf Methanoxidationskapazität untersuchte Materialien mit einigen relevanten Charakterisierungsparametern (Huber-Humer et al, 2008)

m = Median(Mittel), Min – max = Wertespanne vom kleinsten bis größten Messwert;
LPV= luftgefülltes Grob-/Mittelporenvolumen ermittelt durch Wassereinstaumethode in den Versuchssäulen

Material	Zusatz-Info	TOC	NH ₄	AT ₇	LPV	Versuchsdauer	Adaptionszeit	CH ₄ – Zufuhr	Oxidation (%)	
									min-max	m
Müllkompost 1	--	16,8	5	--	31	22	4	230	55 - 100	95
Müllkompost 2	Frischer Kompost	14	80	9,8	27	187	Nicht erreicht	250	13 - 100	53
Müllkompost 3	Reifkompost	12,2	38	4,5	26	187	12	250	43 - 100	100
Müllkompost 4	Gute Struktur	14,8	7	6,8	32	84	5	300	62 - 100	98
Müllkompost 5	--	16,3	105	7,1	29	56	6	250	62 - 100	100
KS-Kompost 1	--	12,9	56	6,9	29	45	10	250	50 - 100	100
KS-Kompost 2	Reifkompost	13,7	8	2,7	29	53	5	250	87 - 100	100
KS-Kompost 3	Hoher NH ₄ ⁺ gehalt, NO ₂ ⁻	16,4	1200	6,2	40	35	Nicht erreicht	130	5 - 71	35
KS-Kompost 4	Hohe CH ₄ -Zufuhr	13,3	4	1,9	34	84	20	300	54 - 96	85
KS-Kompost 5	Gute Struktur	14,1	1	1,1	47	32	10	250	27 - 100	100
Boden 1	Sehr feinkörnig	3,3	7	0,2	12	51	10	250	35 - 47	42
Boden 2	Gartenerde hohe CH ₄ -Zufuhr	2,6	1	0,2	27	84	15	300	51 - 100	97
Boden 3	Mineralische Deponieabdeckung	0,9	1,1	0,3	35	36	16	60	0 - 35	19
MIX 1	70% KSK1 + 30% Sand	7,7	3	4,8	26	55	32	250	50 - 100	85
MIX 2	70% KSK2 + 30% Sand	7,8	4	1,9	29	53	Nicht erreicht	250	35 - 100	75
MIX 3	60% KSK3 + 40% Boden2	10,2	451	2,5	38	35	Nicht erreicht	130	0 - 58	37
MIX 4	60% KSK4 + 40% Boden2	7,0	2	0,8	31	72	9	300	51 - 100	83
MIX 6	70% Müllkompost5 + 30% Sand	8,1	50	3,0	25	56	4	250	51 - 100	100
MBA-Material	Aerob stabilisiert, <20 mm	17,3	218	15,9	19	72	17	280	60 - 80	71
Altlastenmaterial 1	ca. 15 Jahre alter Müll, <20 mm abgesiebt	3,0	84	2,4	21	59	15	250	15 - 70	45
Altlastenmaterial 2	Altlastenmaterial 1 + 30% Strukturmaterial	7,7	108	11,4	31	59	15	250	20 - 80	60

In Tabelle 2-1 sind beispielhaft einige Materialien hinsichtlich ihrer Abbauleistung und relevanter Charakterisierungsparameter (Organikgehalt, Ammoniumgehalt als möglicher Hemmer, Reifeparameter, und das LPV als ein wesentlicher physikalischer Kennwert) zusammengefasst. Die min-Werte in der Tabelle stellen vorwiegend die Oxidationsraten während der Adaptionsphase (lag-Phase) zu Beginn der Untersuchungen dar.

Die Werte sind unter gleichen, optimalen Laborversuchsbedingungen ermittelt worden und erlauben demzufolge einen direkten Vergleich unterschiedlichster Substrate.

Zunächst vorteilhaft erscheinen hierbei zunächst Substrate mit Kompostbeimischung (Reifekompost), welche Oxidationsleistungen bis 250 – 300 l/m² d aufweisen. Bei Boden 3 (nicht näher beschriebene mineralische Deponieabdeckung) wird hingegen bei einer CH₄-Zufuhr von 60 l/m² d nur noch eine mittlere Oxidationsrate von 19% erreicht. MBA-Material < 20 mm wiederum weist eine deutlich höhere Oxidationsleistung auf, die eher im Bereich der untersuchten Komposte liegt.

Aus diesen Kurzzeit-Laborversuchen ist allerdings noch keine Aussage zur Langzeiteignung von Substraten abzuleiten. Der Vorteil der Zumischung von Reifekompost kann sich nach einiger Zeit stark relativieren, wenn die organischen Anteile des Substrats im Boden abgebaut werden und das Substrat somit sein Luftporenvolumen bzw. seine Luftdurchlässigkeit weitgehend verliert. Gleiches muss auch beim MBA-Substrat unterstellt werden, welches seine anfänglich gute Eignung für Methanoxidations-Biozönose durch Verdichtung und Alterung einbüßen kann.

2.7 Funktionsdauer biologischer Methanoxidationsschichten

Unter ungünstigen Bedingungen kann der Porenraum in der Methanoxidationsschicht drastisch reduziert werden. Damit wird der Sauerstoffeintrag und somit eine Grundvoraussetzung für die Oxidation reduziert oder unterbunden.

Mostafid et al. (2008) untersuchten das Alterungsverhalten von Methanoxidationsschichten in Bezug auf die Durchströmbarkeit. Untersuchungsgegenstand waren 3 Testfelder auf der Deponie des Yolo County, die alle einen hohen Anteil organischer Materialien in der Methanoxidationsschicht hatten.

Tabelle 2-2 Dichtezunahme unterschiedlicher Methanoxidationsschichten auf der Deponie Yolo County (Daten aus Mostafid et al., 2008a)

	Winter 2006	Sommer 2007	Nach 1,5 Jahren
Material	Trockendichte [g/cm ³]	Trockendichte [g/cm ³]	Zunahme der Dichte
Ungesiebter Kompost	0,32	0,56	75%
Mischung aus Kompost und Holzschnitzeln	0,23	0,37	62%
Grünabfall (Gartenabfälle)	0,074	0,28	278%

Die Dichtezunahme in solchen Substraten, mit der eine Reduktion der Durchströmbarkeit verbunden ist, ist nicht weiter überraschend, verdeutlicht aber, in welchem Umfang sich entscheidende Eigenschaften solcher Schichten bereits innerhalb eines kurzen Zeitraums verändern können. Bei rein nativ organischen Substraten oder stark damit angereicherten mineralischen Böden sind daher **deutliche Veränderungen des Oxidationsverhaltens im Laufe der Zeit** zu erwarten. |

Die Permeabilität der Oxidationsschicht kann auch durch das „Zuwachsen“ des Porenraumes mit Abbauprodukten stark herabgesetzt werden. Bei Säulenversuchen mit aktiv durchströmten Biofilterschichten stellte Streese-Kleeberg (2007) fest, dass sich eine Vielzahl von Substraten schnell zusetzte. Dies wurde durch die Ansammlung von exopolymeren Substanzen (EPS) hervorgerufen. Erfolgreich wurde schließlich eine Mischung aus Kompost, Holzfasern und Torf eingesetzt.

2.8 Pedogenetische Prozesse

In Böden enthaltene Feststoffe unterliegen Abbau- bzw. Lösungsprozessen, der Verlagerung durch Einwirkung von freiem Wasser und der Wiederausfällung bzw. Neubildung an anderer Stelle. Dies sind pedogenetische Prozesse, die durch die allgemeinen Faktoren der Bodenbildung (Ausgangsgestein, Relief, Klima, Wasser, Organismen und Zeit) beeinflusst werden (DGGT E2-21, 2006).

Unter dem Einfluss unseres humiden Klimas werden Inhaltsstoffe durch Niederschlag gelöst und mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert. Dort werden sie meist wieder ausgefällt.

Besonders zu beachten sind in dieser Hinsicht Eisen, Schwefel, Calcium bzw. Carbonate und Stickstoff. Nähere Erläuterungen sind z.B. in DGGT E2-21, 2006 nachzulesen.

Letztlich wird auch die organische Substanz im Boden, z.B. in Form von Reifekompost, Veränderungsprozessen und einem weiteren Abbau unterliegen.

Viele dieser Prozesse sind zumindest langfristig geeignet, das Bodengefüge für eine Methanoxidation ungünstig zu verändern.

2.9 Übersichtsdarstellung der Einflussfaktoren bei optimierter Methanoxidation

In der folgenden Darstellung sind die Einflussfaktoren auf eine optimierte Methanoxidation bei passiver Entgasung schematisch zusammengefasst. Der Aufbau optimierter Methanoxidationsschichten basiert auf aktuellen Vorschlägen zur Realisierung und ist ähnlich auch im Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten /Huber-Hummer et al, 2008) zu finden.

Die klimatischen Verhältnisse und die Bodeneigenschaften wirken sich stark auf das Milieu für die methanoxidierenden Bakterien im Hinblick auf Temperatur, Wassergehalt und Sauerstoffversorgung im Jahreszyklus aus. Ebenso bedeutsam ist die Versorgung der Bakterien mit dem Substrat CH_4 . Diese sollte möglichst gleichmäßig erfolgen, was durch inhomogene Anstromverhältnisse, Luftdruckschwankungen, bevorzugte Wegsamkeiten (preferential flow effects), Alterung und ggf. Vernässung/Bodenfrost in der Praxis nicht möglich sein wird.

Die Methanoxidation in Deponieabdeckschichten wird demnach auch bei technisch optimierter Ausführung keinen 100%-igen Methanabbau leisten können, wenn ganze Deponieabschnitte oder Deponien über lange Zeiträume betrachtet werden.

Die Faktoren Raum und Zeit spielen bei der Langzeitbetrachtung zur Abschätzung von Oxidationsfaktoren eine entscheidende Rolle. Ergebnisse aus Säulen- oder Feldversuchen können daher nur bedingt übernommen werden. Unsicherheiten bei der Übertragung auf reale Deponiesituationen resultieren hauptsächlich aus folgenden Gesichtspunkten:

- Inhomogenität des Deponiekörpers, ungleichmäßige Deponiegasbildung räumlich und zeitlich
- von Luftdruckschwankungen abhängige Stärke der Deponiegasemission
- bevorzugte Fließwege, ungleichmäßige Anströmung der Methanoxidationsschicht
- Witterungseinflüsse, die den Sauerstofftransport in den Boden oder die Methanoxidation auf anderem Wege behindern (Frost, Schneedecke, Vernässung, Austrocknung)
- Alterungsverhalten der methanoxidierenden Trägersubstrate

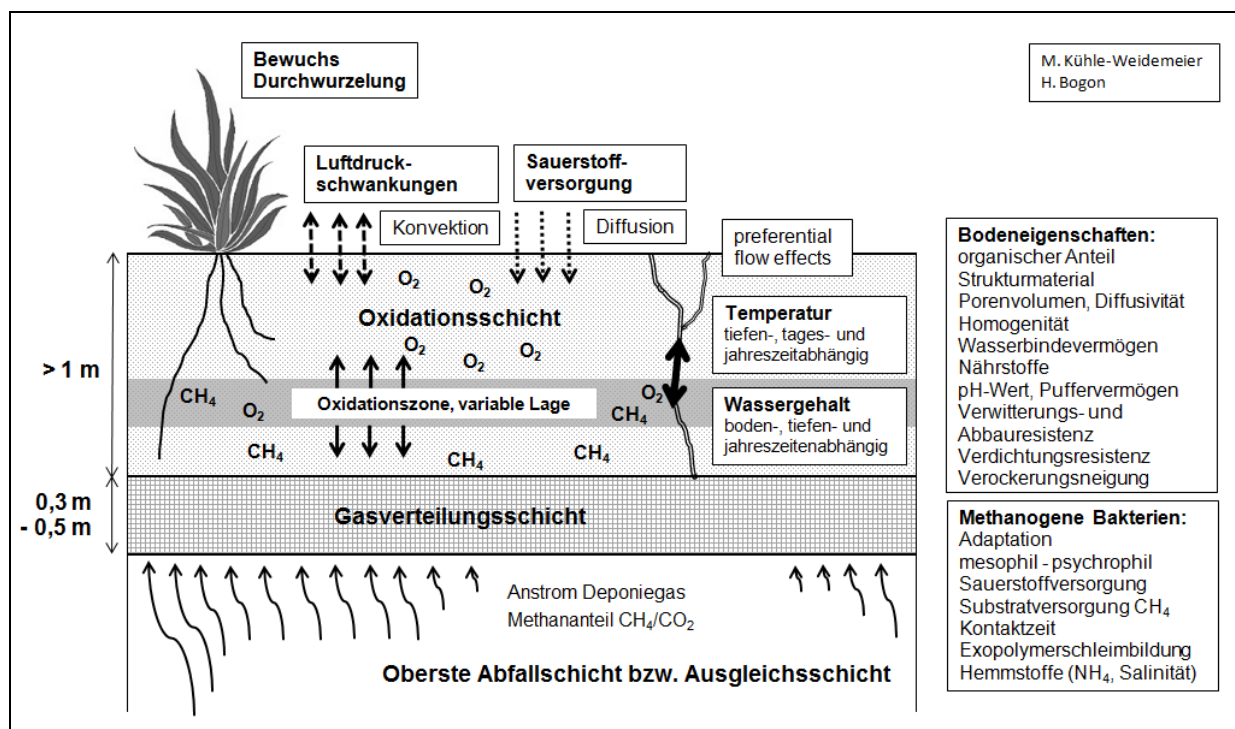


Bild 2-11 Schemadarstellung der Einflussfaktoren auf eine optimierte Methanoxidation bei passiver Entgasung

Pflanzenbewuchs und Durchwurzelung kann sich positiv auf die Methanoxidation auswirken (Gebert, 2008), Bioturbation hingegen wirkt einerseits bodenlockernd, andererseits werden durch wühlende Bodentiere zahlreiche bevorzugte Fließwege geschaffen, die sich nachteilig auf die Gesamtleistung des Systems auswirken. Nach Langzeituntersuchungen von Giani et al, 2002 traten besonders bei Mäusegängen die höchsten Methanemissionen in Deponieab-

deckschichten auf. Bei solchen „Punktquellen“ wird von Emissionsraten bis rund 110 l/m² h berichtet.

Deutlich wird auch, dass mit einer technisch optimierten Methanoxidation auf Deponien in der Stilllegungs- und Nachsorgephase ein nicht unerheblicher Material- und Kostenaufwand verbunden ist. Wenn zusätzlich noch ein Oberflächenabdichtungssystem gefordert ist, so wird dies den Aufwand nochmals vergrößern. Hier ist auch zunächst abzuwarten, wie sich die bereits vorliegenden technischen Lösungen zur Kombination von Oberflächenabdichtungssystemen mit Methanoxidationsschichten in der Praxis bewähren und welche Lösungen hierzu zukünftig noch entwickelt werden.

3 Methanbildungspotenzial älterer Deponiebereiche

3.1 Begriffsdefinition Schwachgas

Eine passive Entgasung von Deponien kommt vor allem dann in Betracht, wenn das fassbare Gas nicht geeignet ist, eine Deponiegasfackel oder einen Gasmotor zu betreiben. Für solches Deponiegas wird der Begriff Schwachgas verwendet. Meist wird dabei nur auf einen niedrigen Methananteil Bezug genommen. Ehrig et al. (2000) weiten den Begriff Schwachgas aber auch auf das Mengendargebot aus und definieren Schwachgas nach 2 Kriterien und erläutern dies folgendermaßen:

Der Begriff Schwachgas wird bisher überwiegend für Gase mit geringen Methangehalten bzw. Heizwerten verwendet. Eine derartige Definition wird aber sicher dem Problem nicht gerecht, da geringe Heizwerte des Deponiegases nur durch eine Reduktion des Methananteils erreicht werden. Dies erscheint aber bisher nur bei älteren und vor allem schwach verdichteten Deponien der Fall zu sein.

Bei neueren Deponien mit großem Volumen und hoher Verdichtung wird Schwachgas sich eher durch erhöhte Methangehalte (= höherer Heizwert), aber durch geringe bis sehr geringe Gasmengen auszeichnen.

Generell müssen 2 Möglichkeiten für die Definition als Schwachgas in Betracht gezogen werden:

- Verminderung des Methangehaltes und Heizwertes durch Zutritt eines fremden Gases (in der Regel Außenluft) unter Verwendung von Sicherheitskriterien für die Eingrenzung. Häufige Grenze für eine thermische Entsorgung **25-38 Vol.-% Methan**.
- Verminderung der Gasmenge unter einen zu definierenden Mengengrenzwert

Im Laufe der letzten Jahre wurden relativ ausgereifte Entgasungstechnologien zur Entgasung von der Gasfassung bis zur thermischen Entsorgung erarbeitet. Wird die untere Leistungsgrenze dieser Systeme erreicht, so wird man sicher von einer Schwachgasproduktion sprechen können. Als Beispiel sei hier eine Fackel mit einer Durchsatzleistung von mindestens ca. 50m³/h genannt, bei deren Unterschreitung das Gas als Schwachgas zu bezeichnen ist. Allerdings kann diese genannte Menge nicht als Konstante gesehen werden, da es bei einer Deponie von z.B. ca. 2 - 3 Mio. m³ mit einer tatsächlichen Gasproduktion von ca. 50 m³/h extrem schwierig, vermutlich unmöglich sein dürfte diese geringe Menge mit einem Entgasungssystem wirklich zu erfassen.

Einen anderen Ansatzpunkt für eine derartige Abschätzung können Ergebnisse aus der Begehung von Deponieoberflächen mit FID-Detektoren darstellen. So werden üblicherweise Konzentrationen von 25 - 50ppm Kohlenwasserstoffe - KW (in Form von Methan) als geringe Emissionen bezeichnet. Geht man von der üblichen, aus Gasboxmessungen abgeleiteten Umrechnung 70 ppm KW = 4 l/m²*h aus, so entspricht dies einer Gasmenge von 1,4 - 2,9 l/m²*h.

Nach Messungen von Flögl ergeben sich zwischen FID- und Gasboxmessungen etwas andere Beziehungen.

Tabelle 3-1 Beziehung zwischen FID-Messwerten und Gasboxmesswerten (Flögl, 2002), zitiert bei Fellner et al, 2003 (MetMes-Studie)

FID-Messung [ppm]	Methanemissionen [g/(m ² h)]	Mittelwert Methanemissionen [g/(m ² h)]
1000-9999	36 - 144	72
100-999	3,6 - 14,4	7,2
10-99	0,36 - 1,44	0,72
0-9	0,036 - 0,144	0,072

Anmerkung: 1 g CH₄ entspricht ca. 1,4 NI CH₄

Des Weiteren könnte die natürliche Oxidation des Methans im Boden als Definitionsgröße für Schwachgas herangezogen werden mit der denkbaren Festlegung, dass Gasmengen, die in Bodenschichten weitgehend oxidiert werden, als Schwachgas bezeichnet werden könnten.

Betrachtet man die beiden zuerst genannten Ansätze, so erscheint es nach Ehrig, et al, 2000 durchaus angebracht **ab etwa einer Gasproduktion 1 m³/t*a** dieses als Schwachgas zu bezeichnen. Dabei muss allerdings betont werden, dass eine Entgasung bis zu diesem Punkt erhebliche Aufwendungen erfordert. So dürfte es zum Erreichen dieses Punktes erforderlich werden die Oberfläche der Deponie abzudichten, um das Eindringen von Luft in das Entgasungssystem so weit wie möglich auszuschließen.

Durch eine derartige Abkapselung wird allerdings der Zutritt von Wasser verhindert und daraus folgend aus Wassermangel die biologischen Prozesse in ihrer Intensität weiter vermindert werden mit der Folge einer weiter absinkenden Gasproduktion. Die daraus resultierende künstliche Produktion von Schwachgas ist aber wenig sinnvoll, da die Produktion über wesentlich längere Zeiträume gestreckt wird und als Folge der geringen Gasmenge nicht mehr thermisch zu CO₂ oxidiert werden kann.

Aus Bild 3-2 geht deutlich hervor, wann bei einer Ablagerung eine von Ehrig et al. (2000) benannte Spanne von ca. 1 m³/t*a bis 0,1m³/t*a unterschritten wird und damit ein Bereich erreicht wird, der mit dem Begriff Schwachgas bezeichnet werden kann. Gleichzeitig ist zu vermuten, dass etwa ab dem Bereich <1 m³/t*a diese Kurve sicher nur noch ein Rechenansatz ist und vermutlich nicht mehr der Realität entspricht, sondern wesentlich flacher verlaufen dürfte. Es ist aber auch daraus zu erkennen, dass dieser Zeitpunkt bei Deponien mit der vorwiegenden Ablagerung von Siedlungsabfällen schon in wenigen Jahrzehnten erreicht ist.

Es lässt sich auch der noch verbleibende Prozentsatz des noch als Schwachgas produzierten Gases abschätzen. Bei den hier dargestellten Halbwertszeiten zwischen 3 und 20 Jahren werden spezifische Gasproduktionen <1 m³/t*a nach 16 - 48 Jahren (22 - 34 Jahre für die üblicherweise angesetzten Halbwertszeiten von 5 - 10 Jahren) erreicht und es sind dann nach diesem rechnerischen Ansatz ca. 97,5 - 81% (95,3 - 90,5%) der Gesamtgasmenge produziert worden.

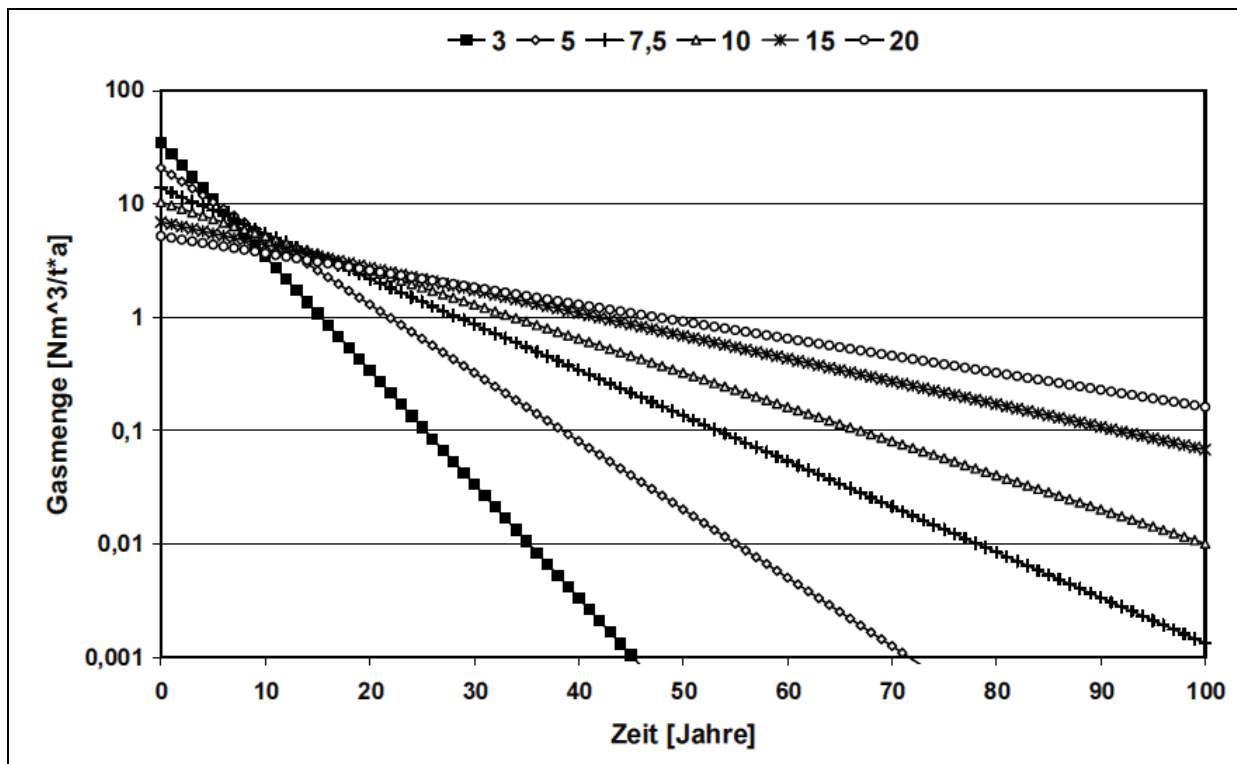


Bild 3-1 Gassummenkurven (m^3/t) über dem Deponiealter in Abhängigkeit von der Halbwertszeit (3-20 Jahre) nach Ehrig et al, 2000

Setzt man als Gasproduktionsrate $<0,5 m^3/t*a$ an, so wird diese Produktionsrate nach 19 - 68 Jahren (27 - 44 Jahre) unterschritten und es sind bis zu diesem Zeitpunkt zwischen 99 - 90,5% (97,5 - 95,3%) der Gesamtgasmenge produziert worden. Danach können ca. 5 - 10% der üblicherweise angesetzten Gesamtgas Mengen dem Produktionsbereich Schwachgas zugeordnet werden.

Auch hier ist zu beachten, dass zu diesen rechnerischen Summen sicher noch 10% (oder mehr) zu addieren sind, die als nicht mathematisch erfassbares Schwachgas im weiteren zeitlichen Verlauf produziert werden könnten.

Damit kann geschätzt werden, dass die Gasmenge, die in Form sehr geringer Produktionsraten **als Schwachgas emittiert werden, etwa 5-20% der Gesamtgasmenge** betragen kann.

Es erscheint nach Ehrig et al, 2000 wenig sinnvoll, den Begriff Schwachgas mit exakten Grenzwerten zu definieren, da die örtliche Situation einer Deponie bestimmt, ob es sich um technisch fassbares Gas oder um Schwachgas handelt. Gasproduktionsraten $<1m^3/t*a$ sollten jedoch grundsätzlich auf die Problematik Schwachgas hin untersucht werden. Dies gilt ebenso für die Produktion von Deponiegas mit $<25 - 38 \text{ Vol.-% Methan}$.

Weitere aktuelle Ansätze zur Definition von „Schwachgas“ sind unter Kap. 7.11 zu finden.

3.2 Berechnungsmodelle zur Deponiegasprognose

In der Praxis werden mathematische Prognose-Modelle angewendet, insbes. Black-Box-Modelle, welche den Abbau- bzw. Gasbildungsprozess lediglich mit Hilfe mathematisch formulierter Abläufe in Kombination mit empirischen Faktoren beschreiben.

Den in der Praxis üblichen Modellen gemeinsam ist die Beschreibung des Abbauperlaufes bzw. der Deponiegasbildung mit einer Funktion 1. Ordnung, wobei teilweise noch Abfallfraktionen unterschiedlicher Abbaugeschwindigkeit berücksichtigt werden. Obwohl dies realitätsnäher erscheint, wird die „Genauigkeit“ einer Deponiegasprognose allein hierdurch nicht wesentlich verbessert.

Tabelle 3-2 Modelle zur Berechnung der Deponiegasbildung, Zusammenstellung nach BAU-MELER et al, 1998

Modell	Vorgaben der Autoren
Tabasaran-Rettenberger-Modell ¹⁾ $G_p = 1,868 \cdot \text{TOC}_{\text{abb}} \cdot (0,014 \cdot T + 0,28) = \text{m}^3/\text{t}$ $G_{(t)} = G_p \cdot (1 - 10^{-(t/k)}) = \text{m}^3/\text{t}$ Deponiegas	$k = 0,04 \text{ a}^{-1}$ $\text{TOC}_{\text{abb}} = 170\text{-}200 \text{ kgC/t}$ $T = 30 \text{ }^\circ\text{C}$
Schweizer-Modell ²⁾ $G_{(t)} = A \cdot (1 - e^{-(t/k_1)}) \cdot e^{-(t/k_2)} = \text{m}^3/(\text{t} \cdot \text{a})$ Deponiegas	$A = 13,61 \text{ m}^3/(\text{t} \cdot \text{a})$ $k_1 = 1,1 \text{ a}$ $k_2 = 15,72 \text{ a}$
Ehrig-Modell ³⁾ $G_{(t)} = G_{\text{tmax}} \cdot e^{-k_1 \cdot (t_1 - t)} = \text{m}^3/(\text{t} \cdot \text{a})$ Deponiegas $G_{(t)} = G_{\text{tmax}} \cdot e^{-k \cdot (t - t_1)} = \text{m}^3/(\text{t} \cdot \text{a})$ Deponiegas	$G_{\text{tmax}} = 100 - 180 \text{ m}^3/\text{t}; \phi 120$ $k = 0,139 \text{ a}^{-1}$ $G_{\text{tmax}} = (G_{\text{tmax}} \cdot k) = 13,9 - 25,0 \text{ m}^3/(\text{t} \cdot \text{a})$ $k_1 = 3,0 \text{ a}^{-1} / t_1 = 3 \text{ a}$
Hoeks-Oosthoeks-Modell ⁴⁾ $G_{(t)} = \sum 0,8 P_i \cdot (1 - e^{-(t/k_i)}) = \text{m}^3/\text{t}$ Deponiegas	$k_a = 0,693 \text{ a}^{-1}; t_{1/2} = 1 \text{ a}$ $k_b = 0,04 \text{ a}^{-1}; t_{1/2} = 15 \text{ a}$
Martimorena-Modell ⁵⁾ $MP_{(t)} = MP_{(0)} \cdot e^{-(t/k_i)} = \text{m}^3/\text{t}$ Deponiegas	

Abkürzungen:

A = Maximale Gasproduktionsrate [$\text{m}^3/(\text{t} \cdot \text{a})$]

k = Geschwindigkeitskonstante [a^{-1}]

t = Ablagerungszeit [a]

G_{max} = Maximale Deponiegasmenge [m^3/t]

G_{tmax} = Maximale Gasbildungsrate [$\text{m}^3/(\text{t} \cdot \text{a})$]

t_1 = Zeitpunkt der maximalen Gasproduktion

k_1 = Zeitkonstante (ansteigender Ast) [a]

k_2 = Zeitkonstante (abfallender Ast) [a]

k_a = Geschwindigkeitskonstante (leicht abbaubar) [a^{-1}]

k_b = Geschwindigkeitskonstante (schwer abbaubar) [a^{-1}]

$MP_{(0)}$ = Deponiegasbildungspotential [m^3/t]

$MP_{(t)}$ = Deponiegasbildungspotential zur Zeit t [m^3/t]

P_1 = Anteil leicht abbaubarer Kohlenstoff [kgC/t]

P_2 = Anteil schwer abbaubarer Kohlenstoff [kgC/t]

G_p = Gaspotential [m^3/t]

G_t = gebildete Deponiegasmenge [m^3/t]

TOC_{abb} = biologisch abbaubarer Anteil Kohlenstoff [kgC/t]

T = Temperatur [$^\circ\text{C}$]

FS = Feuchtsubstanz

- 1) TABASARAN, RETTENBERGER, 1987
- 2) BUNDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ, 1982
- 3) EHRIG, 1986
- 4) HOEKS & OESTHOEKS, 1991
- 5) MARTICORENA ET AL, 1993

In einigen Untersuchungen wurden die Ergebnisse verschiedener Deponiegasprognosemodelle verglichen. Beispielhaft sind im nachfolgenden Bild für die Deponie Fakse (DK) die im Rahmen des Projektes BIOCOVER ermittelten Ergebnisse dargestellt. Es wurden 4 verfügbare Gasprognosemodelle angewendet:

- LandGEM Version 3.02, US EPA
- GasSim version 1.52, UK Environment Agency and Golder Associates
- Multi Phase Model, Dutch waste management company Afvalzorg (AMPM)
- IPCC First Order Decay method, Intergovernmental Panel on Climate Change

Im Rahmen der internationalen Berichtspflichten der Treibhausgase wird vom IPCC die Modellierung nach der First-Order-Decay-Methode (Tier 2) empfohlen, da für das Monitoring die Emissionen möglichst exakt den einzelnen Jahren zugeordnet werden müssen.

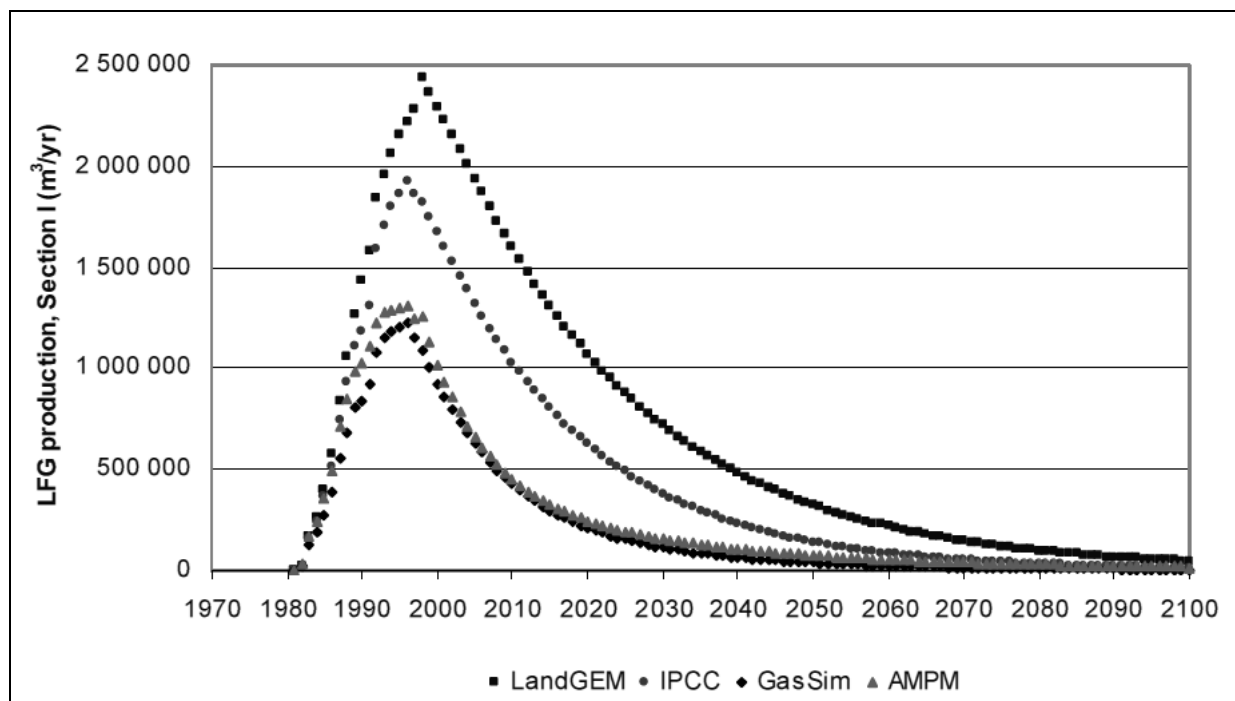


Bild 3-2: Prognostizierte Deponiegasmengen auf der Deponie Fakse (Dk) mit 4 Prognosemodellen (Fredenslund et al, 2007)

Aus der Zusammenstellung in Bild 3-2 wird ersichtlich, dass das Ergebnis einer Deponiegasprognose auch stark vom angewendeten Berechnungsmodell abhängt, innerhalb einer Modellanwendung auch von den mehr oder wenig begründeten Eingangsparametern. Besonders im sog. Schwachgasbereich ist in Frage zu stellen, inwieweit eine herkömmliche Gasprognose hier noch verlässliche Werte liefern kann.

Nachfolgend werden Rechenergebnisse den Messdaten (Emissionsmessungen und aktive Entgasung) aus der METMES-Studie (Fellner et al, 2003) gegenübergestellt und miteinander

verglichen. Eine eventuelle Oxidation des entweichenden Methans in der Oberflächenabdeckung blieb in der ersten Annahme unberücksichtigt.

Die Rechenwerte wurden nach Tabasaran / Rettenberger ermittelt, unter Verwendung folgender Parameter: $TOC_{abb} = 200 \text{ g/kg FS}$, $T=30^\circ\text{C}$, $k=0,035 \text{ a}^{-1}$.

Es zeigt sich, dass bei einem Großteil der untersuchten Deponien (Ausnahme drei Deponien in den USA: Nashua, Landfill D, Landfill E) die Methanbildung mithilfe des Rechenmodells gegenüber den Messwerten überschätzt wird.

Selbst bei Ansatz einer Methanoxidation in der Abdeckschicht von 20% (Bild 3-4) liegt der überwiegende Anteil der Messwerte unterhalb den berechneten Produktionsraten.

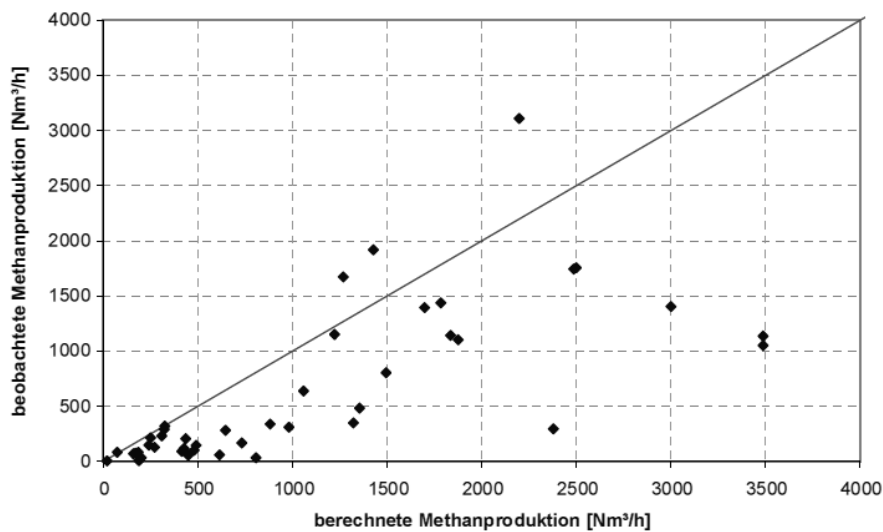


Bild 3-3: Vergleich von berechneter und gemessener Methanproduktion aller Deponien unter Vernachlässigung von Methanoxidation (Fellner et al, 2003)

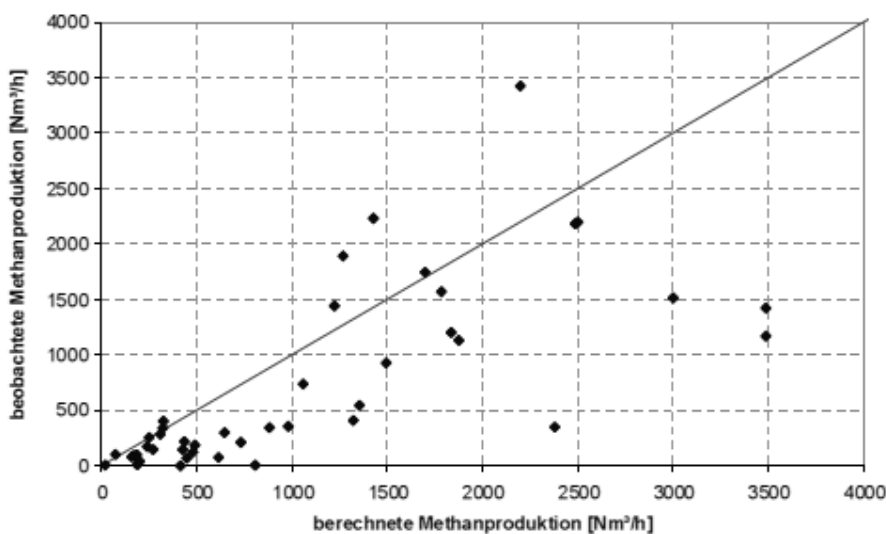


Bild 3-4: Vergleich von berechneter und gemessener Methanproduktion aller Deponien unter Vernachlässigung von Methanoxidation (Fellner et al, 2003)

Die METMES-Studie zeigte, dass es bei Verwendung der üblichen Eingangsparameter bei Deponiegasprognosemodellen zu einer generellen Überschätzung der Methanbildung in Deponien kommt. Im Mittel wird mit dem Rechenmodell gegenüber den Messungen die **doppelte Methanbildungsrate** prognostiziert.

Durch eine Sensitivitätsanalyse wurde außerdem erkennbar, dass vor allem der Gehalt des **abbaubaren Kohlenstoffs TOC_{abb}** das Ergebnis entscheidend beeinflusst. Eine genaue Bestimmung dieser Eingangsgröße ist daher unerlässlich. Eine Halbierung des abbaubaren Kohlenstoffgehalts auf 100 g/kg FS führt im Mittel zu einer guten Übereinstimmung des Mittelwertes von Mess- und Rechenwerten.

Vergleicht man den ermittelten Wert des TOC_{abb} von 90 g/kg FS, bei dem die „beste“ Übereinstimmung des Mittelwertes von Mess- und Rechenwerten erzielt werden kann, mit den Angaben aus Müllanalysen (105 bis 143 g/kg FS), so zeigt sich, dass mittelfristig unter Deponiebedingungen weniger als die von Tabasaran-Rettenberger (1987) angenommenen 70 % der organisch abbaubaren Substanz mineralisiert werden.

Mögliche Gründe für die Diskrepanz zwischen Mess- und Rechenwerten sind nach Fellner et al, 2003:

- geringerer organisch abbaubarer Kohlenstoffgehalt im Haus- bzw. Restmüll als angenommen (200 g/kg FS)
- unvollständige Mineralisierung des organisch abbaubaren Kohlenstoffes, dies kann bedingt sein durch:
 - (lokalen) Wassermangel innerhalb des Deponiekörpers (verursacht durch dichte Oberflächenabdeckung und ungleichmäßige Wasserverteilung)
 - lokale Versäuerung durch organische Säurebildung im Rahmen des anaeroben Abbaus (Åkesson & Nilsson, 1998)
 - teilweise aerobe Mineralisierung des organisch abbaubaren Kohlenstoffes unmittelbar nach Ablagerung (Ehrig, 1989)
 - höhere Methanoxidationsraten in der Deponieabdeckung als angenommen (20%)

3.3 Reale Überwachungsdaten

Im Rahmen der Zielsetzung eines BMBF-Untersuchungsvorhabens (Ehrig et al, 1999) wurde angestrebt, eine möglichst große, über die gesamte Fläche der alten Bundesländer verteilte Anzahl an gut dokumentierten Siedlungsabfalldeponien zu erfassen. Es wurden Daten von insgesamt 78 Deponien berücksichtigt.

In Bild 3-5 sind die spezifisch je t TS und Jahr **erfassten Deponiegasmengen** aufgetragen. Da zugehörige Erfassungsgrade fehlen und auch sonstige Randbedingungen sehr unterschiedlich gewesen sein werden, lässt sich hieraus die potenzielle Deponiegasbildung nicht direkt ablesen. Deutlich wird aber, dass der Schwachgasbereich etwa nach 20 Jahren erreicht sein könnte.

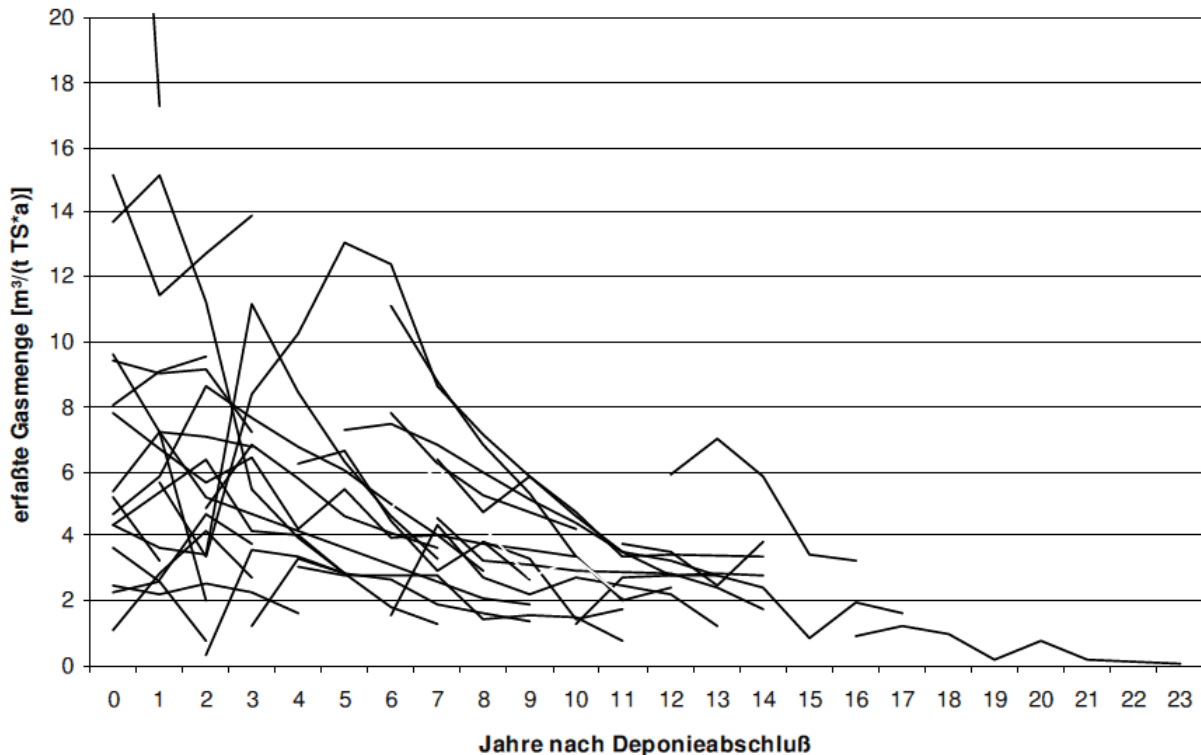


Bild 3-5: Betriebswerte erfasster Gasmengen ($\text{m}^3 / \text{t TS} \cdot \text{a}$) der untersuchten Deponien nach Deponieabschluss (Ehrig et al, 1999)

Auf der Basis dieser Betriebswerte, wurde versucht, überschlägig die mittleren Parameter der Gasproduktion für die erfassten Deponien abzuschätzen. Bei dieser Abschätzung wurden Gasmengen von 40 - 280 $\text{m}^3/\text{t TS}$ (= 28 - 196 $\text{m}^3/\text{t Abfall}$), Halbwertszeiten von 2 - 20 Jahren und Erfassungsraten von 30 - 60% in die Auswertung mit einbezogen.

Die beste Übereinstimmung der erfassten Daten mit den entsprechenden gerechneten Gasproduktionsverläufen nach der Gleichung: $G_t = G_e \cdot k \cdot e^{-k \cdot t}$ ergab das Optimum für die Parameterwerte:

- Gasproduktion $G_e = 280 \text{ m}^3 / \text{t TS}$ bzw. $196 \text{ m}^3 / \text{t Abfall}$;
- Halbwertszeit $t_{0,5} = 3,5 - 6$ Jahre
- Erfassungsrate = 40 - 60%.

Die Darstellung dieser Werte in Bild 3-6 zeigt eine recht gute Übereinstimmung, allerdings auch deutliche Abweichungen insbesondere im Bereich geringer Gasproduktionswerte. Diese Abweichungen deuten auf geringere Gasmengen ($< 280 \text{ m}^3 / \text{t TS}$ bzw. $196 \text{ m}^3 / \text{t Abfall}$) und/oder geringere Erfassungsraten hin.

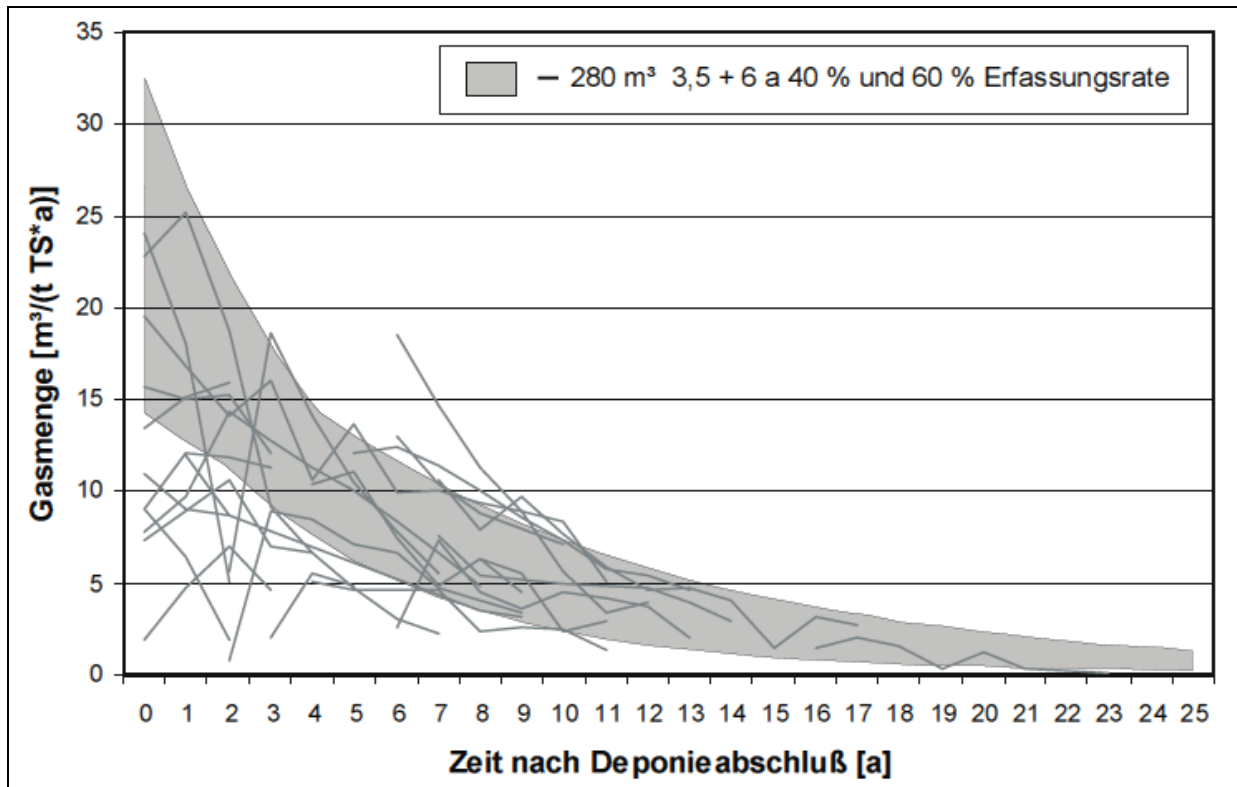


Bild 3-6: Ganglinien der Gasproduktion und grau unterlegt der gerechnete Gasproduktionsbereich mit den angegebenen Parametern (Krümpelbeck, 2000)

Nach ersten Abschätzungen sollte die Produktionsrate $< 0,5 - 1 \text{ m}^3/\text{t Abfall}\cdot\text{Jahr}$ sein, um als Restgas (Schwachgas) bezeichnet werden zu können. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass bei sehr großen Deponien dieser Wert in den Bereich von $0,1 \text{ m}^3/\text{t Abfall}\cdot\text{Jahr}$ reduziert werden muss. Die Auswertung der Gasproduktionswerte ergibt Werte $< 0,5 - 1 \text{ m}^3/\text{t Abfall}\cdot\text{Jahr}$ **ca. 30 Jahre nach dem Ende der Ablagerung**. Allerdings ist dabei von einer nicht unerheblichen Schwankungsbreite von ca. ± 10 Jahren auszugehen.

Die Deponiegasproduktionsraten im 95%-Vertrauensbereich sind in Bild 3-7 nochmals dargestellt. In Bild 3-8 sind luftfrei gerechnete Gaskonzentrationen für CH_4 und CO_2 vor und nach Deponieabschluss aufgetragen. Nach diesen Betriebswerten ist die durchschnittliche CH_4 -Konzentration in etwa gleichbleibend bei 60 Vol-% einzuordnen.

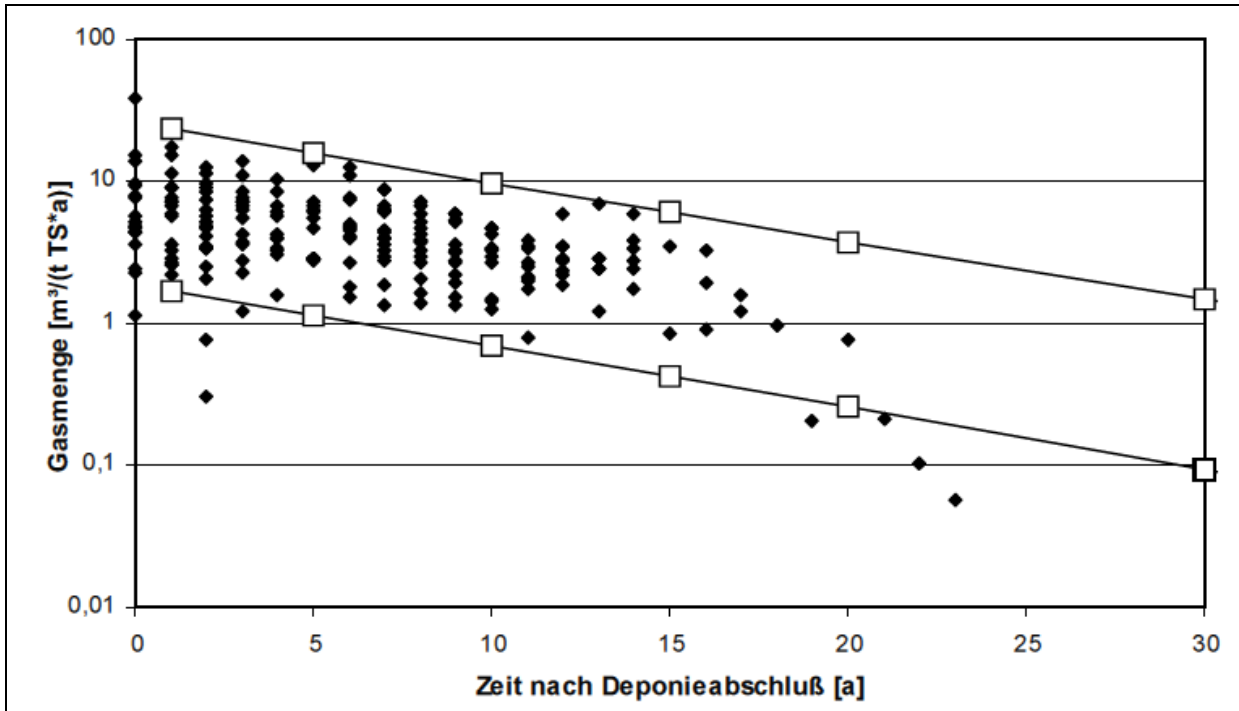


Bild 3-7: Darstellung der Gasproduktionsdaten mit dem 95%-Vertrauensbereich (Krümpelbeck, 2000)

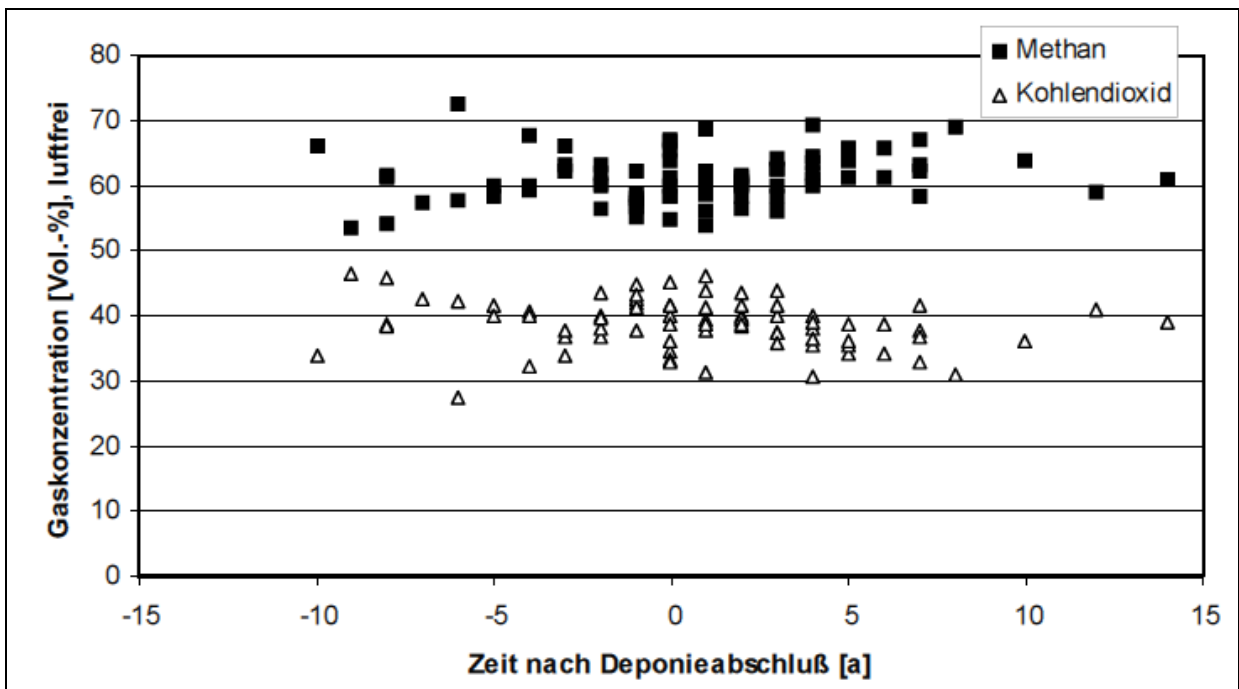


Bild 3-8: Entwicklung der Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen (lufffrei gerechnet) (Krümpelbeck, 2000) (Der Zeitpunkt 0 definiert das Ablagerungsende)

3.4 Modellkalibrierung und statistische Unsicherheiten

3.4.1 Wasserhaushalt von Siedlungsabfalldeponien

Wasser spielt für den Stoffhaushalt von Deponien eine entscheidende Bedeutung, da Wasser einerseits für biochemische Umsetzungsprozesse der organischen Substanz benötigt wird und andererseits zur Lösung und Auswaschung von Stoffen beiträgt. Weiterhin ermöglicht Wasser als Transportmedium die Umverteilung von Nährstoffen und Mikroorganismen innerhalb des Abfallkörpers. Ausschlaggebend für den Stoffaustrag ist nicht nur die Menge an durchströmendem Wasser sondern vor allem die Wasserverteilung innerhalb des Deponiekörpers.

Auf der österreichischen Modeldeponie Breitenau wurden hierzu umfangreiche Untersuchungen durchgeführt (STRANDEZA, Döberl et al, 2002).

Die bisherigen Modelle zur Beschreibung der Wasserströmung in Deponien wurden von Bodenwasserhaushaltsbetrachtungen direkt übernommen, wobei die Besonderheiten eines inhomogenen Deponiekörpers kaum Berücksichtigung finden.

Der deponierte Siedlungsabfall ist jedoch aufgrund seiner Herkunft und seiner Zusammensetzung ein äußerst heterogenes Medium. Betrachtet man den gesamten Deponiekörper, so wird diese Heterogenität des Abfalls noch durch Deponieeinbauten (Gasbrunnen und Gasdrainagen), Zwischenabdeckungen, Zonen geringer Verdichtung sowie Randbereiche verstärkt. Weiterhin führt die lagenweise Ablagerung und Verdichtung zu einer ausgeprägten horizontalen Textur innerhalb der Deponie. Hausmüll ist, z. B. die hydraulische Durchlässigkeit betreffend, ein stark anisotropes Medium. Ein signifikanter Anteil der Wasserströmung innerhalb der Deponie erfolgt in horizontaler Richtung. Die horizontalen Strömungswege werden über vertikale Sickerpfade, die sich sowohl aus der Heterogenität des Abfalls als auch aus gut durchlässigen vertikalen Deponieeinbauten ergeben können, kurzgeschlossen. Dies führt zu einem Netzwerk von Strömungswegen, die ähnlich jenen in geklüfteten Gesteinen sind.

In Deponien kommt es zu einem andauernden Abfluss über grobporige Sickerpfade. Gespeist wird diese präferentielle Wasserströmung aus dem feinporigen Abfallkörper, wobei Sperrschichten (Kunststofffolien, stark verdichtete Bereiche, gegenläufige Gasbewegung) eine Art Zulieferfunktion übernehmen.

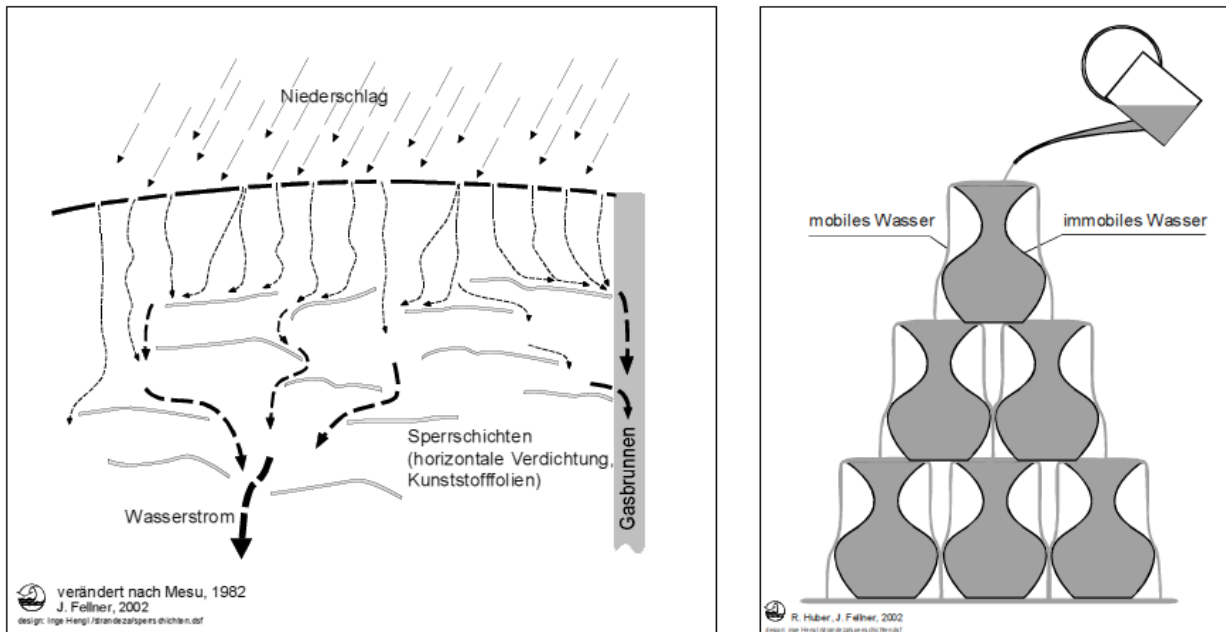


Bild 3-9: Wasserströmung in Siedlungsabfalldeponien und schematisches Bild der Wasserbewegung in Deponie (mobile und immobile Wasserphase) nach Döberl et al, 2002

Im Leitfaden zur Bestimmung des Stabilisierungsgrades mächtiger Altablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung (Göberl et al, 2005) werden daher 2 zusätzliche Parameter zur Abschätzung von Restemissionen eingeführt.

- **Der Homogenitätsgrad ζ** ist definiert als der Quotient aus wasserdurchströmtem Volumen der Ablagerung und gesamtem Ablagerungsvolumen. Der Homogenitätsgrad wird als m^3/m^3 berechnet und ist dimensionslos. Der Homogenitätsgrad einer Ablagerung kann über mathematische Strömungsmodellierungen bzw. Traceruntersuchungen bestimmt werden. Die Anwendung dieser beiden Methoden ist aufgrund der erforderlichen Daten an das Vorhandensein einer Basisabdichtung gebunden und somit in dieser Form für die Altlastenbewertung untauglich. Im Rahmen der Studie EMSA (Döberl et al., 2006) konnten empirische Hinweise gefunden werden, dass der Homogenitätsgrad bei Ablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung in erster Linie von der Ablagerungsmächtigkeit abhängig ist.
- **Korrigiertes Wasser/Feststoff Verhältnis $W/F_{\text{corr}(\zeta)}$** : Zur Berücksichtigung der Tatsache, dass bei mächtigen Ablagerungen nicht die gesamte Schüttung wasserdurchströmt wird, sondern nur ein Teil davon, ist das W/F Verhältnis zu korrigieren.

Mit Hilfe der Maßzahlen $W/F_{\text{corr}(\zeta)}$ und ζ lassen sich Abschätzungen über das Emissionspotenzial und auch das aktuelle Emissionsniveau der Ablagerung treffen, wobei zwischen dem aufgrund der Wasserwegsamkeit direkt zur Verfügung stehenden Emissionspotenzial und dem nur infolge von Änderungen der Wasserwegsamkeit verfügbaren Emissionspotenzial zu unterscheiden ist.

Diese Methode wurde zur Ersteinschätzung von Altablagerungen in Österreich entwickelt, zeigt aber auch im Hinblick auf Deponiegasprognosen Ansätze auf, die zukünftig verstärkt verfolgt werden sollten.

3.4.2 Zeitlich und räumlich variables Emissionsverhalten von Deponien

Bisherige Ergebnisse haben gezeigt, dass Deponiegasprognosen mit erheblichen Unsicherheiten behaftet waren und sind. Dies ist auf die besonderen Schwierigkeiten bei der Gewinnung der Eingangsdaten (Heterogenität s.o.) sowie der Kalibrierung der verwendeten Berechnungsmodelle zurückzuführen.

Bei den überwiegend in der Praxis verwendeten Modellen mit Abbauperlauf 1. Ordnung wird versucht, den durch die Funktion 1. Ordnung grundsätzlich beschriebenen Abbauperlauf bzw. die Deponiegasbildung durch Ansatz unterschiedlichster Faktoren rechnerisch nachzuvollziehen. Neben der Reaktionskonstante k werden hierbei folgende Variablen häufig verwendet: Anteil der Organik sowie der abbaubaren Organik in der Deponie, Verluste durch aerobe Prozesse, Temperatureinflüsse, an der Umsetzung nicht beteiligte Deponiebereiche, die Gaszusammensetzung u.a.m.

Teilweise werden diese Gasprognosemodelle zu 3-Phasen- oder Multi-Phasenmodellen erweitert. Der Abbauperlauf bzw. die Deponiegasbildung wird also differenziert nach leicht, mittel und schwer abbaubaren Anteilen (3-Phasen) oder nach Abfallfraktionen unterschiedlicher Abbaubarkeit (Multi-Phasen). Die einzelnen Gasbildungsverläufe der Phasen werden zum Schluss zu einer Gesamtprognose addiert. Grundsätzlich erhöht sich hierdurch zunächst nur die Anzahl der unscharfen Variablen in der Berechnung, was nicht zwangsläufig mit einer größeren Prognosesicherheit verbunden sein muss.

Für eine Kalibrierung vorhandener Modellansätze wäre grundsätzlich der Abgleich mit Daten mehrerer realer Deponien notwendig. Dies ist jedoch nur mit großem Aufwand (z.B. im Rahmen groß angelegter wissenschaftlicher Forschungsprojekte) möglich, da sich die Gasbilanz einer Deponie aus mehreren, z.T. schwer erfassbaren Komponenten zusammensetzt (Gasfassung, Emission, Oxidation, Migration) sowie zeitlich und räumlich stark variiert.

Zur Kalibrierung von Gasprognosemodellen sind demnach Untersuchungen notwendig, die alle Komponenten der Gasbilanz (möglichst mehrerer Deponien) korrekt und **in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung** erfassen. Hierbei geht es also um die Verminderung statistischer Unsicherheiten durch eine ausreichend große Anzahl von möglichst exakten Messwerten.

Die weit verbreitete Erfassung der Gasemission über die Deponieoberfläche durch Gasboxenmessungen erfüllt diese Anforderungen kaum, da es sich hierbei i.d.R. um stichprobenartige, zeitlich sehr begrenzte Untersuchungen handelt, welche eine Teilmenge einer Gasbilanz in der notwendigen Langzeitbetrachtung nur sehr ungenau abbilden. Überdies wird bei solchen Messungen die Komponente „Methanoxidation“ nicht berücksichtigt, soweit hierzu nicht zusätzliche Untersuchungen erfolgen.

Die Problematik der Erfassung von Gesamtemissionen von Deponien zur Kalibrierung von Gasprognosemodellen wurde besonders in den Niederlanden im Rahmen des European network for sustainable reuse of landfills (SUFAINET) untersucht (Scharff, 2004, 2005). Weitere

umfangreiche Untersuchungen liegen aus den USA vor, insbesondere von der dortigen Umweltbehörde.

In Bild 3-10 ist beispielhaft die Änderung der CH₄- und CO₂-Emission über einen Tag aufgetragen. Zu erkennen sind hier die erheblichen Schwankungen (negative Werte deuten auf eine Umkehrung der Strömung hin), welche messtechnisch zu berücksichtigen sind.

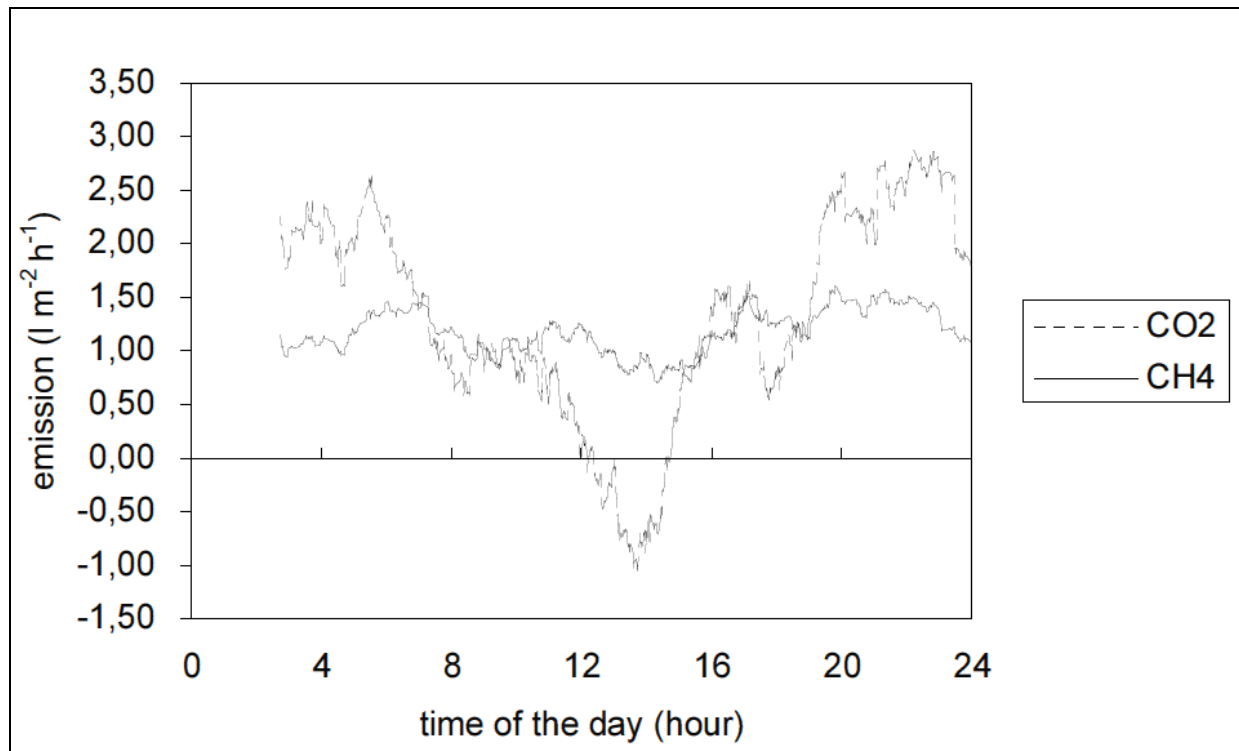


Bild 3-10: Beispielhafte tägliche Änderung der CH₄- und CO₂-Emission einer Deponie nach Oonk et al, 2000

In Tabelle 3-3 sind die verfügbaren Methoden zur Messung von Deponiegasemissionen gegenübergestellt und bewertet. Die Fahnenmessung (plume measurement) gilt als international anerkannt, erfordert aber einen hohen technischen Aufwand, der für eine Gesamtbilanzierung einer Deponie vielfach wiederholt werden muss.

Bei der in den Niederlanden bevorzugten Methode der Massenbalance wird ein vertikales Methankonzentrationsprofil zusammen mit einem Windprofil gemessen. Diese Profile werden ergänzt durch Probenahmeverrichtungen an einem 26 m hohen Masten. Unter Berücksichtigung der zeitlichen Änderungen der Methanemissionen wird die Deponie in mehreren Sektoren untersucht. Durch wiederholte Untersuchungen wird die jährliche Methanemission einer Deponie ermittelt.

In Tabelle 3-4 sind Messergebnisse von 3 niederländischen Deponien den Ergebnissen verschiedener Prognoseberechnungen gegenübergestellt. Die sehr erheblichen Abweichungen deuten darauf hin, dass hier weltweit noch erheblicher Abstimmungs- und Forschungsbedarf besteht.

Bei diesem Vergleich lieferte das 3-Phasenmodell von Afvalzorg tendenziell die besten Ergebnisse in Bezug auf den Vergleich mit den Messungen. Es wurden hierbei folgende Werte für die Berechnung eingesetzt (Abbaufaktor der Organik: 0,7):

leicht abbaubar	$k = 0,1873 \text{ 1/a}$	$T_{1/2} = 3,7 \text{ a}$
mittelschwer abbaubar	$k = 0,099 \text{ 1/a}$	$T_{1/2} = 7,0 \text{ a}$
schwer abbaubar	$k = 0,0301 \text{ 1/a}$	$T_{1/2} = 23 \text{ a}$

Tabelle 3-3 Vergleich von Methoden zur Messung von Deponiegasemissionen (Scharff, 2005)

Method	Spatial resolution	Temporal resolution	Components	Costs	Experience	Advantages / disadvantages
Soil core	m ²	hour	CH ₄ , CO ₂	high	few	especially suited for mechanistic studies of oxidation, possible interference with normal landfill activities
Closed chambers	m ²	hour	CH ₄	high	many	many samples required to obtain emission from an entire landfill, possible interference with normal landfill activities
Mass balance	few ha	continuous	CH ₄ , CO ₂	moderate	few	well-suited for automation
Micro-meteorology	few ha	continuous	CH ₄ , CO ₂	moderate	few	demonstrated not to be applicable
Plume measurement	entire landfill	hour	CH ₄	high	some	considered most accurate
Isotope measurement	entire landfill	hour	¹³ CH ₄	very high	some	intended to measure amount of oxidation

Tabelle 3-4 Vergleich von Emissionsmessungen an 3 niederländischen Deponien mit den Ergebnissen von Gasprognosen nach Theorie 1. Ordnung (Jacobs et al, 2005)

Method	Nauerna	Braambergen	Wieringermeer
Measurements	515	234	130
First order TNO	853	147	259
Afvalzorg (multiphase)	483	120	98
GasSim (multiphase)	883	222	494
GasSim (LandGEM)	2,683	308	496
EPER France	192	99	52
EPER Germany	375	59	191
LandGEM US-EPA	4,210	293	455

4 Methanbildungspotenzial mechanisch-biologisch behandelter Abfälle

4.1 Literaturlauswertung

4.1.1 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 seit Juni 2005 geltenden Vorgaben der AbfAbIV entsprechendem MBA-Output gibt es jedoch nur in geringer Anzahl und erst seit wenigen Jahren. Entsprechend gering ist ihre aktuelle Belegungshöhe mit MBA-Output. Daher sind mit Deponiesimulationsreaktoren und in Großlysometern bzw. Modelldeponien gewonnene Daten nach wie vor eine wichtige Datengrundlage zur Beschreibung und Prognose der Vorgänge in einer MBA-Deponie. Komplette 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 forciertes 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 Mg/m³ und ein geschlossener Wasserkreislauf mit einem Wasserdurchsatz von 0,125 L/L Material • d. Dadurch wird allerdings das Wasser zum dominierenden Emissionspfad. Lysimeter mit deutlich verdichtetem Material (1,0 – 1,68 Mg/m³) 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.

4.1.2 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 4-1 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 4-1 bezeichnet.

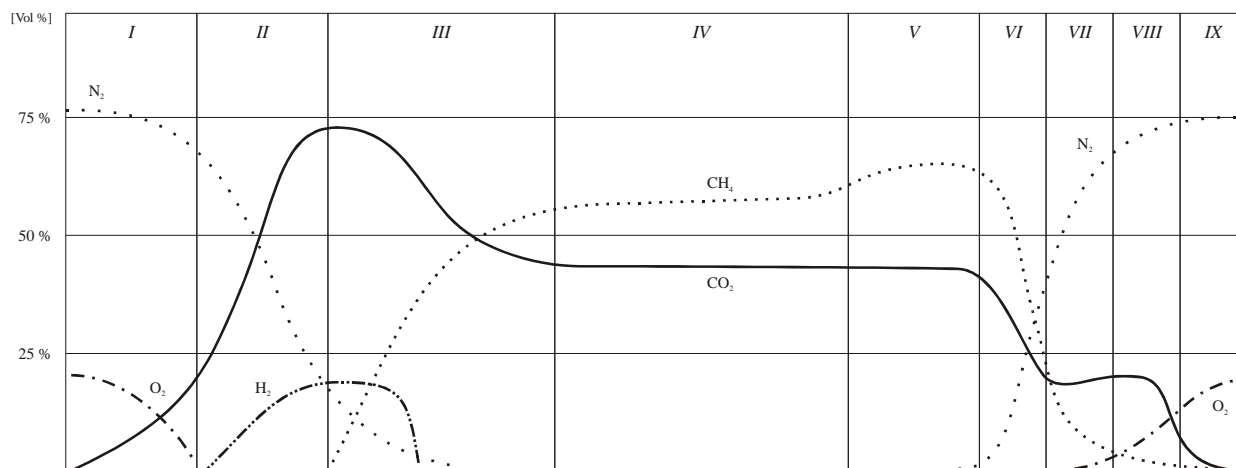


Bild 4-1: Langzeitmodell der der Deponiegaszusammensetzung in Deponien für unbehandelte Siedlungsabfälle (Farquhar & Rovers 1973; Franzius, 1981; Rettenberger & Mezger, 1992)

Tabelle 4-1 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		

4.1.3 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 Gasmenge 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.

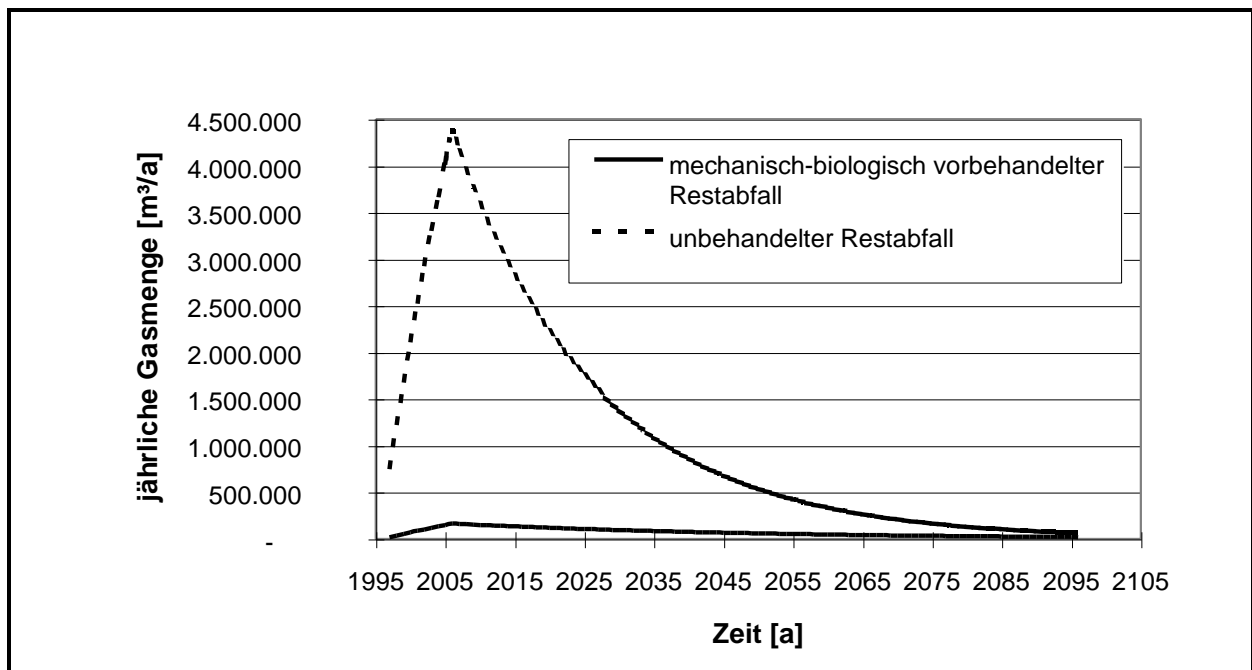


Bild 4-2: Jährliche Gasbildung bei 10-jähriger Ablagerung von 100.000 t/a unbehandelten bzw. 50.000 t/a MBV Abfällen (von Felde, 1999)

4.1.4 Messungen der Gaszusammensetzung und Prognose der Gasproduktion durch Reinert et al.

Reinert et al. (2007) untersuchten die Gaszusammensetzung an einer MBA-Deponie, deren Input bereits seit Oktober 2002 die ab Juni 2005 einzuhaltenden Ablagerungskriterien nach Anhang 2 AbfAbIV erfüllt.

Die Abfallbehandlung erfolgte durch starke mechanische Vorbehandlung (Kaskadenmühle, Siebung, Sichtung, Aufbereitung < 34mm), Vergärung und anschließende Nachrotte. Wahrscheinlich handelt es sich um die MBA Kaiserslautern.

Tabelle 4-2 Beispielanalyse des abzulagernden Materials am 1.11.2005 (aus Reiner et al., 2007)

Parameter	Einheit	Analyse
AT ₄	mg O ₂ /g	2,13
TOC im Feststoff	%	14,4
pH-Wert	-	7,41
Elektr. Leitfähigkeit	µS/cm	2690
TOC im Eluat	Mg/l	120

Abgesehen von oberflächennahen Bereichen lag die Temperatur im Deponiekörper zwischen 25 und über 40°C. Der Wassergehalt lag im Mittel bei 63% TS, umgerechnet also ca. 39% FS. Wie in Bild 4-12 zu sehen ist, haben beide Parameter entscheidenden Einfluss auf den Verlauf der Gasproduktion.

Üblicherweise entspricht die Zusammensetzung von Gas aus MBA-Abfällen Deponiephase V oder VI (Bild 4-1). Die von Reinert et al. (2007) gemessenen Gaskonzentrationen weichen davon erheblich ab:

Tabelle 4-3 Gaszusammensetzung (Reinert et al. (2007))

Bezeichnung	CH ₄	CO ₂	O ₂	N ₂
S1-1	23,8	73,2	0,2	2,8
S1-2	21,4	75,4	0,4	2,8
S2-1	45,0	54,3	<0,1	0,6
S2-2	44,2	53,1	1,1	1,6
S3-1	39,1	58,0	1,1	1,7
S3-2	39,3	59,4	0,2	1,1
S4-1	43,3	56,2	<0,1	0,4
S4-2	42,3	55,4	0,6	1,8
S5-1	15,7	81,6	0,7	2,0
S5-2	18,5	80,9	<0,1	0,5

Diese Werte sind der Phase III zuzuordnen. Angesichts der zumindest in Tabelle 4-2 dokumentierten erfolgreichen Stabilisierung sind diese Werte schwer zu erklären. Fehlchargen oder die Beimischung anderer Abfälle in der Zeit vor dem 1.6.2005 könnten eine mögliche Ursache sein.

Reinert et al. (2007) führten eine Deponiegasprognose mit folgenden Eingangswerten durch:

Tabelle 4-4 Eingangswerte Gasprognose von Reinert et al. (2007)

Halbwertszeit [a]	3 und 10
Ablagerungsbeginn	2002
Ablagerungsende	2020
Wassergehalt [% FS?]	40
Gaspotenzial [NL/kgTS]	25
Ablagerungsmenge 2002 [Mg]	k. A.
Ablagerungsmenge 2003 [Mg]	6913
Ablagerungsmenge 2004 [Mg]	8345
Ablagerungsmenge 2005 [Mg]	6966
Ablagerungsmenge 2006 [Mg]	3000
Ablagerungsmenge 2007-2020 [Mg/a]	8000

Eingesetzt wurde der Rechenansatz von Tabasaran (1976). Daraus ergaben sich folgende Gasbildungsverläufe:

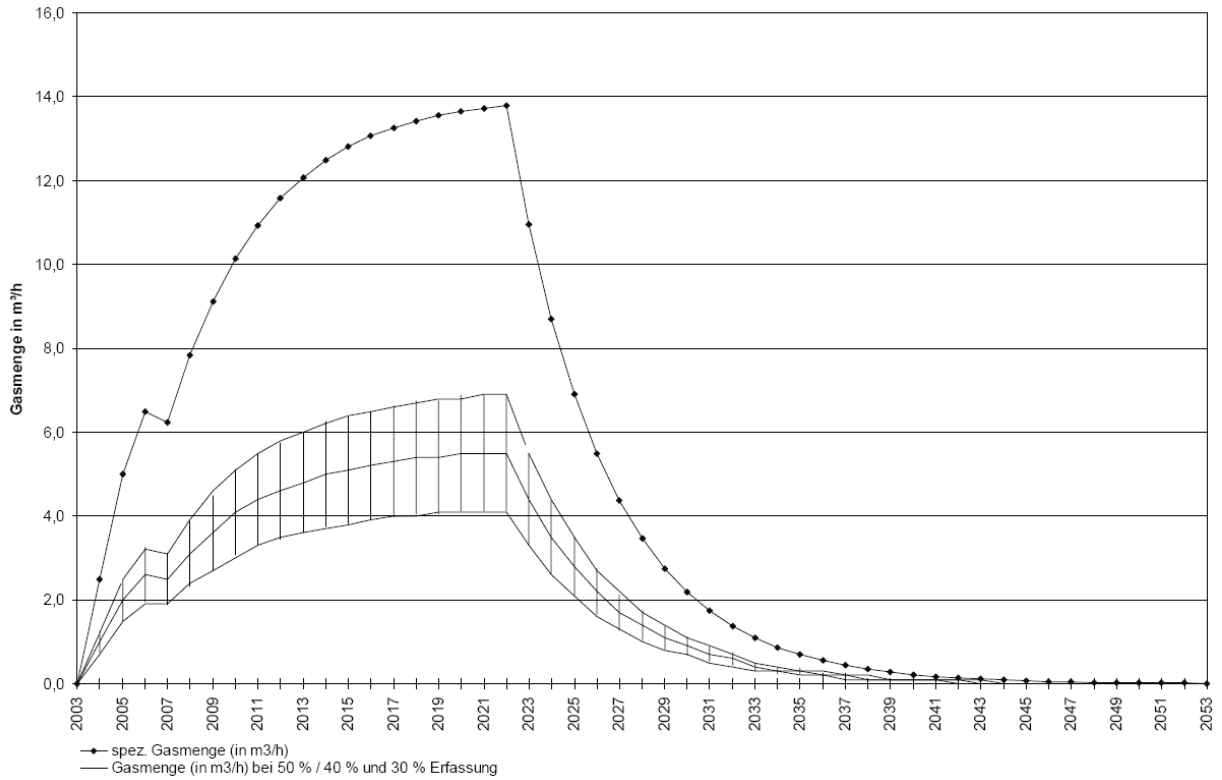


Bild 4-3 Gasprognose bei Halbwertszeit 3 Jahre (Reinert et al., 2007)

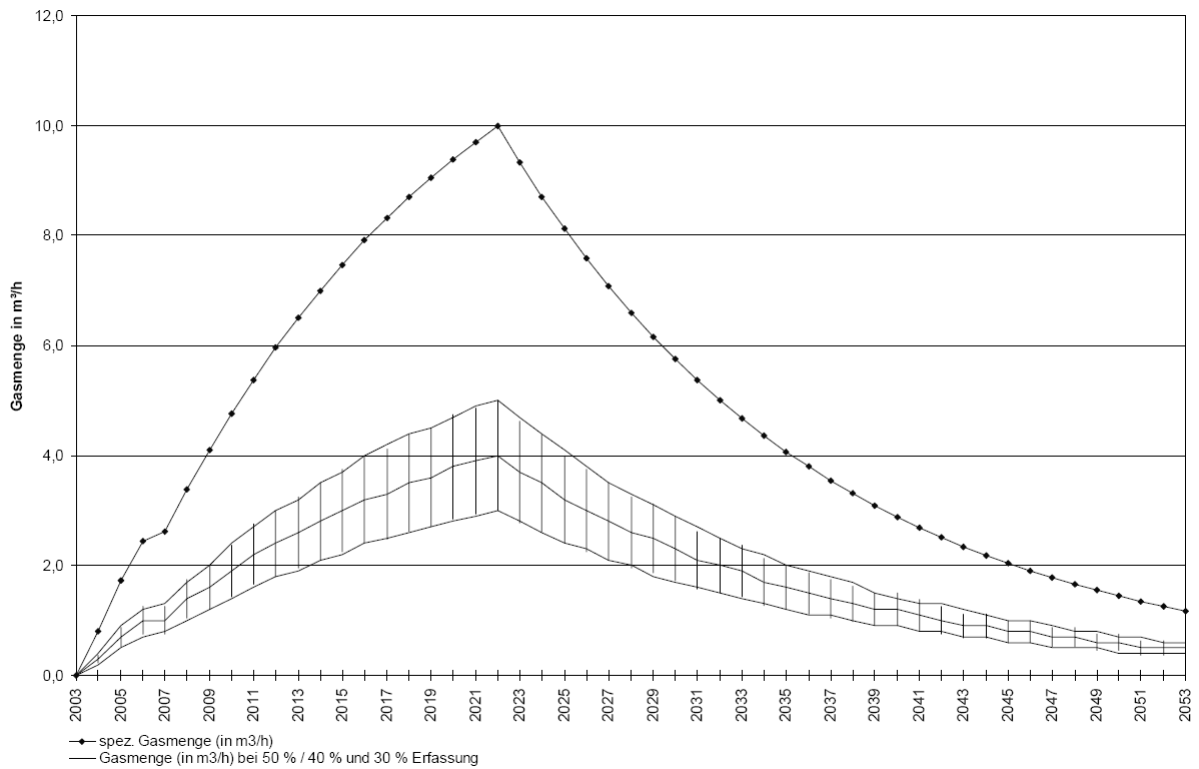


Bild 4-4 Gasprognose bei Halbwertszeit 10 Jahre (Reinert et al., 2007)

4.1.5 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.

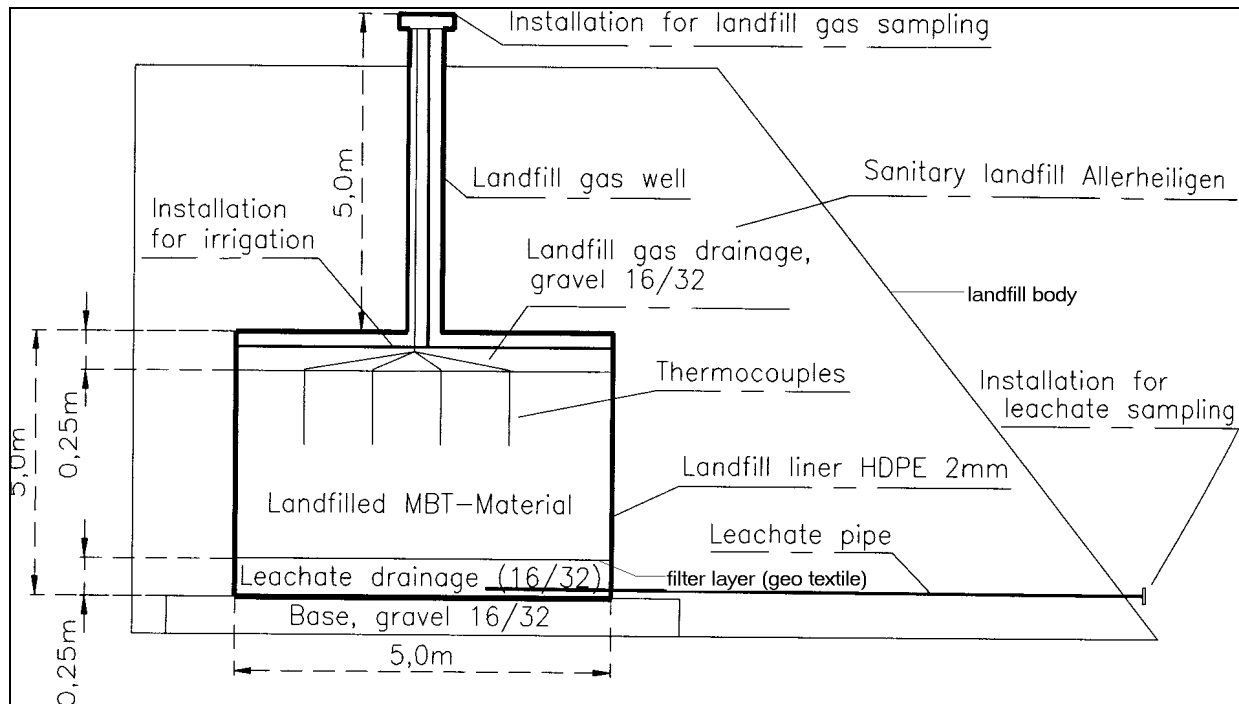


Bild 4-5: Schema einer in den Abfallkörper der Deponie Allerheiligen eingebetteten Testzelle, modifiziert aus Raninger et al. 2001



Bild 4-6: Befüllung und Einbettung der Testzellen Allerheiligen (Raninger et al., 2001)

Tabelle 4-5: 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 4-6: 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.

4.1.5.1 Gasmenge

Die beiden unbewässerten Testzellen weisen ein nahezu identisches Gasbildungsverhalten auf (Bild 4-7). In den ersten 250 Tagen ist dieses auch dem Verlauf der Gasbildung in den Zellen mit Sickerwasserrückführung relativ ähnlich. Allerdings beginnt die Gasproduktionskurve bei den bewässerten Zellen (Kompartiment 2 und 4) mit einer höheren Produktionsrate und fällt dann schneller ab (Bild 4-8). Die Kurven der kumulierten, spezifischen Gasproduktion be-

stätigen 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.

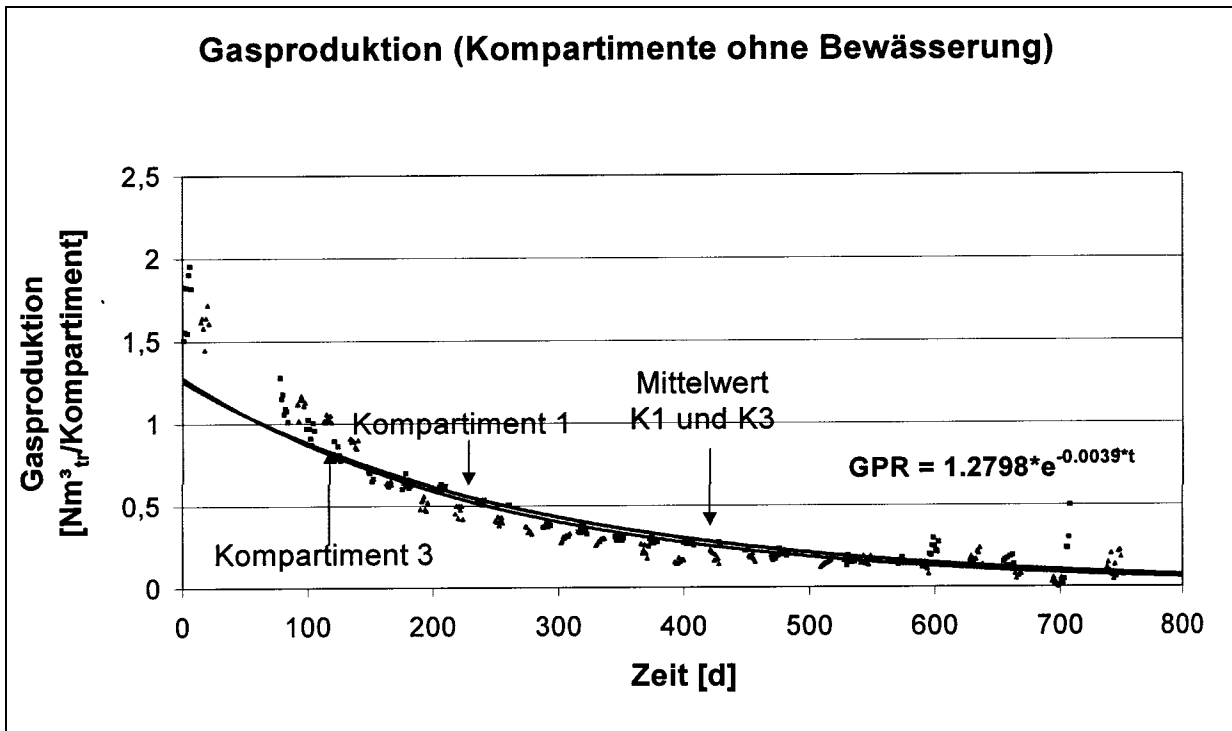


Bild 4-7: Tägliche Gasbildung in den Testzellen ohne Bewässerung (Raninger et al., 2001)

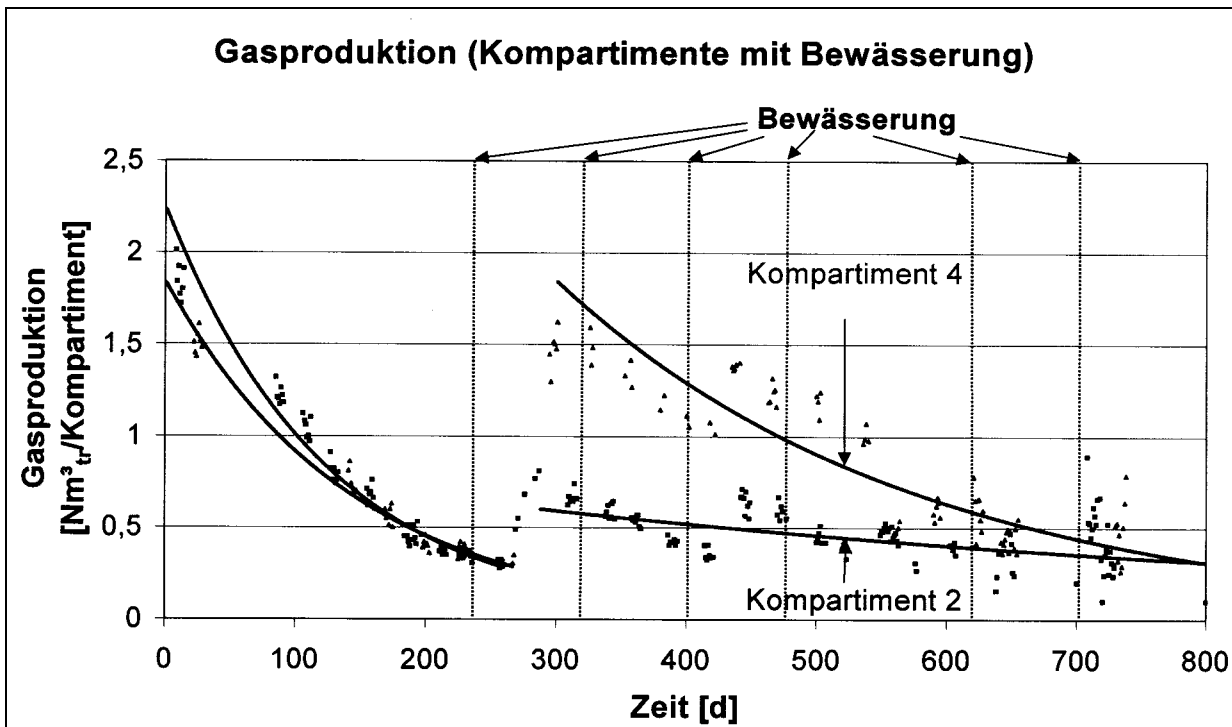


Bild 4-8: Tägliche Gasbildung in den Testzellen mit Bewässerung (Raninger et al., 2001)

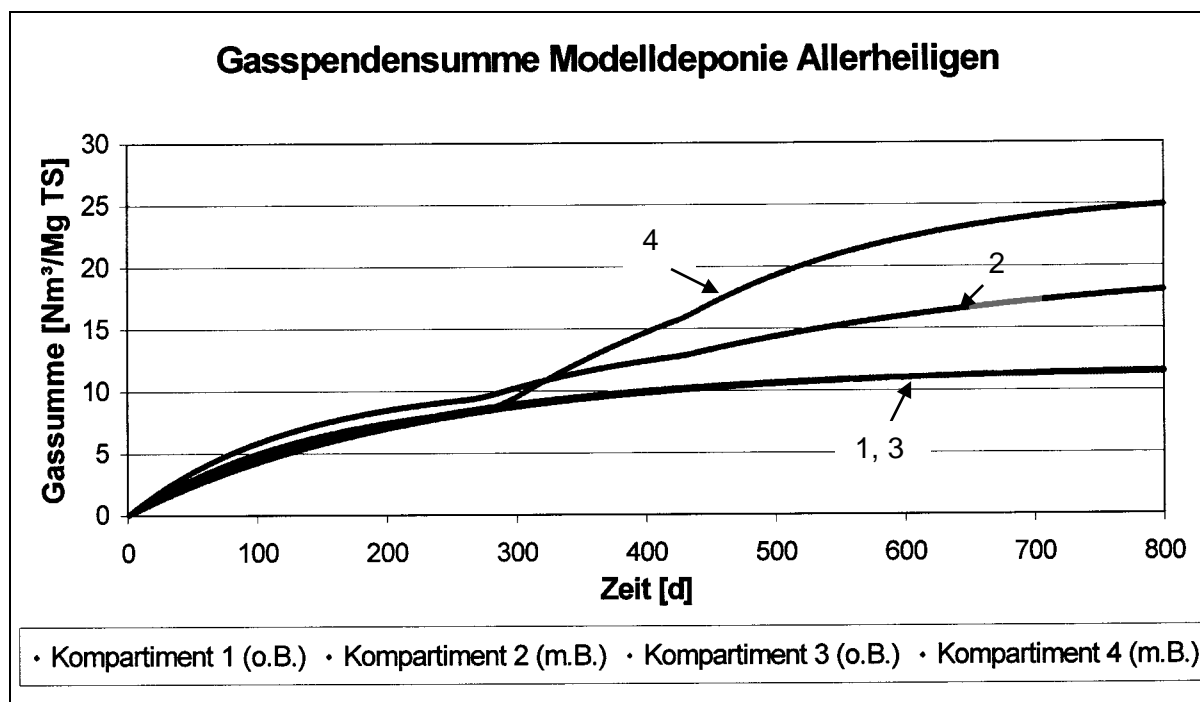


Bild 4-9: Summenkurven der spezifischen Gasbildung in den Testzellen (Raninger et al., 2001)

Nach 266 Versuchstagen wurde mit der zusätzlichen Bewässerung in den Zellen 2 und 4 begonnen (Bild 4-8). 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 4-7: Bewässerungsmenge Zellen 2 und 4 Modelldeponie 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 4-8: Spezifische Gasbildung in den Reaktoren der Modelldeponie 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.

4.1.5.2 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.

4.1.6 Langzeitversuche in Deponiesimulationsreaktoren an der TU Darmstadt

4.1.6.1 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 4-9 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.

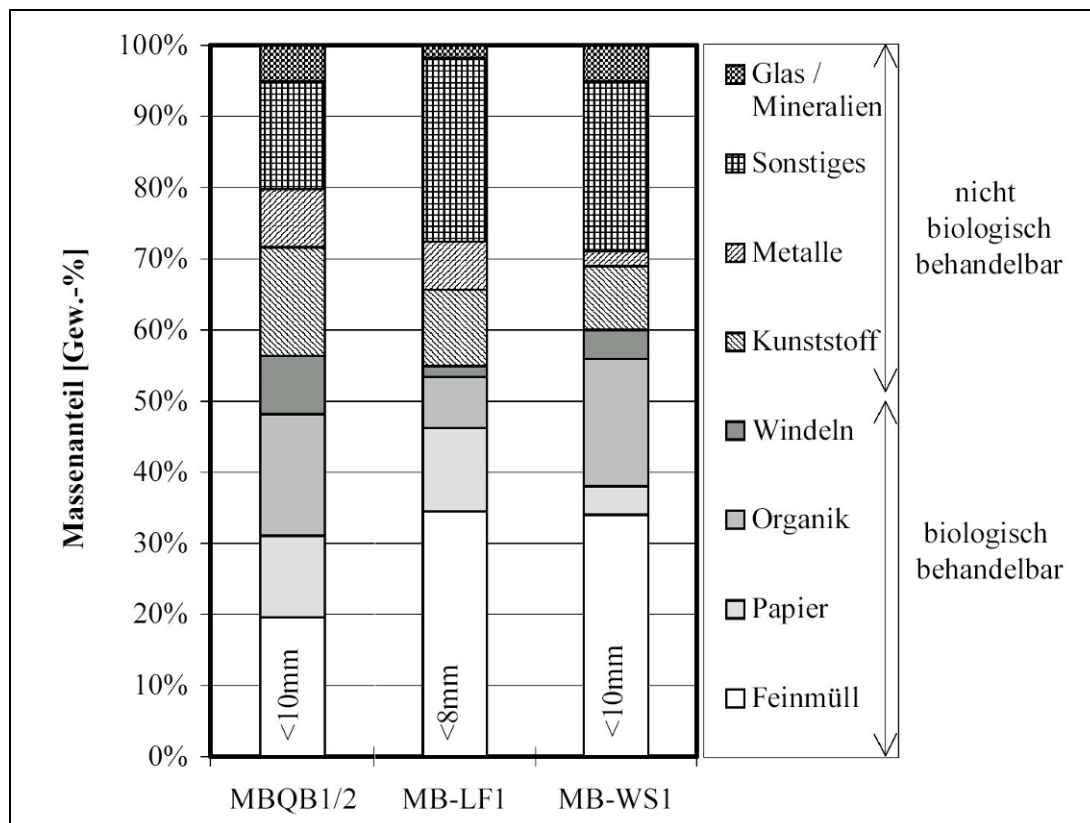


Bild 4-10: Zusammensetzung des Inputs der MBAs, aus denen die Versuchsmaterialien in den Reaktoren in Darmstadt stammten (Jäger et al., 1999, modifiziert)

Tabelle 4-9: MBA-Material in den Reaktoren an der TU Darmstadt (Kühle-Weidemeier et al., 2006 nach Daten aus Jager et al., 1999; Danhamer, 2002; Dach, 1999[JD])

Materialherkunft	Quarzbichl (MB-QB1)	Quarzbichl (MB-QB und MB-QB2)	Lohfelden (MB-LF1 und MB-LF3)	Lohfelden (MB-LF2)	Wittstock (MB-WS)*
Maßstab	full scale	Pilotversuch	Pilotversuch	Pilotversuch	Pilotanlage
Mechanische Behandlung	Schraubenmühle, Sieb 150 mm, Homogenisierungstrommel	Schraubenmühle, Sieb 150 mm, Homogenisierungstrommel	Hammermühle	Hammermühle	schnellaufender Schredder
Siebschnitt vor der biologischen Behandlung	< 40 mm	< 40 mm	< 80 mm	< 80 mm	< 60 mm
Biologische Behandlung mit aktiver Belüftung	2 + 2 Wochen	16 Wochen	4 Wochen	4 Wochen	3 Wochen
Biologische Behandlung mit passiver Belüftung	7 Wochen JD: 8 Wochen	8 Wochen JD: 3 Wochen	9 Wochen JD: 24 Wochen	43 Wochen	19 Wochen JD: 17 or 28 Wochen ???
Glühverlust [Gew.-%]	46,6	37,7	30,6	31,8	21,2
Start AT ₄ [mg O ₂ / g DM]	22,0	2,7	2,4	n.b.	2,1
GB <u>28</u> [L/kg DM]	143,8	3,7	3,8	0,5	2,7
GB <u>56</u> [L/kg DM]	167,5	2,8	8,6	0,8	2,8
Ho [kJ/kg DM]	9597	10177	7573	n.b.	5280
TOC _{Eluat} [mg/L]	407	203	116	73	55
		MB-QB	MB-LF1	MB-LF3	MB-WS
Temperatur [°C]		30	30	30	30
Gesamte spezifische Gasproduktion [m ³ /Mg TS] erste 2500 Tage		23,83	5,58	7,39	4,11
Gesamte spezifische CH ₄ Produktion [m ³ /Mg TS] erste 2500 Tage		9,69	4,01	2,56	1,04
Gesamte spezifische CO ₂ Produktion [m ³ /Mg TS] erste 2500 Tage		7,92	0,17	0,29	0,60
Verhältnis CH ₄ CO ₂ (erste 2500 TS)		1,12	30,07	9,23	1,99

*Der behandelte Abfall hatte einen hohen Ascheanteil

4.1.6.2 Gasmenge

Bild 4-11 zeigt die gesamte (kumulierte) Gasproduktion unterschiedlich behandelter Abfälle über einen Zeitraum von 7 Jahren. Das Reaktorvolumen von MB-LF3 und MV-DA betrug je-

weils 2000 L. Die anderen Reaktoren hatten ein Volumen von 300 L. Die Umgebungstemperatur war konstant 30°C.

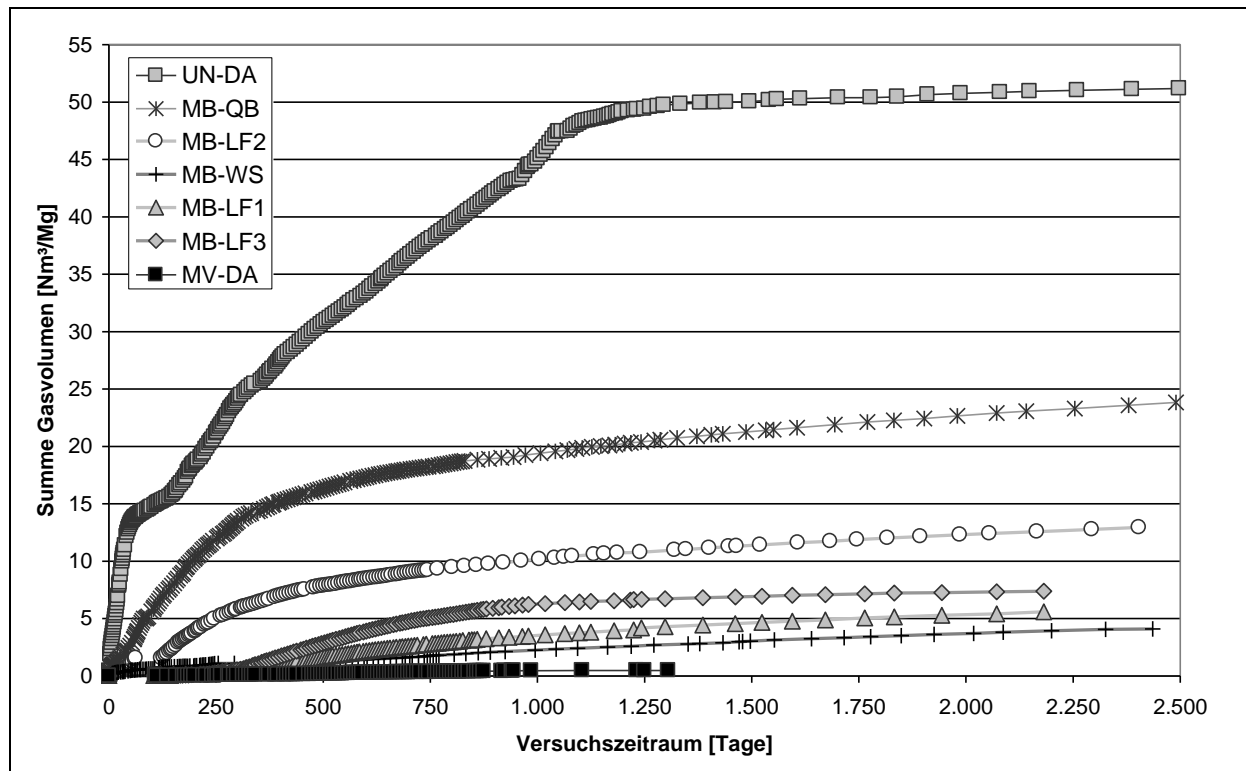


Bild 4-11: Gesamte Gasproduktion [Nm³/Mg] innerhalb von 2.500 Tagen (Bockreis et al., 2004)

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 4-12) sowie Wassergehalte zwischen 15 und 35 Gew.-% FS. Bei einem Wassergehalt von 15 Gew.-% FS (oberes Diagramm in Bild 4-12) 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. Die höchste hier untersuchte Temperatur kommt den realen Temperaturen in einer MBA-Deponie am nächsten.

Bild 4-12 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.

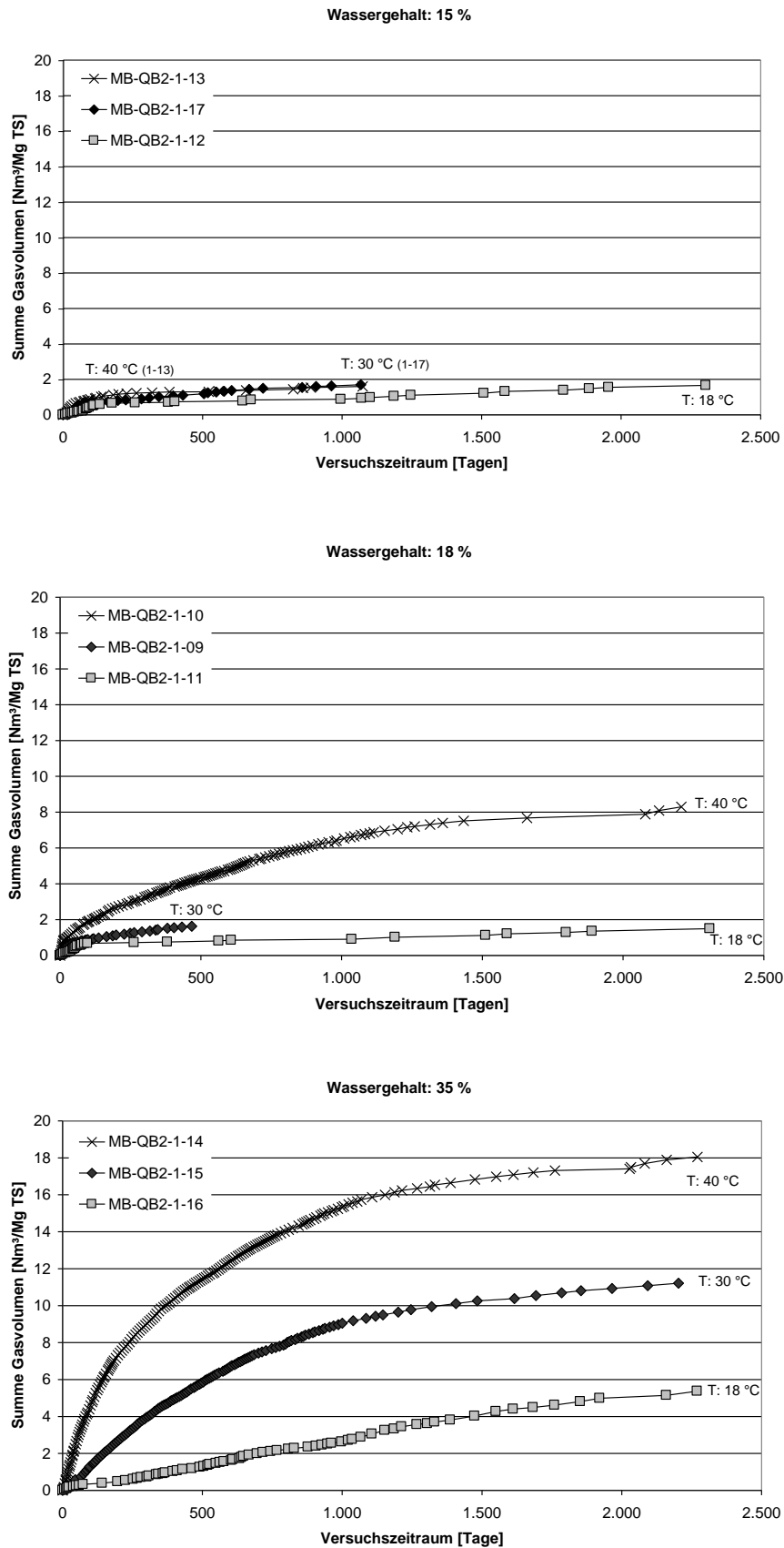


Bild 4-12: Gesamte Gasproduktion [Nm³/Mg TS] der Materialien MB-QB2 bei 15, 18 und 35 Gew.-% FS Wassergehalt und unterschiedlichen Umgebungstemperaturen innerhalb der ersten 2500 Tage (Bockreis et al., 2004)

Wie von verschiedenen Autoren gezeigt wurde, sind in MBA-Deponien Temperaturen von ca. 40-50°C zu erwarten (Kühle-Weidemeier, 2005). Als Beispiel sei hier der Temperaturverlauf eines MBA-Testfeldes auf der Deponie Erbenschwang wiedergegeben (Start-AT₄ allerdings ca. 20mg O₂/g TS):

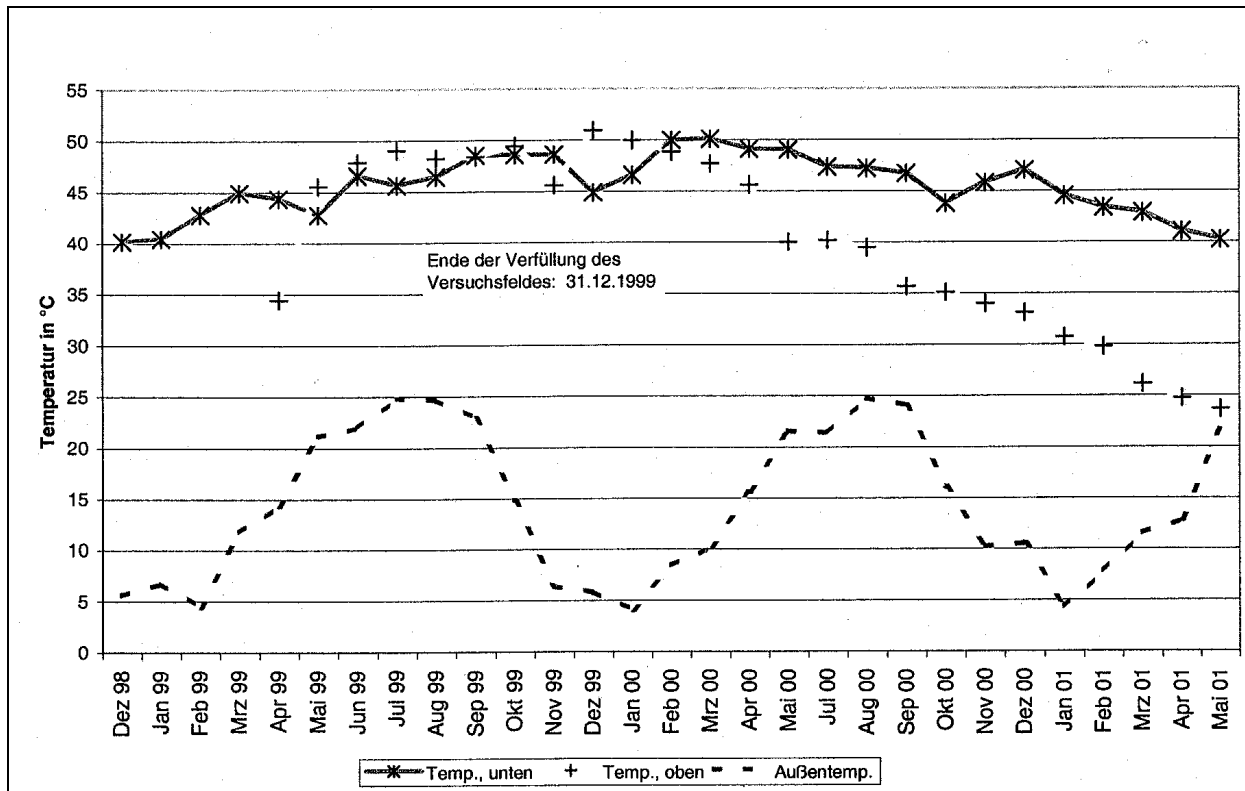


Bild 4-13 Temperatur im MBA-Testfeld Erbenschwang (Hertel et al., 2001)

Bei üblichen Einbauwassergehalten von 30 - 40 Gew.% TS dürfte daher der Graph MB-QB 2-14 in Bild 4-16 die den tatsächlichen Verhältnissen am nächsten kommende Variante der Darmstädter Versuche sein. Aus diesem Graphen wurden Werte abgegriffen und daraus die Kurve der täglichen Gasproduktion berechnet und durch eine Ausgleichskurve ergänzt. Damit sind dann auch die Halbwertszeiten der Gasproduktion des Reaktors bestimmbar.

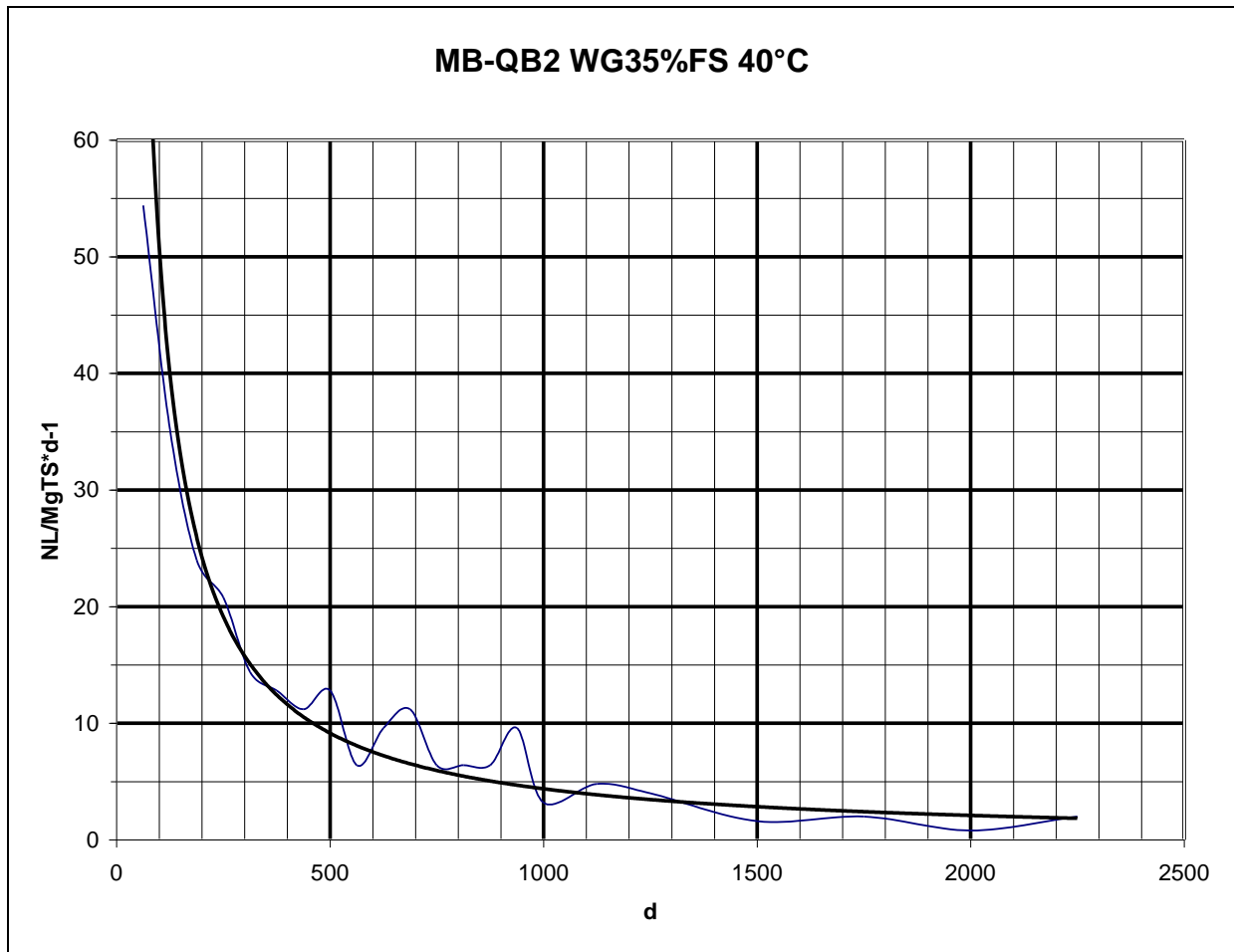


Bild 4-14 Berechnete tägliche Gasproduktion MB-QB 2-14

4.1.6.3 Gaszusammensetzung (Hauptkomponenten)

Bei den Versuchen an der TU Darmstadt (siehe Abschnitt 4.1.6) wurde mit Hilfe eines Dreigas-messgerätes auch die Gaszusammensetzung untersucht (CO_2 , CH_4 und O_2).

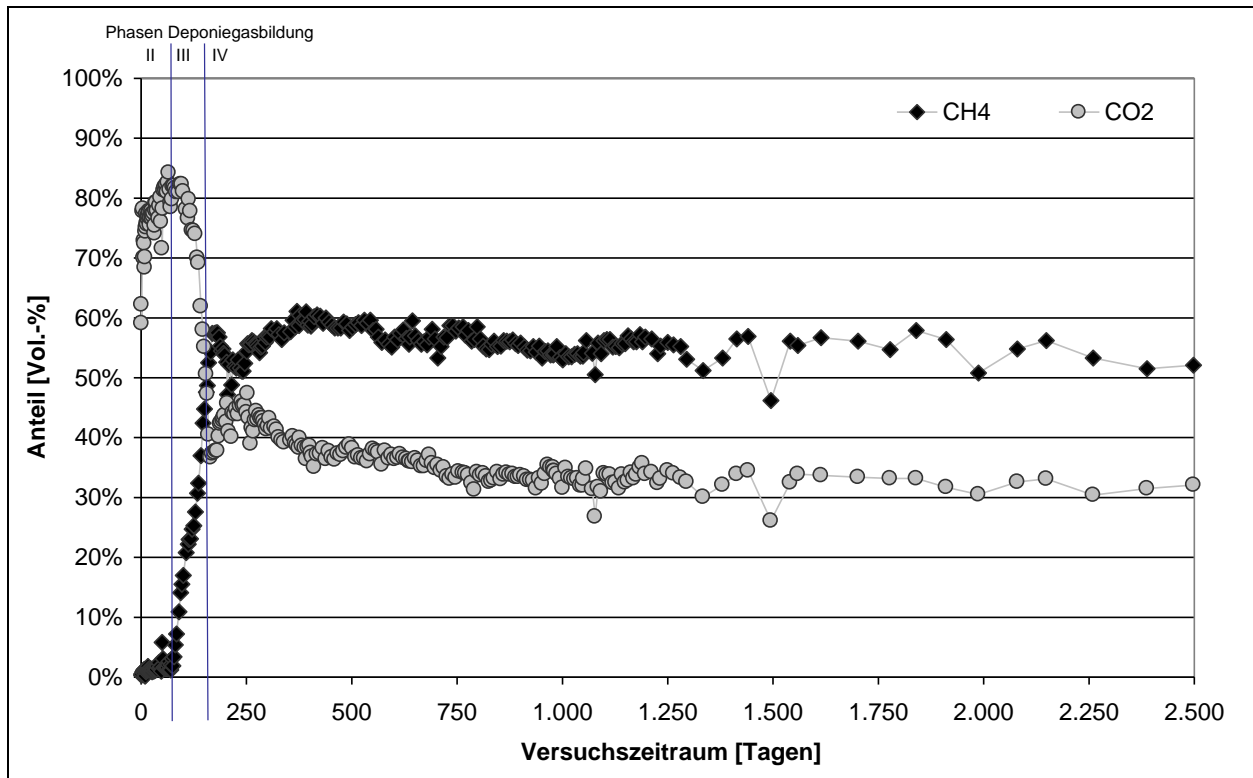


Bild 4-15: Anteil von Methan und Kohlendioxid am Deponiegas aus dem Reaktor mit dem unbehandelten Abfall UN-DA über 2500 Tage (Bockreis et al., 2004)

Die Gasproduktion im Vergleichsreaktor mit unbehandeltem Abfall (Bild 4-15) passt zum Langzeitmodell in Bild 4-1. 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 4-16 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 4-17 zeigt als Beispiel detailliert den Verlauf der Anteile von CO_2 und CH_4 am Gas aus dem Reaktor MB-LF2.

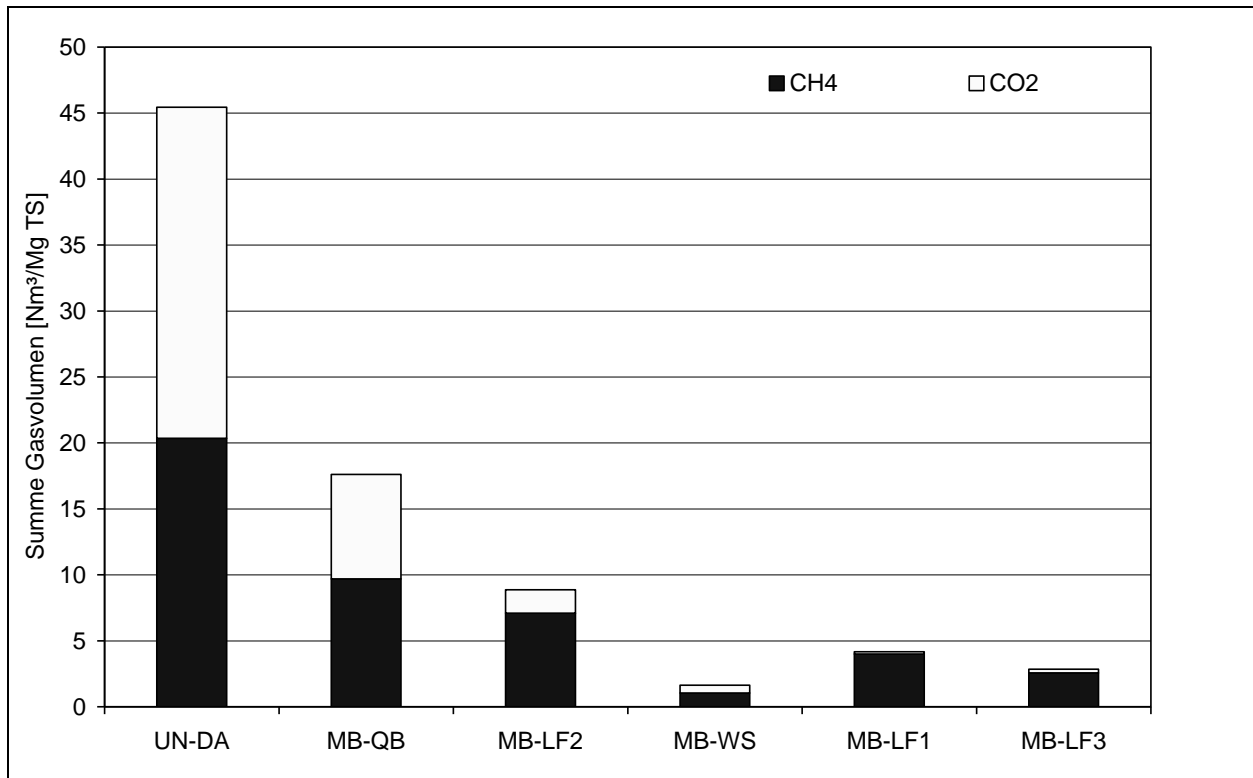


Bild 4-16 Gesamte spezifische Gasmenge [m^3/Mg TS] und Anteil von Methan und Kohlendioxid am Gas von unterschiedlich mechanisch-biologisch behandelten Abfällen und unbehandeltem Abfall (UN-DA) in den ersten 2500 Tagen (Bockreis et al., 2004)

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 CO₂-Gehalt, aber bei MB-QB und MB-WS unterscheidet sich das CH₄ : CO₂ Verhältnis nicht sehr vom unbehandelten Abfall UN-DA. Das CH₄ : CO₂ scheint nicht von Start AT₄ abhängig zu sein (Tabelle 4-9). Bild 4-18 gibt die Entwicklung des CH₄ : CO₂ Verhältnisses in den Reaktoren wieder.

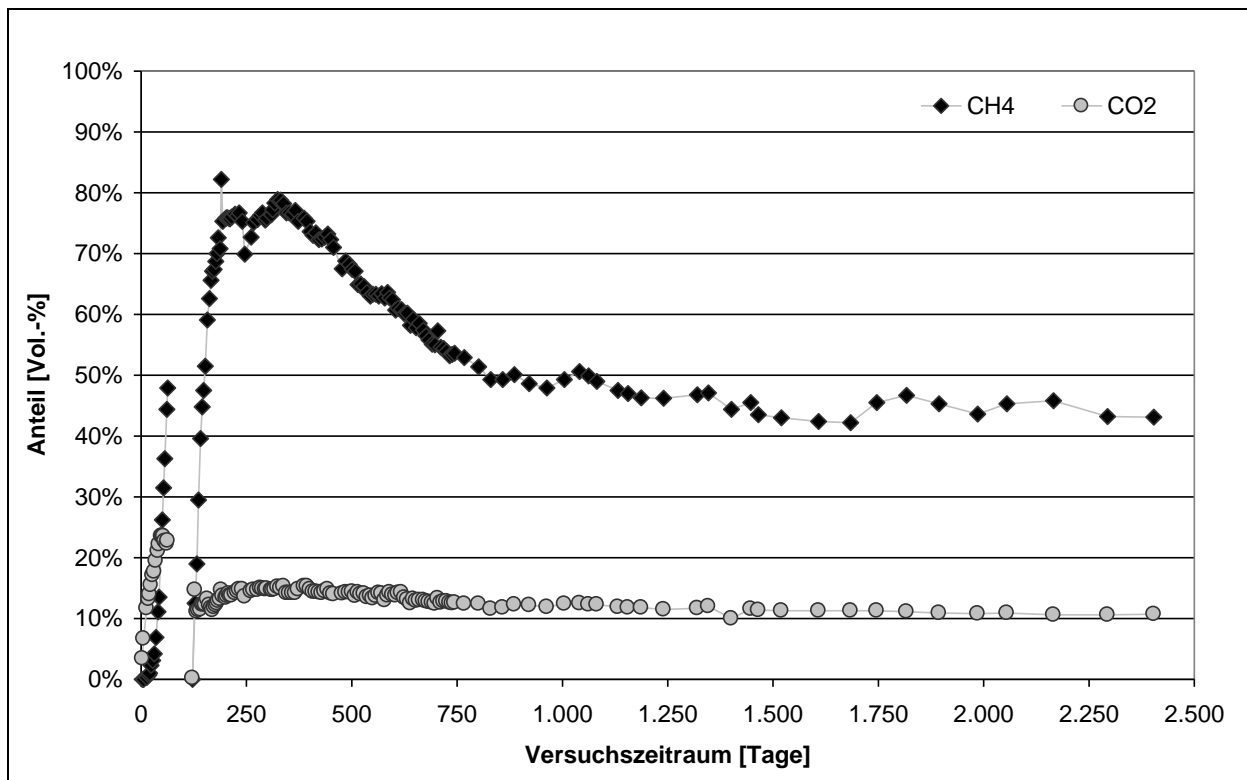


Bild 4-17 Anteil von Methan und Kohlendioxid am Gas des MBA-Materials MB-LF2 (Bockreis et al., 2004)

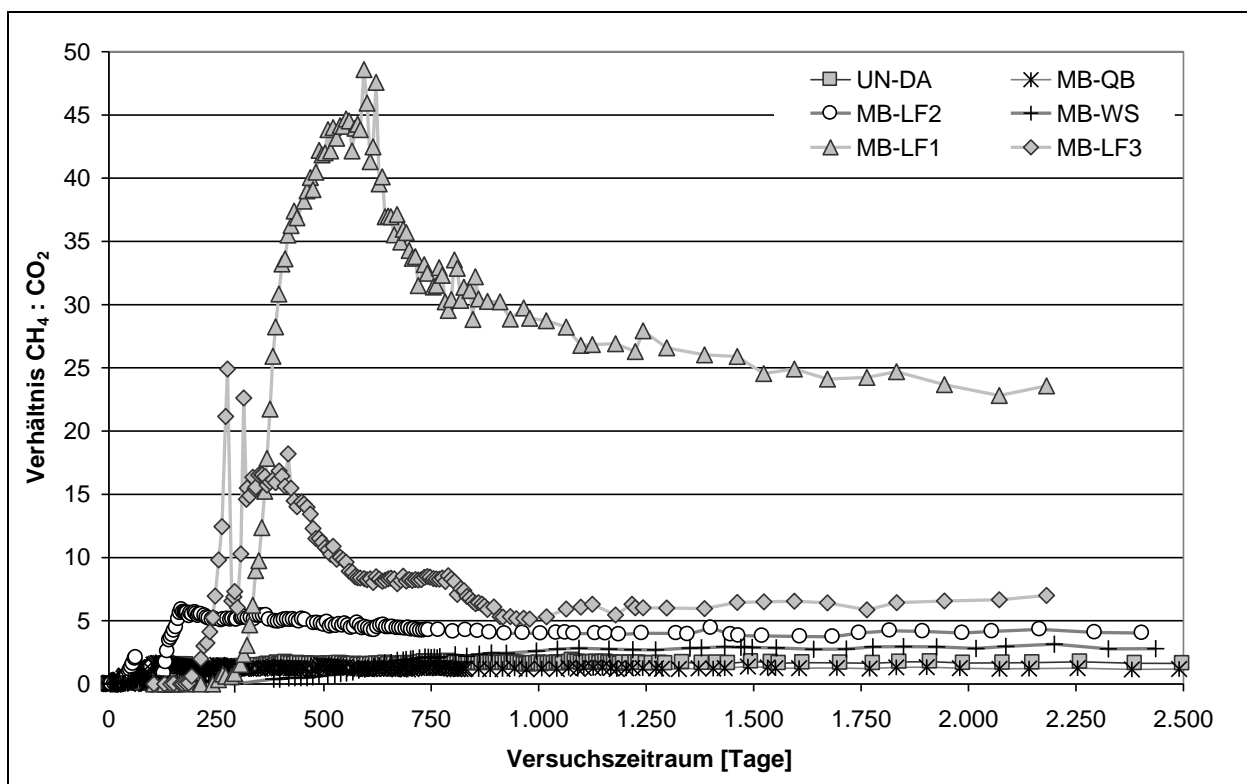


Bild 4-18 Verhältnis $CH_4 : CO_2$ im Gas aus unterschiedlich mechanisch-biologisch behandelten Abfällen und unbehandeltem Abfall (UN-DA) (Bockreis et al., 2004)

4.1.7 Deponiesimulationsreaktoren am Fraunhofer Institut

Am Fraunhofer Institute wurden 4 große Deponiesimulationsreaktoren (Bild 4-19) mit unterschiedlich behandeltem MBA-Material aus Horm and Quarzbichl betrieben, das hinsichtlich der dokumentierten Parameter die Anforderungen der AbfAbIV weitgehend oder vollständig erfüllte. Materialien und Versuchsergebnisse sind in Tabelle 4-10 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).

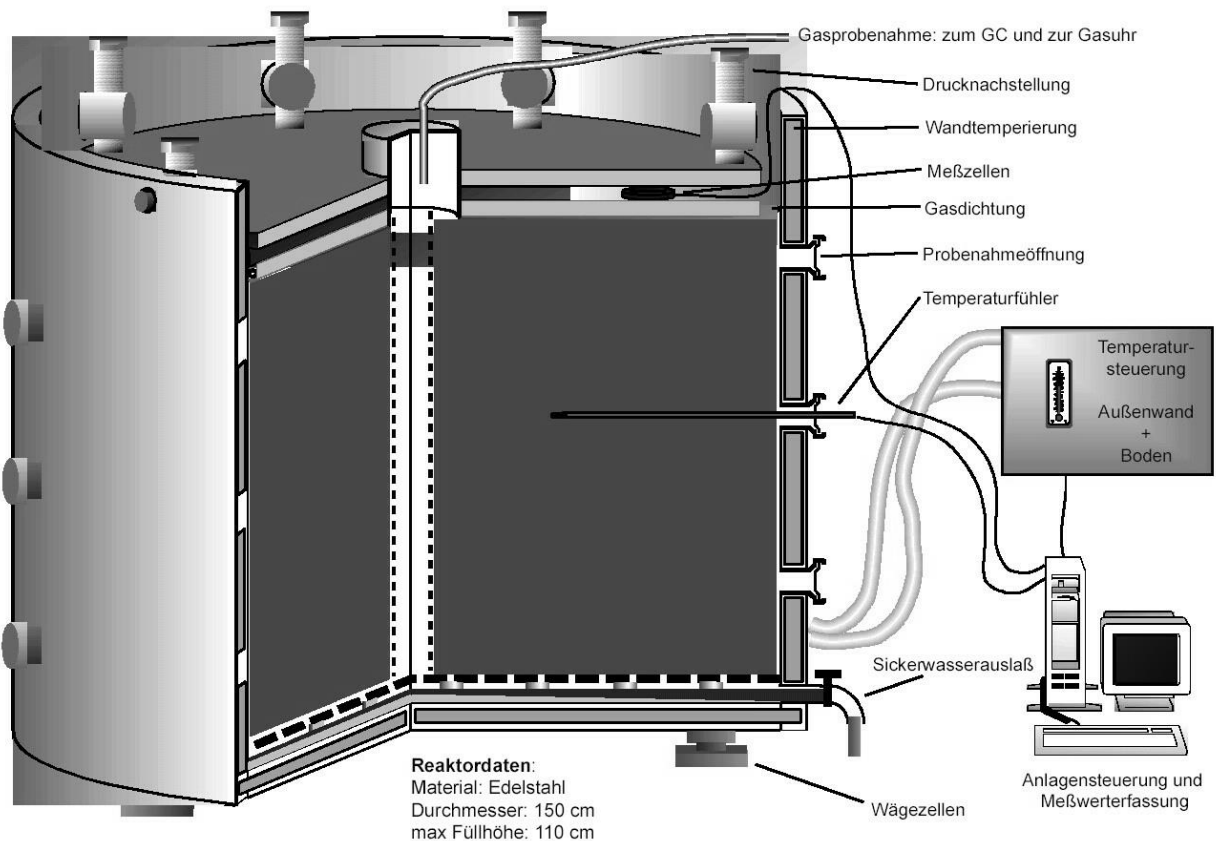


Bild 4-19 Deponiesimulationsreaktor am Fraunhofer Institut (Hennecke, 1999)

Tabelle 4-10 Materialien und Ergebnisse der Reaktorversuche am Fraunhofer Institut (Daten aus Hennecke, 1999)

Probe / Material	AER-H	AER-20	AER-50	AN-12
Herkunft MBA	Horn	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 Befeuchtung) [% 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 4-21	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			

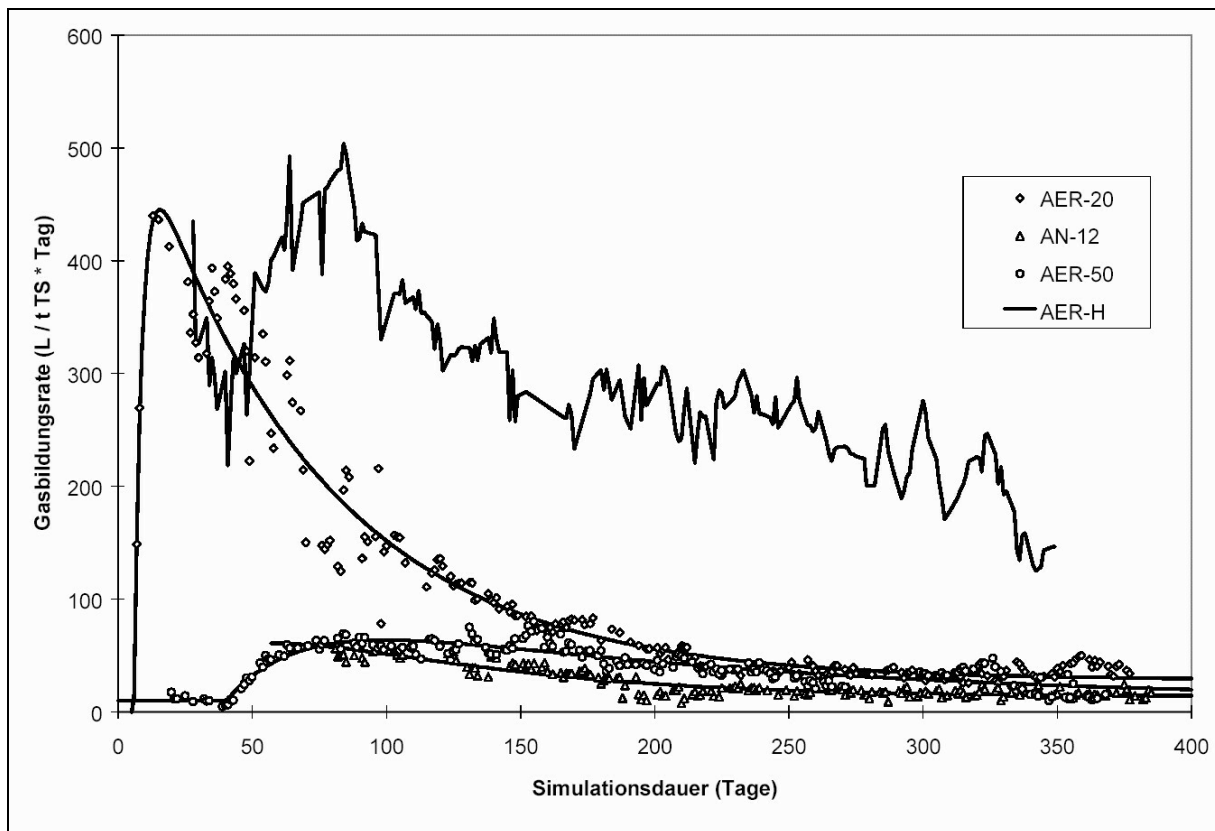


Bild 4-20 Tägliche Gasproduktion (Hennecke, 1999)

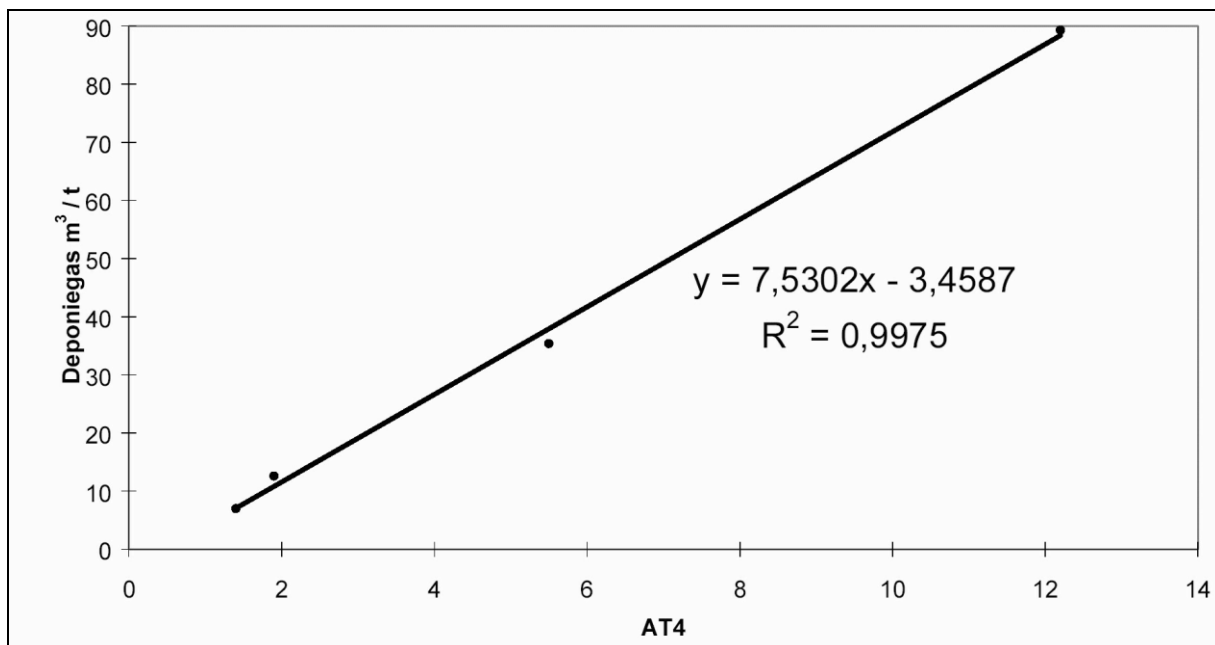


Bild 4-21 Gesamte spezifische Gasproduktion im ersten Jahr in Abhängigkeit vom Start-AT₄ (Hennecke, 1999)

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 %.

4.1.8 (Offene) Lysimeter an der Universität Essen

4.1.8.1 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 4-22). Die Startwerte des Materials sind in Tabelle 4-11 aufgelistet.

Tabelle 4-11 Eigenschaften des Materials in Essen zum Einbauzeitpunkt (Felske et al., 2003)

Material	Layer [cm]	Organic dry matter		Pore volume [%]	Wet density [g/cm ³]	Grain density [g/cm ³]
		[%dry solids]	w [%wet solids]			
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.

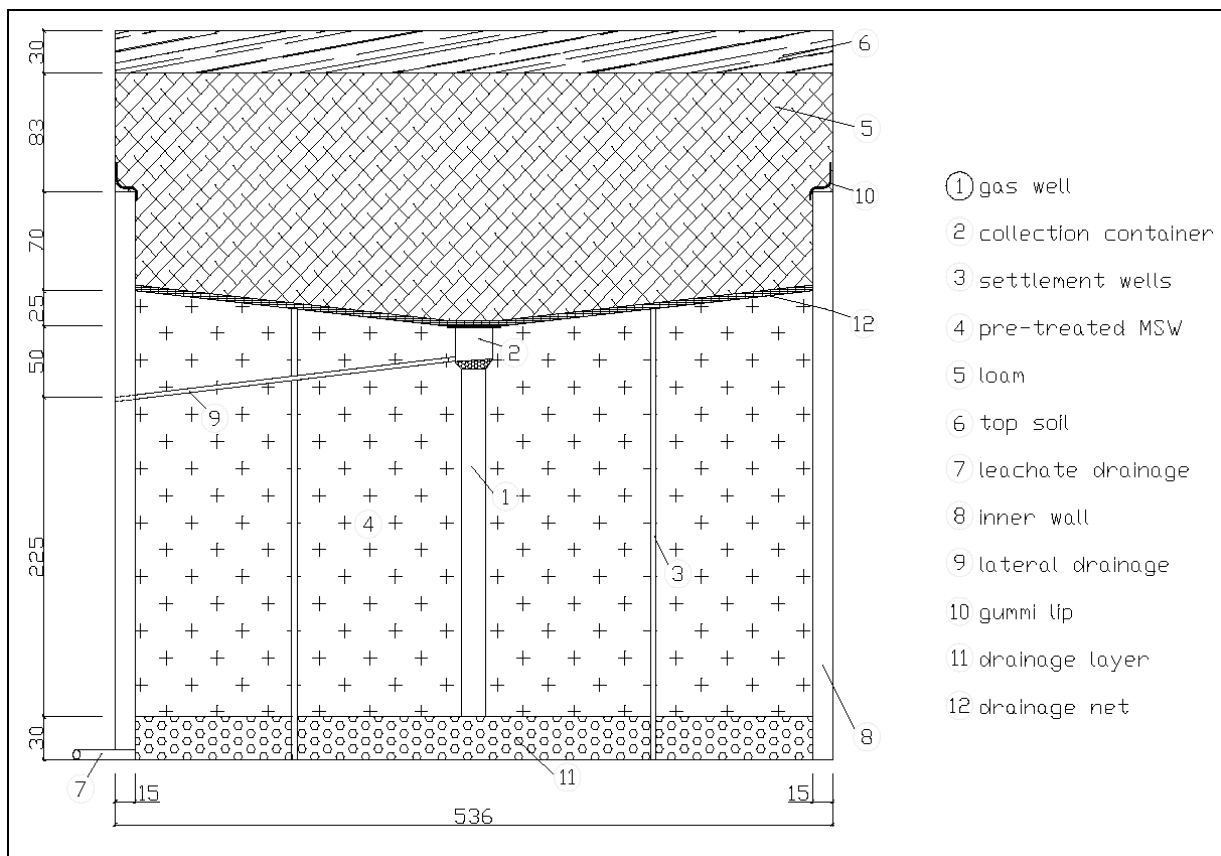


Bild 4-22 Vertikalschnitt durch die Lysimeter in Essen, Maße in cm (Felske et al., 2003)

Nach 8 Jahren wurde das Lysimeter demontiert und das MBA-Material analysiert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 4-12 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 enthält.

Tabelle 4-12 MBA-Material nach 8 Jahren im Lysimeter (Felske et al., 2003)

Layer	Depth [m]	Organic dry matter [% DM]	TOC [% DM]	AT_4 [mg O ₂ /g DM]	GB_{21} [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

4.1.8.2 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 4-23 zeigt die Gaszusammensetzung nach 8 Jahren im Abfall selbst und in den Abdeckschichten. Der Methangehalt lag bei den Gasproben aus dem Abfall bei 50 %.

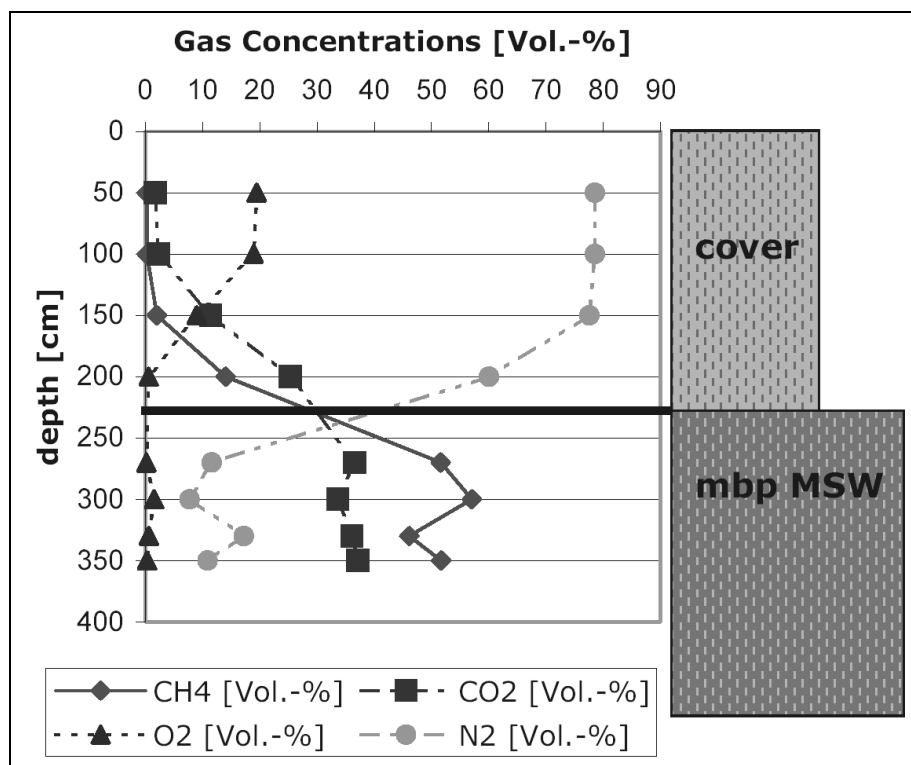


Bild 4-23 Gaszusammensetzung im Abfall und der Deckschicht 8 Jahre nach Abfalleinbau (Felske et al., 2003)

4.1.9 Deponie Erbenschwang

4.1.9.1 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 einzig verfügbare Quelle über tatsächlich gefasste Gasmen- gen 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 wur- den 21.802 Mg Abfall eingebaut. Das Testfeld erreichte eine Endhöhe von 8 Metern.

Im Gegensatz zu den niedersächsischen Pilotanlagen, die vor 2005 bereits annähernd verord- nungskonformes Material ablagerten, hatte der Output der MBA Erbenschwang zum Zeitpunkt der Untersuchungen einen AT_4 von durchschnittlich ca. 20 mgO_2/g TS. Daher besteht grund- sätzlich 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.

4.1.9.2 Gasmenge

Im ersten Jahr, in dessen erster Hälfte noch Ablagerung stattfand, wurde das Entgasungs- system nahezu kontinuierlich betrieben. Im zweiten Jahr war die fassbare Gasmenge so gering, dass das Gasfassungssystem nur 3 Tage pro Woche in Betrieb war. Tabelle 4-13 ent- hält die Werte der gefassten spezifischen Gasmenge.

Tabelle 4-13 Gefasste spezifische Gasmenge Testfeld MBA Erbenschwang (Ablagerungs- ende 31. Dezember 1999) Einbau- $AT_4 \sim 20 mgO_2/g$ 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

4.1.9.3 Gaszusammensetzung

Die Gaszusammensetzung wurde wöchentlich gemessen. Tabelle 4-14 zeigt dem Schwan- kungsbereich der Messungen und die Durchschnittswerte. Der Methananteil ging im zweiten Jahr deutlich zurück.

Tabelle 4-14 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

4.1.9.4 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 weiter gerotet wurde, entsprechen die Gaszusammensetzungen einer konventionellen Deponie, die sich in der stabilen Methanphase oder in der Langzeitphase befindet (Tabelle 4-15).

Tabelle 4-15 Gaszusammensetzung der niedersächsischen MBA-Deponien (Messdaten aus Friedrich, 2002)

Deponie	CH ₄ Vol.-%	O ₂ Vol.-%	CO ₂ Vol.-%	Deponiephase nach Rettenberger
Wiefels	45	0	52	Phase III, instabile Methanphase (bedingt durch Nachrotte auf der Deponie)
Bassum	70	0	22	Phase VI, Lufteindringphase
Lüneburg	60	0	37	Phase IV, stabile Methanphase

4.1.10 Reaktor mit Output der MBA Lüneburg

Der Autor (Kühle-Weidemeier) betrieb von 2000 bis 2003 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. Dieses entspricht am ehesten den Verhältnissen in Deponiephase VI. Der Reaktor war nur als Testeinbau gedacht. Für Betrieb und Analytik standen keine Mittel zur Verfügung, daher sind keine kontinuierlichen Messungen erfolgt.

4.1.11 Lysimeter mit MBA-Material in Finnland

In einem in eine Deponie eingebetteten 96m³ Lysimeter untersuchte Sormunen (2008) die Gasbildung von finnischem MBA-Material. Dieses hatte nach 3 Wochen Tunnelrotte und 5 Wochen passiv belüfteter Nachrotte einen GB₂₁ von 22NL/kg TS. Tatsächlich dauerte die

Nachrotte (bzw. anschließende Zwischenlagerzeit) jedoch 6-14 Monate, so dass sehr weit stabilisiertes Material zum Einbau kam. Das Lysimeter hatte eine Höhe von 3,9m und der Einbau des MBA-Materials erfolgte lagenweise verdichtet mit einem Bomag 1,6t Bodenverdichter. In 0,5, 1,0 und 1,5m Tiefen wurden Sonden zur Messung des Gaszusammensetzung installiert.

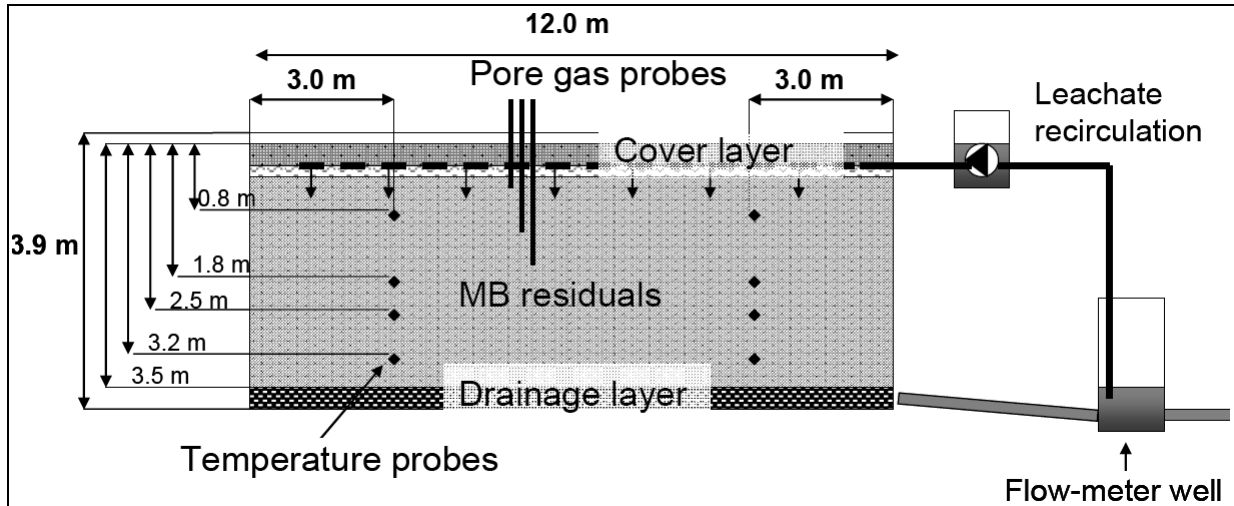


Bild 4-24 Lysimeter mit MBA-Material in Finnland (verändert aus Sormunen, 2008)

Bild 4-25 zeigt den Konzentrationsverlauf über ein Jahr. In 1,5m Tiefe lag die Methankonzentration mit deutlichen Schwankungen weitgehend zwischen 40 und 50%, während CO₂ sich überwiegend im Bereich von 30 – 35% bewegte. Das Gas in 0,5 und 1m Tiefe ist deutlich von Umgebungsluft und ggf. Oxidationsvorgängen beeinflusst und wird hier daher nicht weiter betrachtet.

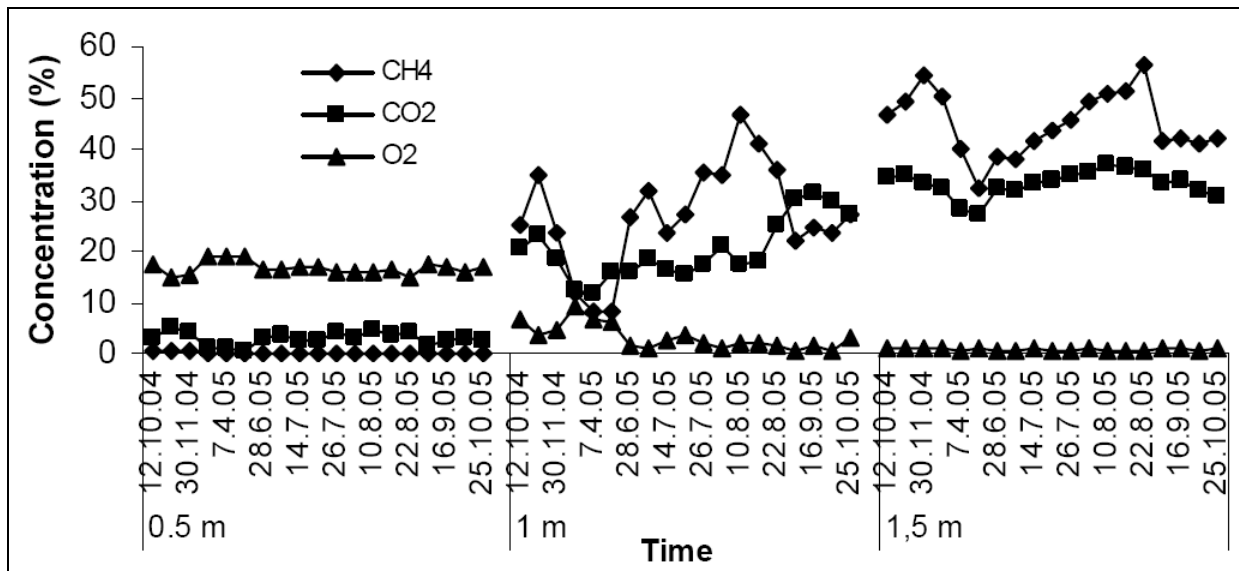


Bild 4-25 Gaszusammensetzung 0,5, 1,0 und 1,5 m unter Abfalloberkante in einem Lysimeter mit MBA-Material in Finnland

4.1.12 Emissionsprognosemodell für MBA-Deponien von Danhamer (2002)

Im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“ hat Danhamer (2002) ein Prognosemodell für die Gasemissionen aus MBA Deponien entwickelt. Zur Kalibrierung hat er die Materialien und Reaktoren benutzt, die später auch von Bockreis (2004) untersucht wurden (siehe Kapitel 4.1.6). Diese Materialien und Reaktoren wurden auch in die Entwicklung des Modells WATFLOW durch Obermann (1999, 2000) einbezogen, das Wasserhaushalt und Porenwasserdruck in Deponien simuliert (siehe auch Kühle-Weidemeier, 2005). Aus seinem Modell, ergänzenden Modulen, WATFLOW und Erkenntnissen von Dach (1998) erstellte Danhamer (2002) schließlich das Deponiesimulationsprogramm DESIM2005.

Auf Basis von Reaktorversuchen und Ergebnissen aus der Literatur definierte Danhamer (2002) ein mittleres Szenario (MB-S), das auch nach dem heutigen Erkenntnisstand die Verhältnisse in einer durchschnittlichen MBA-Deponie weitgehend passend beschreibt. Tabelle 4-16 und Tabelle 4-17 enthalten die Modellparameter in diesem Szenario.

Tabelle 4-16 Allgemeine Modellparameter im Szenario MB-S (Danhamer, 2002)

		Parameter	Symbol	Einheit	Szenario MB-S
Allgemeine Modellparameter	Parameter des Abfalls	Glühverlust	GV_0	Gew.-%	30
		Stoffdichte der inerten, anorganischen Substanz	ρ_{inert}	kg/m ³	2600
		Stoffdichte der organischen Substanz	ρ_o	kg/m ³	1350
	Geometrie-parameter	Höhe der eingebauten Abfallschicht	Δz_{start}	m	1
		Anzahl der insgesamt eingebauten Abfallschichten	$elem_{max}$	/	40
		Höhe der geologischen Barriere	h_{gb}	m	20
		Höhe der Basisabdichtung	h_{bs}	m	2
		Höhe der Oberflächenabdichtung	h_{ss}	m	3
	Betriebs-parameter	Dauer bis Einbau der nächsten Abfallschicht	t_{grow}	a	0,5
		Dauer bis Aufbringen Oberflächenabdichtung	t_{cover}	a	20
		Einbautrockendichte bei Abfalleinbau	$\rho_{d,start}$	Mg/m ³	0,77
		Wassergehalt bei Abfalleinbau	$w_{d,start}$	kg/kg	0,52

Tabelle 4-17 Modellparameter biologischer Abbau und Gashaushalt MB-S (Danhamer, 2002)

		Parameter	Symbol	Einheit	Szenario MB-S	
Parameter im Modul DECOMP	Reaktionsparameter anaerober Abbau	anaerob abbaubarer Abfallanteil	$\text{oTS}_{\text{an}}/\text{TS}$	Gew.-%	3,0	
		Halbwertszeit der langsam abbaubaren Fraktion bei Referenzbedingungen ($\vartheta = 30^\circ\text{C}$, $w_{\text{oTS}} = 150$ Gew.-% (oTS), $p = 993$ hPa)	$t_{\text{h},1,\text{ref}}$	a	15,0	
		Halbwertszeit der schnell abbaubaren Fraktion	$t_{\text{h},2}$	a	0,3	
		Methananteil des produzierten Deponiegases	$Y_{\text{CH}_4,\text{ig}}$	mol/mol	0,5	
		Unterdrückung anaerober Abbau durch O_2 -Konz.	Y_{ae}	mol/mol	0,02	
	Reaktionsparameter aerobe Prozesse	Atmungsaktivität bei Abfalleinbau	AT_{start}	g/(kg·d)	0,15	
		Anteil aerob abbaubarer organischer Substanz	$\text{oTS}_{\text{ae}}/\text{oTS}$	kg/kg	0,1	
		Geschwindigkeitskonstante Methanoxidation	$k_{\text{CH}_4,\text{ae}}$	$\text{m}^3/(\text{mol}\cdot\text{d})$	0,035	
		maximale Methanoxidationsrate im Abfallkörper	$\dot{\gamma}_{\text{CH}_4,\text{ox}}$	$\text{mol}/(\text{m}^3\cdot\text{d})$	0,75	
	Parameter im Modul GASFLOW	Transportparameter	Gaspermeabilität bei $\psi_{\text{g}} = 50$ Vol.-%	$(K_0 \cdot K_{r,z})_{50}$	m^2	9,0E-12
Exponent der Gaspermeabilitätsfunktion			K_{exp}	m^2	3,25E-12	
minimale Gaspermeabilität des Abfallkörpers			$(K_0 \cdot K_{r,z})_{\text{min}}$	m^2	1,0E-16	
Parameter der Diffusionswiderstandsfunktion			D_{par}	/	0,2	
Exponent der Diffusionswiderstandsfunktion			D_{exp}	/	1,95	
minimaler volumetrischer Gasanteil im Abfallkörper			$\psi_{\text{g, res}}$	Vol.-%	0,5	
Klimadaten		Jahresmittelwert der Zeitreihe des Atmosphärendrucks	$p_{\text{atm}}(t)$	mbar	993	
		Amplitude der gedämpften Druckschwankungen nach Aufbringen der Oberflächenabdichtung (sinusförmige Schwankungen im Wochenrhythmus)	Δp_{top} Δp_{bottom}	mbar	5	
Randbedingungen		Typ der Oberflächenabdichtung	cover type	-	TASi	
		Unterdruck am oberen Deponierand zur Gasfassung nach dem Aufbringen der Oberflächenabdichtung	Δp_{cover}	mbar	2,5	
		relative Wasserdampfättigung der Gasphase im Abfallkörper und an den Deponierändern	$S_{\text{rel},\text{H}_2\text{O}(\text{g})}$	%	100	
		volumetrischer Gasanteil der Oberflächenabdichtung	$\psi_{\text{g, ss}}$	Vol.-%	20	
		volumetrischer Gasanteil der Basisabdichtung	$\psi_{\text{g, bs}}$	Vol.-%	25	
Parameter Chemout		Schadstoffe Sickerwasser	Sickerwasserschadstofffrachten werden als Funktion von Glühverlust und W/F-Verhältnis berechnet (Datengrundlage ist Tabelle 5-16)	-	-	-

In den folgenden Tabellen und Aufstellungen sind die berechneten Gasemissionen in der Betriebs- und Nachsorgephase aufgeführt. Es ist zu beachten, dass die Werte in den Tabellen Danhamers weitgehend flächenbezogen und nicht volumen- oder massenbezogen sind.

Tabelle 4-18 Emissionen Betriebsphase (20 Jahre) im Standardszenario (Danhamer, 2002)

Szenario	Summe Depo- negas- emission	durch- schnitt- licher CH ₄ - gehalt	Gas- emissions- rate		Summe Methan-		Methan- emissions- rate		mittl. spez. Gasbildungs- potential		Ab- nahme GB _∞ in Be- triebs- phase	
			Mittel- wert	Max.- quartal	oxi- da- tion	emiss- ion	Mittel- wert	Max.- quartal	Input (GB _∞)	Ende Be- trieb (GB _∞)		
	Nm ³ /m ²	Vol.-%	Nl / (m ² ·h)	Nl / (m ² ·h)	kg/m ² (1)	% von (1)+(2)	kg/m ² (2)	g/(m ² ·h)	g/(m ² ·h)	Nl / kg TS	Nl / kg TS	%
MB-S	177,3	38,7	1,01	1,68	10,4	17,5	48,9	0,28	0,51	24,9	19,4	22,0

Tabelle 4-19 Emissionen Nachsorgephase (30 Jahre, mit Oberflächenabdichtung) im Standardszenario (Danhamer, 2002)

Szenario	Summe Depo- negas- emission	durch- schnitt- licher CH ₄ - gehalt	Gas- emissions- rate		Summe Methan-		Methan- emissions- rate		mittl. spez. Gasbildungs- potential		Abnahme GB _∞	
			Mittel- wert	Max.- quartal	oxida- tion	emiss- ion	Mittel- wert	Max.- quartal	Input (GB _∞)	nach 50 a	ges- amt	Anteil Nach- sorge
	Nm ³ /m ²	Vol.-%	Nl / (m ² ·h)	Nl / (m ² ·h)	kg/m ²	kg/m ²	g/(m ² ·h)	g/(m ² ·h)	Nl / kg TS	Nl / kg TS	%	%
MB-S	121,6	50,0	0,46	1,35	0,01	43,3	0,16	0,46	24,9	15,4	38,1	42,2

Setzt man eine quaderförmige Deponie an, in die gemäß Tabelle 4-16 vierzig 1 m mächtige Lagen mit einer Trockendichte von 0,77 Mg TS/m³ eingebaut wurden, ergibt sich daraus eine eingebaute Masse von 30,8 Mg TS/m². Auf dieser Basis wurden die in Tabelle 4-20 eingetragenen spezifischen Emissionswerte berechnet.

Tabelle 4-20 Spezifische Emissionswerte im Szenario MB-S

	Summe Deponie- gas- emission	Durch- schnitt- licher CH ₄ - Gehalt	Gas- emissionsrate		Summe Methan-		Methan- emissionsrate		Mittl. spez. Gasbildungs- potential		Abnahme GB _∞	
			Mittel	Max. Quar- tal	oxida- tion	emiss- ion	Mittel	Max. Quar- tal	Input GB _∞	Nach 50a	Ges	Anteil
	Nm ³ /Mg	Vol.-%	NL/(Mg TS·h)	NL/(Mg TS·h)	Kg/Mg TS		g/(Mg TS·h)		NL/kg TS		%	
Be- trieb	5,76	38,7	0,0328	0,0545	0,3376	1,588	0,009	0,016 55	24,9	19,4		Betrieb 22,0
Nach- sor- ge	3,95	50,0	0,0149	0,0438	0,000325	1,406	0,005 19	0,014 93	24,9	15,4	38,1	Nachs. 42,2

4.2 Im Rahmen des aktuellen Vorhabens durchgeführte Umfragen

Um sicherzustellen, dass alle vorhandenen Erkenntnisse in den Bericht einfließen, wurden zusätzlich noch Befragungen vorgenommen. Zuerst wurde die Geschäftsstelle der Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung (ASA e.V.) angefragt. Von dort kam aber außer einer Lesebestätigung keine Antwort. Darum wurden zusätzlich alle deutschen MBAs direkt angeschrieben. Hier gab es eine Reihe von Rückmeldungen, aber es waren meist keine Daten oder nur Ergebnisse von FID-Messungen an der Deponieoberfläche vorhanden, die für die Ziele des Vorhabens wenig geeignet sind. Beim österreichischen Umweltbundesamt und der TU Wien lagen ebenfalls keine Erkenntnisse vor.

Herr Binner von der Universität für Bodenkultur in Wien stellte eine große Anzahl von Gasanalysen zur Verfügung, die bei Gasbildungstests (Bestimmung GS_{21} und GS_{90}) mit MBA-Material durchgeführt wurden (Binner, 2008a).

4.3 Gaszusammensetzung in Labortests mit MBA-Output

Aus den von der Universität für Bodenkultur in Wien zur Verfügung gestellten Daten wurden diejenigen Analysen ausgewählt, die folgenden Kriterien erfüllten:

$GS_{21} \leq 20$ NL/kg, Rottedauer < 50 Wochen, CH_4 -Anteil des Gases > 10%

Tabelle 4-21 Gaszusammensetzung in Labortests mit MBA-Material (Binner, 2008a)

Probe	Rottedauer [Wo]	GS21 [NL/kg TS]	CH ₄ [%]	CO ₂ [%]	O ₂ [%]	N ₂ [%]
1	12	11,8	60	40	0	0
2	20	3,7	55	45	0	0
3	40	10,4	56	44	0	0
4	15	7	61	39	0	0
5	30	13,4	55	45	0	0
6	12	14,3	60	40	0	0
7	14	1,5	19	60	0	21
8	3	2,6	64	36	0	0
9	3	6,7	63	37	0	0
10	19	10,8	67	33	0	0
11	11	16,9	76	24	0	0
12	20	2,3	48	52	0	0
13	20	3,1	56	44	0	0
14	20	5,5	49	18	0	33
15	20	1,7	48	31	0	21
16	3	16,5	62	38	0	0
17	3	13,7	64	36	0	0
18	3	4,7	42	58	0	0
19	2	17,5	61	39	0	0
20	8	18	59	41	0	0
21	20	6,2	58	42	0	0
22	20	1,2	41	39	0	0
23	3	9,6	70	30	0	0
24	6	8,1	54	46	0	0
25	25	16,3	62	38	0	0
26	15	13,2	39	61	0	0
27	30	10,5	45	55	0	0
28	30	2,2	35	52	0	13
29	13	8,2	63	37	0	0
30	3	8,6	45	45	0	10
31	3	3,5	47	47	0	6
32	4	2,9	52	40	0	8
33	28	7	62	36	0	2
34	5	5	56	44	0	0
35	3	4,5	48	52	0	0
36	3	7,4	64	36	0	0
37	30	5,4	50	47	0	3
38	30	6,7	60	40	0	0
Median	13,5	7	56	40	0	0

4.4 Zusammenfassung und Bewertung

Die Datengrundlage bezüglich der Gasbildung in MBA-Deponien ist nach wie vor dürftig. Auch eine Anfrage bei der ASA e.V. (Arbeitsgemeinschaft stoffspezifische Abfallbehandlung; die Interessensvertretung der MBA-Betreiber) sowie bei den einzelnen MBAs brachte keine zusätzlichen Erkenntnisse. Die Auswertung stützt sich daher vornehmlich auf Untersuchungen im Zeitraum bis 2006, von denen ein erheblicher Anteil mit Deponiesimulationsreaktoren erfolgte.

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 4-21).

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 4-22 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 Gasbildungsraten 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 4-22 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 4-11 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 4-9) 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 4-21 beträgt die Gasproduktion im ersten Jahr insgesamt bei einem AT_4 von $5 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$ ca. $35 \text{ m}^3 / \text{Mg}$, bei einem AT_4 von $4 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$ ca. $25 \text{ m}^3 / \text{Mg}$ und bei einem AT_4 von $3 \text{ mg O}_2 / \text{g TS}$ ca. $20 \text{ m}^3 / \text{Mg}$. Wie Tabelle 4-22 zeigt, geht die Gasproduktion im 2. Jahr deutlich zurück.

Angesichts der geringen Gasproduktion und des mit konventionellen Gasfassungssystemen schlechten Erfassungsgrades liegen ein Verzicht auf aktive Gasfassung und –behandlung und stattdessen der Einsatz biologischer Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht nahe.

Die Gaszusammensetzung ($\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ Verhältnis) war sehr unterschiedlich unter verschiedenen Bedingungen und in den Experimenten der unterschiedlichen Autoren. Vor allem die Messungen an den Reaktoren der TU-Darmstadt zeigten z.T. ungewöhnliche Ergebnisse, die durch ihren sehr niedrigen CO_2 -Anteil auffielen (Bild 4-16). Diese Gaszusammensetzungen entsprechen keiner typischen Deponiephase und sind vermutlich auf Absorption des CO_2 zurückzuführen. Eine solche Absorption wurde an der Universität für Bodenkultur in Wien an Proben aus Deponien mit relativ hohem Mineralstoffanteil beobachtet (Binner, 2008).

Mehrheitlich war das $\text{CH}_4 / \text{CO}_2$ Verhältnis sonst aber wie bei Deponiegas in der Phase VI.

5 Halbwertszeiten bzw. Reaktionskonstanten unter Deponiebedingungen

5.1 Grundlagen

Durch die Halbwertszeit $T_{1/2}$, wird das Abbauverhalten der organischen Anteile im Abfall bestimmt. Sie ist von vielen deponiespezifischen Randbedingungen abhängig. Als Durchschnittswert für $T_{1/2}$ werden häufig 5 bis 8 Jahre angegeben (Drees, 2000). Leicht abbaubare Abfallanteile wie Nahrungsmittelreste können mit $T_{1/2}$ von einigen Monaten bis zu 2 Jahren umgesetzt werden, wohingegen schwer abbaubare Anteile wie Textilien, Holz und Papier Halbwertszeiten von Jahrzehnten aufweisen.

Unter der begründeten Annahme, dass die Gasbildung eine Reaktion erster Ordnung ist, verhält sich die Umsatzgeschwindigkeit proportional zur aktuell vorhandenen Substratkonzentration. Diese Proportionalität beschreibt die Abbaukonstante k .

Zwischen Halbwertszeit $T_{1/2}$ [a] und Reaktionskonstante k [1/a] besteht mathematisch folgender Zusammenhang:

$$k = \frac{\ln 2}{T_{1/2}} = \frac{0,693}{T_{1/2}}$$

$$T_{1/2} = 1/k \cdot \ln 2$$

$T_{1/2}$ und k bestimmen die Krümmung der Gasproduktionskurve und damit die Gasmenge pro Zeiteinheit auf der Zeitachse.

Mit k kann der Abbau organischer Substanz aus einem Anfangswert C_0 bis zu einem resultierenden Wert C_t zum Zeitpunkt t nach folgender Beziehung 1. Ordnung berechnet werden:

$$C_0 = C_t \cdot e^{-k \cdot t}$$

Vereinzelt wird in Modellberechnungen auch der dekadische Logarithmus (\log) verwendet, so dass die Reaktionskonstanten hier um den Faktor 2,303 höher sind als beim natürlichen Logarithmus.

5.2 Eingangsparmeter für die Emissionsprognose bei MBA-Abfällen

5.2.1 Gaszusammensetzung

Aufgrund der hohen Klimawirksamkeit des Methananteils im Deponiegas ist die Gaszusammensetzung wesentlich für die Prognose der klimawirksamen Emissionen aus MBA-Deponien. Zur Bestimmung des anzusetzenden Methan- und Kohlendioxidanteils werden nur die Ergebnisse von Materialien herangezogen, die zweifelsfrei zum Einbauzeitpunkt annähernd AbfAbIV konforme Eigenschaften hatten. Hinzu kommen spätere Werte von zum Einbauzeitpunkt geringer stabilisierten MBA-Output, der nach längerem Ablagerungszeitraum eine ausreichende Stabilisierung erreicht hat und für den zu diesem Zeitpunkt entsprechende Daten vorliegen.

Wie aus Tabelle 5-1 hervorgeht und aufgrund der intensiven Behandlung plausibel ist, hat das Deponiegas aus solchem Material eine Zusammensetzung, die weitgehend in Deponiephase VI einzuordnen ist (Bild 4-1). Im Laufe dieser Phase findet im Gegensatz zu Phase IV und V eine sehr ausgeprägte Veränderung der Gaszusammensetzung statt, die sich auch in Tabelle 5-1 widerspiegelt. Die Untersuchungen an den MBA-Abschnitten Lüneburg und Bassum wurden mit einer 2m langen Sonde vorgenommen, erfassten also nur relativ frisch abgelagertes MBA-Material. Zudem wurde dort 2002 auch noch nicht der in Anhang 2 der AbfAbIV vorgegebene Stabilisierungsgrad erreicht. Die Gaszusammensetzung entspricht daher der Situation zu Beginn von Phase VI.

Tabelle 5-1 Zusammensetzung des Gases aus ganz oder weitgehend verordnungskonformem MBA-Material

Deponie	CH ₄ Vol.-%	O ₂ Vol.-%	CO ₂ Vol.-%	Deponiephase nach Retten- berger	Messergebnisse aus
Reaktor MB-WS	ca. 60*	ca. 0	ca. 40*	IV oder VI	Bockreis et al. (2004)
Lysimeter Univ. Essen nach 8 Jahren	50	0	35	VI	Felske et al. (2003)
Reaktor Material Lü- neburg	35		28	VI	Kühle-Weidemeier (2005)
Modelldeponie Aller- heiligen unbewässerten, nach Startphase	35			VI (oder III)	Raninger et al. (2001)
Modelldeponie Aller- heiligen bewässert, nach Startphase	45			VI (oder III)	Raninger et al. (2001)
Erbenschwung zweites Jahr nach Ablagerung, Mittelwert	40	0	30	VI	Hertel et al. (2001)
Bassum	70	0	22	VI	Friedrich (2002)
Lüneburg	60	0	37	IV bis VI	Friedrich (2002)
Spanne	35-70	0	22-40		

* Unter der Voraussetzung, dass der Stickstoffanteil 0 ist.

Für die weiteren Berechnungen wird daher davon ausgegangen, dass die Gaszusammensetzung in MBA-Deponien der Deponiephase VI gem. (Bild 4-1) entspricht. Für die weiteren Berechnungen werden die Werte aus dem im mittleren Konzentrationsbereich liegenden Lysimeter der Universität Essen übernommen. Dieses sollte den mittleren Verhältnissen in einer MBA-Deponie besonders nahe kommen, da die Lagerungsdauer des Materials immerhin schon 8 Jahre Betrag und das Material natürlichen Feuchtigkeitseintrag erhielt.

5.2.2 Halbwertszeit

Aus den Gasproduktionskurven in den Kapiteln 4.1.5 bis 4.1.7 lassen sich folgende Halbwertszeiten der Gasproduktion ableiten, die sich weitgehend auf die Anfangszeit einer Ablagerung beziehen:

Tabelle 5-2 Halbwertszeiten (d) der Gasproduktion von MBA-Material in verschiedenen Versuchen

Reaktor Einheit	Allerheiligen Kompartimente ohne Bewässerung		Allerheiligen Kompartiment 2 mit Bewässerung ab Tag 266		Allerheiligen Kompartiment 4 mit Bewässerung ab Tag 266		AER-20		AER-H		MB-QB2	
	Hwz.	Mess- dauer kumuliert	Hwz.	Mess- dauer kumuliert	Hwz.	Mess- dauer kumuliert	Hwz.	Mess- dauer kumuliert	Hwz.	Mess- dauer kumuliert	Hwz.	Mess- dauer kumuliert
d	180	180	104	104	87	87	71	71	180	180	103	103
d	188	368	98	202	84	135	54	125			185	288
d	208	576	509*	711	198*	333	96	221			310	598
d	205	781			202*		ca. 550	771			620	620
Beobach- tungs- dauer ge- samt (d)		800		800		800		380		350		1.218

* Bewässerungszeitraum Allerheiligen (in der Tabelle farblich hinterlegt)

Diese Werte weichen stark von üblichen Ansätzen für Halbwertszeiten in alten Deponien ab, mit denen MBA-Deponien oft gleichgesetzt werden. Dort wird von Halbwertszeiten mehrerer Jahre ausgegangen. Auch die Ansätze von Danhamer (2002) gehen von mehrjährigen Halbwertszeiten aus; so wird in der in Abschnitt 4.1.12 vorgestellten Variante eine Halbwertszeit von 15 Jahren verwendet. Reinert et al. (2007) benutzen in ihren Berechnungen Halbwertszeiten von 3 bis 10 Jahren (Abschnitt 4.1.4). Felske, 2003 hat die früheren Ansätze gemäß Tabelle 5-4 zusammengestellt.

Giannis et al, 2008 gehen in einer aktuellen Untersuchung an großtechnisch mechanisch aufbereitetem Siedlungsabfall von folgenden Eingangswerten für eine Gasprognose aus:

- nach 8-wöchiger biologischer Behandlung (aerob):
Reduzierung des Gaspotenzials um 67 – 83%,
- nach 15-wöchiger biologischer Behandlung (aerob):
Reduzierung des Gaspotenzials um 82 – 91%

Die Reaktionskonstanten für die anaerobe Umsetzung in der Deponie werden mit 0,0347 – 0,0803 1/a angegeben, was Halbwertszeiten von 20 a bzw. 8,6 a entspricht, also im Bereich mittel und schwer abbaubarer Fraktionen im Siedlungsabfall.

Tabelle 5-3 Faktoren für Gasprognosemodelle für mbv/gealterte Siedlungsabfälle (Zusammenstellung nach Felske, 2003)

		Gesamtgasmenge G_e [m ³ /Mg TS]			Entgasungsrate [l/Mg*h]			Halbwertszeit $t_{1/2}$ [a]		
Autor	Jahr	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED	MIN	MAX	MED
Scheelhaase	2001	15	30		0,6	0,9		3	10	
Heyer et al.	1997	15	30		0,5	1,3				6
Rettenberger	1997						0,1	15	30	
Ehrig et al.	1998			40				15	30	
Dach	1998	10	45					1,1	6,3	

Als mögliche Gründe für die auffällige Differenz zwischen den Ergebnissen von DSR-Versuchen und den erwarteten Realbedingungen kommen in Betracht:

- Die Versuchsbedingungen in den DSR sind ggf. optimiert und entsprechen noch nicht realen Deponiebedingungen.
- Beim Ablagern von MBA-Material auf Deponie kommt es ggf. zu ausgeprägten Anfangsreaktionen durch das in der Vorbehandlung relativ gut aufgeschlossene Material. Dann könnte evtl. auch keine Reaktion 1. Ordnung hierfür angesetzt werden.
- Durch die Vorbehandlung ist das Einbaumaterial sehr viel homogener als herkömmlicher Restabfall, so dass auch hieraus relativ gute Reaktionsbedingungen resultieren könnten.
- Es fehlen durch die Vorbehandlung bei Einhaltung der Bedingungen der AbfAbIV die leicht abbaubaren Stoffe, es fehlen zum großen Teil aber auch die schwer abbaubaren Stoffe, die überwiegend als Ersatzbrennstoff ausgeschleust werden.

Beobachtungen auf 4 MBA-Deponien (Testfelder < 1 ha, bis zu 8 m Aufschüttung) von Weber, 2008 deuten darauf hin, dass abgelagertes MBA-Material auch bei Einhaltung der AbfAbIV zunächst nennenswert Deponiegas bildet. Auf diesen Deponien wurden aus FID-Messungen und Umrechnungsfaktoren von Weber (2008) Anfangsemissionen zwischen 2,5 und 3 l/m²*h ermittelt. Aus dem zeitlichen Verlauf der Emissionen wurde grob eine Halbwertszeit von 8 – 9 Monaten ermittelt, wobei eine Überlagerung durch Methanoxidationseffekte hier gegeben ist und die Halbwertszeiten zunächst nur grobe Anhaltswerte liefern können.

An einer der Deponien wurde der Frage der Methanoxidation durch Sondenmessungen nachgegangen. Es zeigte sich an den Profilen der Gaszusammensetzung, dass eine Methanoxidation in den oberen Dezimetern der Ablagerung stattfindet.

Insgesamt lässt sich aus den bisher verfügbaren Erkenntnissen und Informationen noch keine gesicherte Abschätzung einer Reaktionskonstante von MBA-Abfällen unter realen Deponiebedingungen ableiten.

5.3 Zusammenstellung weiterer Literaturdaten für verschiedene Abfälle

Tabelle 5-4: Vergleich der Abbaufaktoren k bzw. der Halbwertszeit $T_{1/2}$ einzelner EU-Mitgliedsstaaten, Zusammenstellung nach Methanberechnungsstudie des UBA Österreich (Schachermeyer, Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der Methanemissionen aus Deponien, 2006)

Mitgliedsstaat	Bezeichnung	Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante $K [1/a]$	Halbwertszeit $t \cdot 1/2 [a]$ ($t \cdot 1/2 = \ln 2/k$)
Frankreich	France 1	0,5	1,4
	France 2	0,1	7
	France 3	0,04	17
Italien		0,26	2,7
Finnland	Schlamm + Essen	0,2	3,5
	Industrielle Abfälle (fest)	0,05	14
	Holz + Papier	0,03	23
Deutschland		0,14	5
England	Leicht abbaubar	0,116	6
	Mäßig abbaubar	0,076	9
	schwer abbaubar	0,046	15
Schweden		0,09	7,7
Dänemark, Niederlande, Portugal		0,07	10
Spanien		0,05	14
Österreich	Restmüll	0,035	9*
	Andere Abfälle: Leicht abbaubar	0,181 bis 0,172 je nach Jahr und Zusammensetzung	rund 4
	Schwer abbaubar	0,032 bis 0,030 je nach Jahr und Zusammensetzung	rund 22
IPCC 2000	Empfohlener Standardwert, wenn keine Daten über die Abfallarten existieren	0,05	14
Gilberg et al., 2005 European Environment Agency	Nahrungsmittelabfälle	0,17	4
	Papierabfälle	0,046	15
	Holzabfälle	0,028	25
	Pflanzliche Abfälle	0,046	15
	Mixed BMW**	0,057	12,2

*...anderer Berechnungsmodus: k -Wert vorgegeben und bezogen auf die Basis 10 (Tabasaran-Rettenberger Modell)

**...getrennt gesammelte biogene Abfälle (40 % Papier, 30 % Lebensmittel, 5 % Holz und 25% Grünabfälle)

Tabelle 5-5: Literaturlauswertung für Abbaufaktoren k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$, Zusammenstellung von Drees (2000), Halbwertszeiten ergänzt

Literaturquelle	k-Werte für		Halbwertszeiten $T_{1/2}$
	$k = \ln 2/T_{1/2}$	$k = \log 2/T_{1/2}$	
TABASARAN (1976)	0,07		10
RETTENBERGER(1978)	0,228		2,4
TABASARAN, RETTENBERGER (1987) - allgemeine Angaben - Messungen an Deponien		0,025 bis 0,05 0,035 bis 0,04	12 bis 6 8,6 bis 7,5
HOEKS (1983)	0,0365		19
ROVERS (1983) - leicht abbaubar - mäßig abbaubar - schwer abbaubar	0,693 0,139 0,046		1 5 15
HOEKS (1980) - Messungen an Deponien	0,1		7
STEGMANN (1978/79) - leicht abbaubar - mäßig abbaubar			1,5 25
MOOLENAAR (1981) - leicht abbaubar - mäßig abbaubar - schwer abbaubar			1 bis 5 5 bis 25 20 bis 100
BOWERMANN (1976) - leicht abbaubar - mäßig abbaubar - schwer abbaubar	1,84 1,15 0,115		0,4 bis 1 0,6 bis 2 6 bis 20
HAM (1979) - leicht abbaubar - mäßig abbaubar andere Werte zitiert: - leicht abbaubar - mäßig abbaubar			1 15 0,5 bis 10 2 bis 25
EHRIG (1986)	0,198 bis 0,347		3,5 bis 2

Tabelle 5-6: Literaturoauswertung für Abbaufaktoren k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$, Zusammenstellung von Krümpelbeck, 2000

Literaturstelle	Erläuterungen	k-Wert bezogen auf die		Halbwertszeit
		Basis e	Basis 10	
TABASARAN, 1976	-	0,07	-	10
RETTENBERGER, 1978*	-	0,288	-	2,4
STAUFFER zitiert in STEGMANN 1978/79*	leicht abbaubar mäßig abbaubar	-	-	1,5 25
MOOLENAR, 1981*	leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar	-	-	1-5 5-25 20-100
ROVERS, 1977 zitiert in HOEKS, 1983*	-	0,0365	-	19
HOEKS, 1983	leicht abbaubar mäßig abbaubar schwer abbaubar	0,693 0,139 0,046	-	1 5 15
TABASARAN, RETTENBERGER, 1987	allg. Abschätzungen Messungen an Deponien	-	0,025-0,05 0,035-0,04	12-6 8,6-7,5
WEBER, 1990	-	0,07-0,12	-	10-6
EHRIG, 1991		0,139		5
DICKERT, KAPPESSER, PAETZOLD, 1994	Restmüll Biomüll Gesamtmüll	-	0,029-0,011 0,061-0,031 0,050-0,023	-

*zitiert in EHRIG, 1991

Tabelle 5-7: Abbaufaktoren k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$, für verschiedene Abfallarten nach Schachermeyer, 2007

Fraktionen	Schlüsselnummern*	DOC [GgC/Gg Feuchtsubstanz]	DOC _F [Anteil]	Methanbildungsgeschwindigkeitskonstante K [1/a]	Halbwertszeit t·1/2 [a]
Holz	17102, 17201, 17202, 17209, 17211, 18101	0,45	0,5	0,028	25
Papier	187, 18407, 18702	0,3	0,55	0,046	15
Textilien	58105, 58106, 58107, 14702	0,5	0,55	0,046	15
Grünabfälle	91104, 91202, 91601, 917	0,16	0,55	0,046	15
Fette	123	0,2	0,77	0,17	4
Schlämme	94901, 947, 945, 948, 14402	0,11	0,77	0,17	4
Baustellenabfälle	91206	0,085	0,55	0,035	20
Rotteendfraktion, Sperrmüll und Sortierreste	91105, 91401, 91102, 91103	0,16	0,55	0,035	20

6 Ableitung von Vorschlagswerten zur Reaktionskonstante

In Tabelle 5-5, Tabelle 5-6 und Tabelle 5-7 sind Literaturangaben zu Halbwertszeiten bzw., Reaktionskonstanten aus verschiedenen Untersuchungen und für verschiedene Abfälle zusammengestellt. Häufig wurde versucht, durch eine Aufschlüsselung der Abfälle in leicht, mittel und schwer abbaubare Anteile eine differenziertere Betrachtung bzw. Berechnung durchzuführen bzw. die Prognosegenauigkeit zu verbessern (3-Phasen-Modell).

Im FOD-Modell der IPCC, das auf der oben genannten Abbaukinetik 1. Ordnung basiert, ist dieser Ansatz ebenfalls als Option enthalten. Grundsätzlich wird seitens IPCC dringend empfohlen, die Berechnung nach der First Order Decay (FOD) Methode und nicht mehr nach der Mengenbilanzmethode durchzuführen.

Das FOD-Modell zur Prognose von Methanemissionen sieht dann 2 Optionen vor:

- Das **Einphasen-Modell** (gesamter Siedlungsabfall – MSW, wobei ergänzend Industrieabfälle und Klärschlamm berücksichtigt werden sollen und das dann ein **Dreiphasen-Modell** erreicht ist.)
- Das **Multiphasen-Modell** (Abfälle aufgeschlüsselt in die Kategorien Nahrungsmittel, Gartenabfälle, Papier/Pappe, Holz/Stroh, Textilien, Einwegwindeln, Klärschlamm, Industrieabfälle)

Sofern landesspezifisch diese Kategorien unüblich oder nicht ausreichend sind, können Abfälle oder Abfallfraktionen in gesonderter Berechnung diesen Kategorien zugewiesen werden. Die Kategorien selbst sind im Excel-Modell nicht veränderbar.

Es werden des Weiteren folgende 3 Ebenen der Bearbeitung unterschieden:

- Auf der Ebene 1 (Tier 1) soll das FOD-Modell mit den Vorgabewerten der IPCC verwendet werden.
- Auf der Ebene 2 (Tier 2) soll ebenso das FOD-Modell mit einigen Vorgabewerten verwendet werden, aber auch landesspezifische Daten, z.B. Abfallstatistiken über mehr als 10 Jahre.
- Auf der Ebene 3 (Tier 3) sollen schließlich landesspezifische Schlüsselparameter und Messergebnisse berücksichtigt werden. Beispielsweise werden hier die Halbwertszeit und das Gasbildungspotenzial genannt.

In den IPCC-Guidelines Solid Waste Disposal 2006 wird darauf hingewiesen, dass derzeit keine Erkenntnisse darüber bestünden, dass das Multiphasen-Modell besser sei als das Einphasen-Modell. Im ersteren Modell wird angenommen, dass die Halbwertszeiten aller Abfallkategorien völlig unabhängig voneinander seien, im zweiten dagegen, dass der Abbau aller Abfallkategorien voneinander abhängig sei.

Hierzu ist anzumerken, dass das Multiphasen-Modell vom Ansatz her zunächst nachvollziehbar ist, aber vermutlich nur eine scheinbar bessere Prognosegenauigkeit liefern kann. Die grundsätzliche Problematik bisheriger Deponiegas- bzw. Methanemissionsprognosen liegt in der Unschärfe sämtlicher anzusetzenden Eingangsparameter. Deponiebezogen kann man

dies im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse darstellen, wobei durch sinnvolle Parametervariationen Min-Max-Bereiche herausgearbeitet werden können.

Für die landesweite Bilanzierung von Methanemissionen erscheint solch ein Min-Max-Ansatz jedoch nicht zielführend. Langfristig kann hier die Prognosegenauigkeit nur verbessert werden, indem Eingangsparemeter kritisch hinterfragt und ggf. durch weitere wissenschaftliche Untersuchungen abgesichert werden. Bei historisch zurückliegenden Daten z.B. im Zusammenhang mit früheren Abfallmengen, -zusammensetzungen und -eigenschaften werden jedoch exaktere Eingangswerte im Nachhinein nicht mehr darstellbar sein.

Bei der Prognose von Methanemissionen sind also erhebliche Unschärfbereiche schon bezogen auf nur eine Deponie auch künftig unvermeidlich. Auf Landes- oder Staatenebene kommen durch unterschiedliche Betrachtungsweisen und Sachstände der bearbeitenden Stellen weitere Einflussfaktoren hinzu.

Wenn nun zwangsläufig mit unscharfen Eingangsparemetern zu prognostizieren ist, so wird die Prognosegenauigkeit nicht zu verbessern sein, indem eine Vielzahl weiterer unscharfer Eingangsparemeter in die Berechnung einfließen. Aus dieser Perspektive betrachtet, bietet das Multiphasen-Modell vermutlich keine nennenswerte Verbesserung, weil genau diese Ausweitung unscharfer Eingangsparemeter hierdurch impliziert wird. Besonders das starre System von fest vorgegebenen Abfallfraktionen muss landesbezogen beim Versuch der Abfallartenzuordnung in dieses System zu weiteren Unschärfen führen.

Insofern dürfte die IPCC-Einschätzung, dass Einphasen- und Multiphasensystem derzeit gleichwertig sind, realistisch sein. Das Multiphasensystem ist auch nicht zwingend für eine Bearbeitung in Ebene 2 oder 3 vorgeschrieben, so dass dessen Verwendung derzeit verzichtbar erscheint.

Wir empfehlen für Siedlungsabfalldeponien zunächst die Verwendung des Ein-Phasenmodells, alternativ auch das 3-Phasen-Modell, in dem die Abfallmengen den Kategorien schnell, mittel und langsam abbaubar zugeordnet werden.

Eine zusätzliche Anpassung an örtliche Verhältnisse kann erreicht werden, wenn für die kinetischen Faktoren der Methanbildung k bzw. $T_{1/2}$ etwa 4 Arten von Siedlungsabfalldeponien unterschieden werden:

1. Altdeponien oder alte Deponieabschnitte (alte Bundesländer) vor Einführung der weitgehend flächendeckenden Erfassung von Bioabfällen, Gartenabfällen und anderen Wertstoffen, häufig mit Ablagerung erheblicher Bauschutt- und Bodenmengen, bis etwa 1995
2. Altdeponien (neue Bundesländer) mit relativ wenig Organik-, aber hohen Ascheanteilen, bis etwa 1990
3. Neuere Deponien oder Deponieabschnitte für gemischte Siedlungsabfälle nach weitgehend flächendeckender Einführung der Wertstoffeffassung, ab etwa 1995
4. Deponien oder Deponieabschnitte für Abfälle aus der mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung (MBA-Deponien), ab etwa 2005

In den IPCC Guidelines 2006 wird für gemischte Siedlungsabfälle für gemäßigte Breiten und humides Klima ein Vorgabewert $k = 0,09 \text{ 1/a}$ bzw. $T_{1/2} = 7,7 \text{ a}$ vorgeschlagen. Die Vorschlagswerte für andere Abfallkategorien sind Tabelle 6-1 zu entnehmen.

Tabelle 6-1 Vorgabewerte für die Reaktionskonstante k nach IPCC Guidelines 2006 für gemäßigte Breiten und humides Klima ($T_{1/2}$ hier ergänzend berechnet und gerundet)

Abfallkategorie		k [1/a] Vorgabe	k [1/a] Bereich	$T_{1/2}$ [a] Vorgabe	$T_{1/2}$ [a] Bereich
langsam abbaubar	Papier Textilien	0,06	0,05 – 0,07	11,5	10 - 14
	Holz Stroh Gummi	0,03	0,02 – 0,04	23	17,5 - 35
mittelschwer abbaubar	Garten- und Parkabfälle	0,1	0,06 – 0,1	7	7 – 11,5
schnell abbaubar	Nahrungsmittel Klärschlamm	0,185	0,1 – 0,2	3,7	3,5 - 7
Siedlungsabfall oder Industrie- abfall	gemischte Zusam- mensetzung	0,09	0,08 – 0,1	7,7	7 – 8,5

Schachermeyer schlägt für Restmüll in Anlehnung an die Meinung von österreichischen Experten eine **Halbwertszeit von 7 Jahren** vor, die Halbwertszeit für die anderen abgelagerten Abfälle orientiert sich an den vom IPCC vorgeschlagenen Default Werten (IPCC Guidelines).

Die in weiteren Mitgliedsstaaten angesetzten Vorgabewerte sind Tabelle 5-4 zu entnehmen.

Des Weiteren wird auch auf die sehr fundierten niederländischen Untersuchungen an 3 Deponien mit technisch aufwendiger Gesamtgasbilanzierung zurückgegriffen (Jacobs et al, 2005, vgl. Kap. 3.4.2). Das 3-Phasenmodell von Afvalzorg lieferte hier tendenziell die besten Ergebnisse in Bezug auf den Vergleich mit den Messungen. Es wurden hierbei folgende Werte für die Berechnung eingesetzt (Abbaufaktor der Organik: 0,7):

leicht abbaubar	$k = 0,1873 \text{ 1/a}$	$T_{1/2} = 3,7 \text{ a}$
mittelschwer abbaubar	$k = 0,099 \text{ 1/a}$	$T_{1/2} = 7,0 \text{ a}$
schwer abbaubar	$k = 0,0301 \text{ 1/a}$	$T_{1/2} = 23 \text{ a}$

Basierend auf der Zusammenstellung und kritischen Betrachtung der verfügbaren Daten unter Berücksichtigung der spezifischen Randbedingungen in Deutschland wurden die Vorschläge gemäß Tabelle 6-2 als praxisnaher Vorschlag für 4 verschiedene Deponiekategorien entwickelt. Im Rahmen dieser Deponiekategorisierung wurde berücksichtigt, dass sich mit

zunehmender getrennter Sammlung von Bioabfällen in Deutschland tendenziell die Abbaubarkeit der Restabfälle zu längeren Halbwertszeiten hin verschiebt. Dies wirkt sich besonders im Einphasen-Modell aus, während dieser Effekt im Drei- oder Multiphasenmodell durch eine veränderte Abfallzusammensetzung zumindest überwiegend berücksichtigt sein sollte.

Tabelle 6-2 Vorschläge für Vorgabewerte der Reaktionskonstante k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$ in Abhängigkeit vom Deponietyp (gerundete Werte)

	Abfallkategorie	schnell abbaubar		mittelschwer abbaubar		langsam abbaubar	
		k [1/a]	$T_{1/2}$ [a]	k [1/a]	$T_{1/2}$ [a]	k [1/a]	$T_{1/2}$ [a]
1	Altdeponien oder alte Deponieabschnitte (alte Bundesländer) vor Einführung der weitgehend flächendeckenden Erfassung von Bioabfällen, Gartenabfällen und anderen Wertstoffen, häufig vermischt mit erheblicher Bauschutt- und Bodenmengen, bis etwa 1995	0,28	2,5	0,14	5,0	0,04	17,5
2	Altdeponien (neue Bundesländer) mit relativ wenig Organik-, aber hohen Ascheanteilen, bis etwa 1990	0,23	3,0	0,12	5,8	0,035	20
3	Neuere Deponien oder Deponieabschnitte für gemischte Siedlungsabfälle nach weitgehend flächendeckender Einführung der Wertstoffeffassung, ab etwa 1995	0,19	3,6	0,10	6,9	0,03	23
4	Deponien oder Deponieabschnitte für Abfälle aus der mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung (MBA-Deponien), ab etwa 2005	0,17	4,1	0,08	8,7	0,03	23

Sofern das Einphasenmodell angewendet wird, sollte die Reaktionskonstante für die mittelschwer abbaubare Kategorie verwendet werden.

Das Einphasen-Modell lässt sich im IPCC-Excel-Modell realisieren, indem die Option „bulk waste data only“ gewählt wird und nur für MSW jährliche Ablagerungsmengen eingegeben werden.

Das Dreiphasen-Modell ist im IPCC-Excel-Modell prinzipiell unter der Option „bulk waste data only“ vorgesehen, aber fest mit 3 Abfallkategorien belegt. Die Berechnung eines Dreiphasen-Modells mit den Kategorien schnell, mittel und langsam abbaubar ist ohne weiteres möglich, allerdings nur mit den vorgegebenen, dann aber nicht mehr passenden Kategorien des IPCC-Modells.

Sofern zukünftig weitere Untersuchungen zur exakten Gesamtbilanzierung des Deponiegases an Deponien über längere Zeiträume (> 1 Jahr) durchgeführt werden, sollten die Modellparameter mit den dabei erzielten Ergebnissen abgeglichen und ggf. angepasst werden.

Besonders gilt dies für MBA-Deponien, bei denen die Ergebnisse aus Deponiesimulationsreaktoren deutlich von bisherigen Prognosewerten und (wenigen) Einzelbeobachtungen abweichen. Hier sollte eine systematische Untersuchung an mehreren MBA-Deponien zum realen Deponieverhalten von MBA-Abfällen in Bezug auf Abbaubarkeit und Deponiegasbildung initiiert werden.

Die nachfolgende Tabelle 6-3 liefert ergänzend Spannbreiten bzw. Unsicherheitsbereiche der Reaktionskonstante k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$ in Abhängigkeit vom Deponietyp.

Tabelle 6-3 Unsicherheitsbereiche der Reaktionskonstante k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$ in Abhängigkeit vom Deponietyp (gerundete Werte)

	Abfallkategorie	schnell abbaubar		mittelschwer abbaubar		langsam abbaubar	
		k [1/a]	$T_{1/2}$ [a]	k [1/a]	$T_{1/2}$ [a]	k [1/a]	$T_{1/2}$ [a]
1	Altdeponien oder alte Deponieabschnitte (alte Bundesländer) vor Einführung der weitgehend flächendeckenden Erfassung von Bioabfällen, Gartenabfällen und anderen Wertstoffen, häufig vermischt mit erheblicher Bauschutt- und Bodenmengen, bis etwa 1995	0,46 – 0,20	1,5 – 3,5	0,17 – 0,12	4,1 – 5,8	0,045–0,035	15,4 – 19,8
2	Altdeponien (neue Bundesländer) mit relativ wenig Organik-, aber hohen Ascheanteilen, bis etwa 1990	0,35 - 0,17	2,0 – 4,0	0,13 – 0,10	5,3 – 6,9	0,04 - 0,03	17 - 23
3	Neuere Deponien oder Deponieabschnitte für gemischte Siedlungsabfälle nach weitgehend flächendeckender Einführung der Wertstoffeffassung, ab etwa 1995	0,28 – 0,15	2,5 – 4,5	0,12 - 0,085	5,8 – 8,2	0,035-0,028	19,8 – 24,8
4	Deponien oder Deponieabschnitte für Abfälle aus der mechanisch-biologischen Abfallvorbehandlung (MBA-Deponien), ab etwa 2005	0,23 – 0,14	3,0 – 5,0	0,10- 0,06	6,9 – 11,5	0,035-0,028	19,8 – 24,8

7 Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation in offenen Einbaubereichen von MBA-Abfällen

7.1 Literaturlauswertung

Publizierte Messungen der Methanoxidationsrate im offenen Einbaubereich von MBA-Deponien gibt es nicht. Aufgrund der hohen Einbaudichte, die schon relativ oberflächennah Werte von 1,0 bis 1,5 g/cm³ erreicht (Kühle-Weidemeier, 2005) und des geringen Makroporenraumes von eingebauten MBA-Materialien, der sich u.a. in Wasserdurchlässigkeitsbeiwerten von k_f 10⁻⁵ bis 10⁻¹¹ m/s (in Abhängigkeit von Tiefe /Auflast) widerspiegelt (Kühle-Weidemeier, 2005), ist das Eindringen von Sauerstoff in MBA-Deponien erschwert, wodurch sich ungünstige Bedingungen für die Methanoxidation ergeben.

Wie Bild 4-25 zeigt, ist bis in ca. 1m Tiefe mit dem Vorkommen von Sauerstoff im eingebauten MBA-Material zu rechnen. Davon geht auch eine Modellrechnung Danhamers (2002) aus, der in seinem MBA-Deponieemissionsmodell biologische Methanoxidation im obersten Meter der MBA-Deponie berücksichtigt. In seinem Simulationsprogramm wird eine maximale Methanoxidationsrate von 0,5 g CH₄/(m²·h) angesetzt. Der niedrige Wert ist eher konservativ angesetzt und trägt den niedrigen Temperaturen in Deponierandbereichen Rechnung.

Der Methanoxidationsprozess wird als Reaktion modelliert, die sowohl bezüglich der Sauerstoff- als auch der Methankonzentration in der Gasphase erster Ordnung ist. Die Reaktionsgeschwindigkeitskonstante $k_{CH_4,ae}$ [m³/(mol·d)] dieser Reaktion lässt sich nach folgender Formel berechnen:

$$k_{CH_4,ae} = \frac{V_{max}}{K_{m,CH_4} \cdot K_{m,O_2}} \quad [m^3/(mol \cdot d)]$$

Die Umrechnung der angesetzten, maximalen Methanoxidationsrate von 0,5 g CH₄/(m²·h) auf eine Volumenbezogene Rate ergibt einen Wert von 0,75 mol/(m³·d) für V_{max} . (Danhamer, 2002)

Den scheinbaren Gasphasen K_m -Wert für Methan und Sauerstoff setzt Danhamer (2002) jeweils mit 4,64 mol/m³ an. Daraus ergibt sich eine Reaktionsgeschwindigkeitskonstante von 0,035 m³/mol·d. *Die maximale Methanoxidationsrate von 0,5 g CH₄/(m²·h) wird damit bei einer gleichzeitigen Methan- und Sauerstoffkonzentration von etwa 11 Vol.-% erreicht (Danhamer, 2002).* Solche Gegebenheiten sind im Lysimeter von Sormunen (2008) in ca. 75 cm Abfalltiefe denkbar (Bild 4-25).

Ein Bericht zu einem brasilianischen Modellvorhaben (Santen et al, 2007) deutet darauf hin, dass zumindest unter den dortigen, eher suboptimalen Bedingungen eines MBA-Betriebes nennenswerte Deponiegasemissionen resultieren. Bei 3 auf der Deponiefläche aufgesetzten Versuchssäulen zur Methanoxidation konnten zumindest bei schwach belasteten Säulen eine bis zu 100%-ige Methanreduktion erzielt werden. Die Versuchssäulen waren hierbei mit weitgehend stabilisierten MBA-Abfällen befüllt.

7.2 Wirksamkeit biologischer Methanoxidation in abgedeckten Bereichen von MBA-Deponien (Deponie Singhofen)

Aufgrund der geringen Gasproduktionsrate sind MBA-Deponien ebenso wie sehr alte Deponiebereiche für den Einsatz der biologischen Methanoxidation prädestiniert. Daneben bleiben auch kaum andere Möglichkeiten der Gasbehandlung, da eine aktive Gasabsaugung aufgrund der im Vergleich zu Deponien mit unbehandelten Abfällen viel geringeren Durchlässigkeit (Kühle-Weidemeier, 2005) nicht sinnvoll durchführbar ist, wie auch die Untersuchungen von Hertel et al. (2001) gezeigt haben (siehe Kapitel 4.1.9.)

Erste Untersuchungen zur Wirksamkeit von Methanoxidationsschichten auf MBA-Deponien werden derzeit von der TU Darmstadt an Testfeldern auf der MBA-Deponie Singhofen durchgeführt (Bohn, 2008).

Dort wurde im Aug./Sept. 2007 ein Testfeld mit den Abmessungen 20 m x 30 m (B x L) aus einer Kapillarsperre mit aufliegender Rekultivierungsschicht hergestellt. Aufgabe der Kapillarsperre ist hauptsächlich die Minimierung der Wassereinsickerung in den Deponiekörper, sie soll aber auch die flächige Verteilung des von unten aus dem Abfallkörper anströmenden Deponiegases verbessern. Die Testfelder wurden mit einer Hangneigung von 1:7 in südwestlicher Richtung profiliert, um das Abfließen von eingedrunenem Niederschlagswasser in das eingebaute Drainagesystem zu gewährleisten.

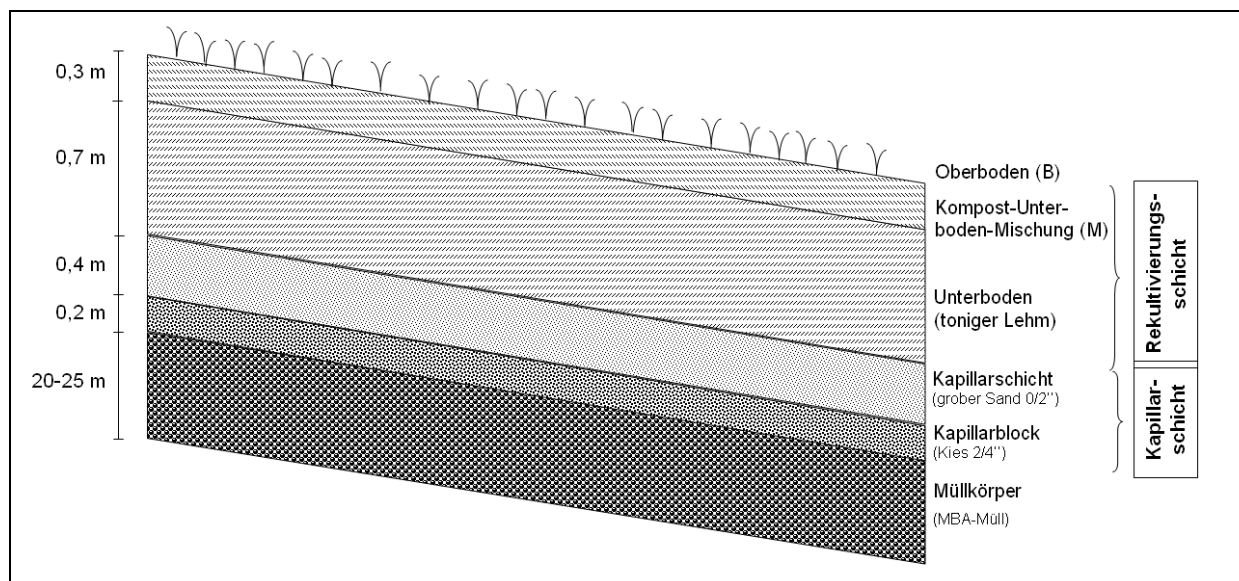


Bild 7-1 Testfeld MBA-Deponie Singhofen (Bohn, 2008)

Das Testfeld wurde in zwei Bereiche unterteilt, in denen unterschiedliche Oberböden über einem einheitlichen mineralischen Unterboden eingebaut wurden:

- Als Unterboden wurde ein am Standort gewachsener, mineralischer Unterboden verwendet (lockerer Einbau mit einem Verdichtungsgrad von 71 % D_{Pr} und einer Einbaudicke von 0,9m inklusive 0,2 m Sackungsreserve, Bodenart nach DIN 4220 toniger Lehm Ut3 bis Ut4, Bodenart nach DIN 4022 U, t, s', Porenvolumen 52 %, Luftkapazität 19 %, nutzbare Feldkapazität 9 mm/dm, TOC: 0,07 mg/g TS, NH_4^+ : $8,4 \times 10^{-3}$ mg/g TS, pH: 4,7, WHK_{max} 47 %).

- Die Testfeldvariante B schließt auf dem Unterboden mit einer 30 cm dicken Schicht eines humusreichen vor Ort gewachsenen Oberbodens ab (Bodenart schluffiger Lehm Lu bzw. U, t, s, g', Verdichtungsgrad 69,5 % D_{Pr} , Porenvolumen 51 %, Luftkapazität 20 %, nutzbare Feldkapazität 17 mm/dm, TOC: 0,13 mg/g TS, NH_4^+ : $6,5 \times 10^{-3}$ mg/g TS, pH: 6,3, WHK_{max} 55 %).
- Der zweite Testfeldbereich M wurde mit einer Kompost-Unterboden Mischung im Volumenverhältnis 1 : 3 aus reifem Grünschnittkompost und dem mineralischem Unterboden versehen (Bodenart schluffiger Lehm Lu bzw. U, t, s, g', Verdichtungsgrad 58,8 % D_{Pr} , Porenvolumen 60 %, Luftkapazität 30 %, nutzbare Feldkapazität 10 mm/dm, TOC: 0,17 mg/g TS, NH_4^+ : $10,0 \times 10^{-3}$ mg/g TS, pH: 6,8, WHK_{max} 54 %).

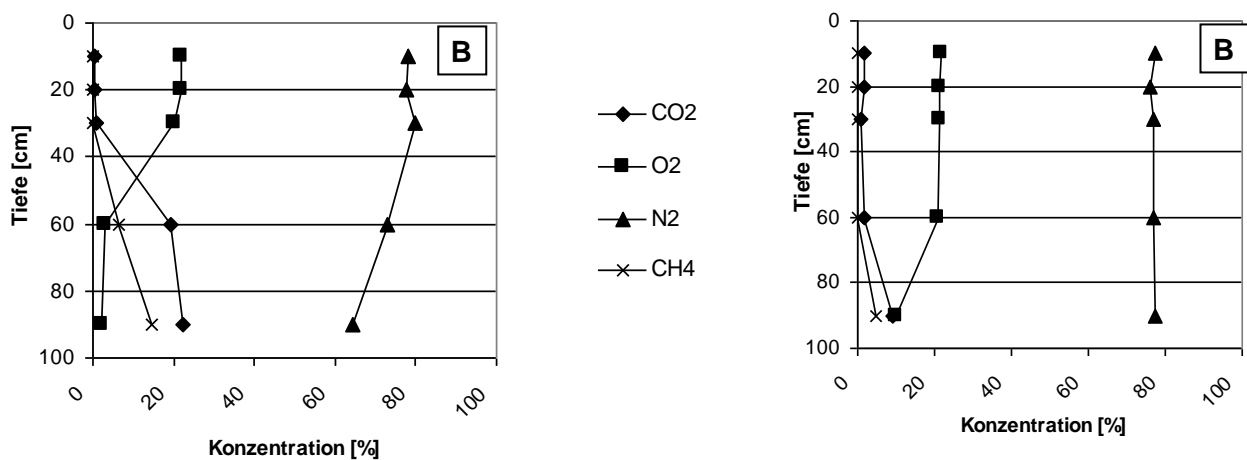


Bild 7-2 Gasprofile Testfeldvarianten „Oberboden“ (B) und „Kompost-Boden Gemisch“ (M) (Bohn, 2008)

Bild 7-2 zeigt ein Beispiel für die Konzentration der Deponiegashauptkomponenten in den Bodenprofilen der beiden Testfeldvarianten. In beiden Testfeldbereichen deutet die hohe Stickstoffkonzentration bis in eine Tiefe von 90 cm auf eine gute Bodendurchlüftung hin. Sauerstoff liegt bis zur Basis der Oberflächenabdichtung in ausreichender Menge vor. In beiden Testfeldvarianten (B und M) wird das von unten anströmende Methan sehr schnell, d.h. in einem tiefen Bodenhorizont (90 cm unter GOK) abgebaut. Die Abnahme der Sauerstoffkonzentration zwischen 60 cm und 90 cm Tiefe ist auf die dort stattfindenden Methanoxidationsprozesse zurückzuführen (Bohn, 2008).

Laut Bohn (2008) war in den obersten 30 cm (Messstelle B) bzw. 60 cm (Messstelle M) der Abdeckung kein Methan gaschromatographisch zu detektieren, was auf dessen vollständigen Abbau hinweist, aber noch durch weitere Untersuchungen quantifiziert werden müsste.

Wie die sehr unterschiedlichen Methankonzentrationen an der Basis der beiden Testfeldbereiche zeigen, wird die Gaszusammensetzung hier offenbar von einer Reihe von Faktoren beeinflusst und dürfte daher kaum die Ursprungszusammensetzung des im Deponiekörper entstehenden Gases widerspiegeln.

8 Wirksamkeit der biologischen Methanoxidation bei Deponien mit geringer Restgasentwicklung

8.1 Säulenversuche

Felske, 2003 gibt in seiner Dissertation einen Überblick zu den wichtigsten Grundlagenuntersuchungen zur Methanoxidation, die nachfolgend zusammengefasst werden (die genannte Sekundärliteratur ist nicht im Literaturverzeichnis des vorliegenden Berichtes aufgeführt):

Die Aktivität der methanotrophen Bakterien tritt in der Regel dort auf, wo Methan, natürlich oder anthropogen bedingt, in die Atmosphäre entweicht. Nach diesen Emissionsquellen gliedern sich auch die Forschungsarbeiten auf diesem Themengebiet. Der Großteil der Untersuchungen betrifft dabei die Erkundung von methanoxidierenden Vorgängen in verschiedenen Böden. Weitere Forschungsarbeiten existieren zur Methanoxidation auf Reisfeldern.

Auch die Anfänge von Untersuchungen zum Einsatz der Methanoxidation auf Siedlungsabfalldeponien lassen sich datieren. Erste Ansätze in Deutschland stammen aus Untersuchungen zum Geruchsabbau von Deponiegasinhaltstoffen in Biofiltersystemen (Tabasaran et al., 1979). Der Anwendungsfall in Biofiltersystemen wurde durch die Arbeiten von Mennerich (1986), Weber (1993), Kussmaul et Gebert (1998), Streese et al. (2001a+b) und Gebert et al. (2001) stark weiterentwickelt. Die ersten Feldstudien zur Methanoxidation auf Siedlungsabfalldeponien stammen aus den U.S.A., der früheren U.D.S.S.R. und Großbritannien (Whalen et Reeburgh., 1990; Nozhevnikova et al., 1992; Jones et Nedwell, 1993). Nach und nach wurde auch in Europa eine Vielzahl von Studien zu dieser Thematik durchgeführt.

Im Folgenden soll auf den aktuellen Stand der Forschung zur Methanoxidation auf Siedlungsabfalldeponien im labortechnischen Maßstab eingegangen werden.

Bei den Laboruntersuchungen zur Methanoxidation kann nach Humer et Lechner (1997) zwischen zwei prinzipiellen Methoden unterschieden werden. In **Inkubationsversuchen (Batch-Versuchen)** kann das Methanoxidationspotenzial eines Substrates unter festgelegten Randbedingungen z.B. Einstellung des Wassergehaltes, Temperatur, Methanankonzentration und Probemenge bestimmt werden. Dies erfolgt in den meisten Untersuchungen anhand der Auswertung von Abbaukinetiken nach Michaelis-Menten und deren charakteristischen Parametern, der maximalen Reaktionsgeschwindigkeit v_{max} und der Substratkonzentration k_m , die sich bei halbmaximaler Reaktionsgeschwindigkeit einstellt, auch bezeichnet als Michaelis-Menten-Konstante.

Es ist zu berücksichtigen, dass die dabei erzielten Abbauraten selten die realen Verhältnisse im Anwendungsfall Biofilter und/oder Abdeckschicht widerspiegeln. Um diese Verhältnisse besser simulieren zu können, bieten sich **Säulenversuche im technischen Maßstab** mit kontinuierlichem Gasdurchfluss an. Die vielen Interaktionen der unterschiedlichen, teilweise sich beeinflussenden Parameter im Drei-Phasensystem (Wasser, Gas und Feststoff), zur letztendlichen Aussage der Methanoxidationsabbaurate, können so detaillierter untersucht werden. Bei den kontinuierlichen Säulenversuchen werden in der Regel dem zu untersuchenden Substrat von unten Methangasgemische zugeführt und der Abbau im Profil und durch Massenbilanzen analysiert. In den einzelnen Profiltiefen werden wahlweise die Gaszusammensetzung, die Temperatur und der Wassergehalt bestimmt. Auch können im oberen Bereich der Säule Luft- und/oder Wassereintragsmöglichkeiten angebracht werden.

In Tabelle 8-1 werden die Randbedingungen der bisherigen Säulenuntersuchungen zur Methanoxidation dargestellt. In einer Reihe von Untersuchungen wurden Säulenversuche und begleitende Inkubationsversuche parallel durchgeführt.

Tabelle 8-1: Kenndaten zu Säulenversuchen zur Methanoxidation (Zusammenstellung von Felske, 2003)

Autor	Jahr	Abmessungen	Substrate	Methanbeaufschlagung	Profilmessungen	Temperatur (Umgebung)	Luft-eintrag	Wasser-eintrag	Batch-Versuch
Mennerich	1986	Ø 15 cm, h 115 cm	Rindenkompst	13,09 - 195,95 l CH ₄ /m ² h CH ₄ in 25% Faulgas/75% Luft	keine	30°C	keiner	nein	nein
Croft et Emberton	1989	Ø 15 cm, h 150 cm	5 Deponieböden	ca. 0,085/0,85 l CH ₄ /m ² h CH ₄ /CO ₂ : 60/40	G + T	Raum	0,17/1,7 ml/min	ja	ja
Stegmann et al.	1991	Ø 32 cm, h 100 cm	Deponieböden Kompost	0 - 156,5 l CH ₄ /m ² h ° Deponiegas/Luftgemisch	keine	Raum	möglich	nein	nein
Kightley et al.	1995	Ø 15 cm, h 100 cm	3 Deponieböden	ca. 17,0 l CH ₄ /m ² h CH ₄ /CO ₂ : 100/0	G	19±3 °C	300 ml/min	nein	ja
Humer et Lechner	1996- 2001	Ø 11 cm, h 70 cm Ø 20 cm, h 70 cm	Hausmüllkompost Klärschlammkompost Mutterboden/Gartenerde	8,34-11,46 l CH ₄ /m ² h CH ₄ /O ₂ /N ₂ : 4/19/77	G + T	18°C	14-240 ml/min	ja	nein
Figueroa	1998	Ø 32 cm, h 100 cm	Mutterboden Geschiebemergel Biomüllkompost	6,0 - 120,0 l CH ₄ /m ² h CH ₄ /CO ₂ : 60/40	G	Raum	möglich	nein	ja
Visvanathan et al.	1999	Ø 20 cm, h 120 cm	2 Böden	5,73 - 10,31 l CH ₄ /m ² h CH ₄ /CO ₂ : 60/40	G	32±4 °C	300 ml/min	ja	ja
de Visscher et al.	1999	Ø 14,1 cm, h 60 cm	Ackerboden Deponieboden	ca. 9,96 - 22,91 l CH ₄ /m ² h ° CH ₄ /CO ₂ : 50/50	G	k.A.	1000 ml/min	über Luft	ja
Hilger et al.	2000	Ø 15 cm Einbauhöhe 45 cm	Deponieböden	ca. 17,9 l CH ₄ /m ² h ° CH ₄ /CO ₂ : 50/50	G + WG	22 °C	50 ml/min	nein	ja
Scheutz et Kjeldsen	2001	Ø 8 cm, h 100 cm	Deponieböden	15,63 l CH ₄ /m ² h ° CH ₄ /CO ₂ : 50/50	G	Raum	50 ml/min	nein	ja
Stein et Hettiaratchi	2001	Ø 39,4 cm, h 100 cm	Torf Deponieboden Ackerboden	9,94-19,87 ° l CH ₄ /m ² h ° CH ₄ /CO ₂ : 100/0	G	k.A.	300 ml/min	nein	ja

G: Gaskonzentrationen T: Temperatur WG: Wassergehalt °: Annäherung bei 1 bar/15°C °: Annäherung 1 bar

Erste Säulenversuche zur Methanoxidation wurden von Mennerich, 1986 am Institut für Stadtbauwesen der TU Braunschweig durchgeführt. Als Besiedlungssubstrat wurde Rindenkompst ausgewählt. Von unten nach oben wurde dieser mit einem Gemisch aus ca. 75 % Luft und 25 % Faulgas durchströmt. In zwei Versuchsphasen wurde der Methananteil im Deponiegas von 22,4 Vol.-% (1. Versuchsphase) auf 3,0 Vol.-% (2. Versuchsphase) vermindert. Nach Messung der Methankonzentration im Abgas lag der mittlere Methanabbau zwischen 0,36 und 1,25 l CH₄/l*d.

Croft et Emberton (1989) führten Untersuchungen an 25 Säulen durch. Dabei wurden fünf verschiedene Böden aus Abdeckungen von aktiven Deponien in einer Einbauhöhe von 1,0 m in den Säulen untersucht. Eine genaue Aufschlüsselung der Abbauraten konnte durch versuchstechnische Probleme hier nicht erfolgen. Eine grobe Annäherung wurde über den Verlust der Methankonzentrationen zwischen oberem und unterem Bereich der Säule errechnet. Dieser zeigte ca. 56% Abbau von Methan im Mittel aller Proben. Auch zeigte sich ein Trend zu höherem Methanabbau bei Böden mit höherem Organikanteil.

Die Untersuchungen von Stegmann et al. (1991) an unterschiedlichen Deponieböden- und Kompostmischungen zeigten den Einfluss der Parameter Temperatur und Durchfluss bzw. Kontaktzeit beim Methanabbau. Bei einem qualitativen Vergleich der Umsatzleistungen aller untersuchten Materialien wurde bei geringen Methanbelastungen von 0 bis 10 g CH₄/m³h ein weitgehender Methanabbau festgestellt. Bei größer werdenden Methanbelastungen nahm die Oxidationskapazität der untersuchten Materialien mehr oder minder stark ab. Dabei sind bei höheren Flächenbelastungen die Abbauleistungen der Substrate mit einer höheren gemessenen Atmungsaktivität nach 4 Tagen (AT4) größer als die der Substrate mit im Vergleich niedrigeren Atmungsaktivitäten. Die Intensität dieser in der Bodenprobe a priori vorhandenen Atmungsaktivität (in mg O₂/g TS) kennzeichnet insgesamt die Bereitschaft der Bodenmikroorganismen, zugegebenes Substrat umzusetzen (Helmer, 1972 zitiert in Stegmann et al., 1991).

Ziel der Untersuchungen von Kightley et al. (1995) war es, zu erkunden, wie methanotrophe Bakterienkulturen in drei verschiedenen Böden aus Deponieabdeckungen sich in der Gegenwart von Methan entwickeln. Dazu wurden ein Grobsand, ein toniger Mutterboden und ein Feinsand mit einer Einbauhöhe von 90 cm in PVC Röhren eingebaut und mit technischem Methan bei einem Fluss von 5 ml/min begast. Im Kopf der Röhre fand ein Lufteintrag von 300 ml/min statt, um einen natürlichen Sauerstoffgradienten im Substrat sicherzustellen. Der Grobsand zeigte die höchste Methanabbaurate, die nach ca. 13 Tagen bei $10,4 \pm 0,1$ mol CH₄/m²*d lag. Die Abbauraten des tonigen Mutterbodens und des Feinsandes lagen bei $6,8 \pm 0,3$ bzw. $6,9 \pm 0,3$ mol CH₄/m²*d. In weiteren Untersuchungen zeigte sich bei einer Zugabe von Klärschlamm zum Grobsand eine weitere Verbesserung der Abbauleistung um 26%, während die Zugabe von NH₄NO₃ eine Hemmung der Aktivität um 64% zur Folge hatte.

Im Vorfeld zu Testreihen auf einer Deponie in Österreich prüften Humer et Lechner (1996, 1997, 1999 a+b, 2000, 2001 a-d) in Laboruntersuchungen die Fähigkeit von gerotteten Kompostmaterialien zur Methanoxidation in Deponieabdeckschichten. Dabei wurden signifikant höhere Methanoxidationsraten in Komposten als in anderen Böden oder konventionellen bindigen Abdeckmaterialien gefunden. In den untersuchten Hausmüll- und Klärschlammkomposten wurden Methanoxidationsraten von 95 - 96%, teilweise sogar bis zu 100%, gefunden (Humer et Lechner 1999a). Ein Hausmüllkompost mit einem Alter von einem Jahr lieferte eine Methanabbaurate von 14,6 mol/m³*d und zeigte so eine deutlich bessere Leistung als andere zuvor untersuchte Substrate.

In den Säulenuntersuchungen bildete sich schon nach einer Versuchsdauer von drei Wochen deutlich ein sogenannter Methanoxidationshorizont aus. Vor allem das Verhältnis Sauerstoff zu Methan bestimmt seine Lage. Dieser Horizont kann bei veränderten Bedingungen, z.B. bei Verringerung des Methanangebotes oder Verminderung des Sauerstoffeintrages, im Bodenprofil vertikal wandern (Humer et Lechner, 1997). Die Lage des Oxidationshorizontes ist nach Humer et Lechner (1997) auch abhängig:

- von der Diffusionsgeschwindigkeit der Gase Methan und Kohlendioxid
- von vorhandenem Luftporenvolumen
- und somit auch vom Wassergehalt im Trägermedium.

Dieser Methanoxidationshorizont zeigte sich insbesondere durch eine Dampf- und Kondensatentwicklung und die Ausbildung eines Schleimes in einer Dicke von ca. 15 cm. Dieser Schleim,

später in Arbeiten von Hilger et al. (2000a) und Streese et al. (2001a+b) als **Exopolymer-schleim** bezeichnet, wird von sich im Stress befindlichen methanotrophen Bakterien produziert und hat einen negativen Einfluss auf deren Aktivität und somit auf die Abbaurate im Substrat. Auch wurde durch Temperaturprofilmessungen die Aktivität der methanotrophen Bakterien im Methanoxidationshorizont mit einem Anstieg der Temperatur um ca. 2 - 4 °C in Verbindung gebracht. Die im Labor getesteten Komposte wurden in einer Feldstudie auf einer österreichischen Siedlungsabfalldeponie erfolgreich eingesetzt. Aufgrund Ihrer Ergebnisse stellten Humer et Lechner (2001c) eine Liste von Anforderungen und Parametern zum Einsatz von Komposten zur Methanoxidation vor.

Tabelle 8-2: Anforderungen der Kompostqualität zur Methanoxidation (Humer et Lechner, 2001)

Anforderungen	Parameter
Hoher Anteil von Nährstoffen und Organik	TOC \geq 8,0% TS C/N-Verhältnis ca. 15
Reife und organische Stabilität	AT7 \leq 8,0 mg O ₂ /g TS
Stickstoffverbindungen, Stickstoff sollte in den Huminstoffen gebunden sein	Ammonium < 350 ppmv TS, kein Nitrit
Porosität	Ausreichender Anteil an Strukturmaterial, z. B. Holzanteile 5 - 5 % TS
Wasserhaltekapazität	> 80 %

Mit dem Ziel, das räumliche Verhalten der Gaskomponenten in einer Rekultivierungsschicht zu beschreiben, wurde von Figueroa (1998) eine modifizierte Säulenkonstruktion mit Luftkontakt genutzt. Von unten wurde ein deponiegasähnliches Gemisch, bestehend aus 60 Vol.-% Methan und 40 Vol.-% Kohlendioxid, mit verschiedenen Flächenbelastungen von 10 bis 200 l/m²h in die Versuchssäulen eingetragen.

Nach Figueroa (1998) laufen in der Gasphase des Bodens zwei Prozesse parallel ab, welche die Zusammensetzung der Gaskomponenten beeinflussen. Parallel zu der im Boden stattfindenden Oxidation des Methans zu Kohlendioxid, Wasser und Biomasse finden durch das Eindringen der Luft im Boden Verdünnungsprozesse statt. Versuchsbedingt können beide Prozesse nicht getrennt beobachtet werden. Bei der Verdünnung von Deponiegas mit Luft bleiben die Verhältnisse CH₄/CO₂ und O₂/N₂ in etwa gleich. Wird beim Vorgang der Methanoxidation Sauerstoff im Boden verbraucht, so sinken die CH₄/CO₂ und O₂/N₂ Verhältnisse. Ein weiteres Zeichen für methanoxidierende Vorgänge ist eine größere Abnahme der Methan- gegenüber der Kohlendioxidkonzentrationen im Bodenprofil. Inwieweit Luft in den Lysimeter eindringen kann, ist in erster Linie von der Höhe des Deponiegasvolumenstroms und vom vorhandenen Porenvolumen bzw. der Porenvernetzung untereinander in den einzelnen Substraten abhängig.

Die Aktivität von methanotrophen Bakterien in tropischen Klimazonen wurde in Säulen- und Batchuntersuchungen von Visvanathan et al. 1999 beobachtet. Dabei wurden bei charakteris-

tischen Umgebungstemperaturen zwei Böden mit einem technischen Deponiegasgemisch (CH_4/CO_2 : 60/40) angeströmt. Besonderes Augenmerk wurde auf den Einfluss des Wassergehaltes und der Temperatur in den untersuchten Böden gelegt. Eine maximale Oxidationsrate in den Säulen von $75 \text{ g CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$ wurde bei einem Wassergehalt von 14% gefunden.

Geringere Wassergehalte dagegen korrelieren mit niedrigeren Abbauraten. Auf der anderen Seite wurden die höchsten Abbauraten bei Temperaturen um 30°C erzielt. Insofern bietet sich nach Ansicht der Autoren der Einsatz dieser methanotrophen Stämme in Deponieabdeckungen in tropischen Ländern an. Generell wurden steigende Methanoxidationsraten bei geringeren Flächenbelastungen gefunden; bei höheren Flächenbelastungen blieben die Abbauraten über den Versuchszeitraum eher konstant.

Den Einfluss einer größeren vorhandenen Bakterienpopulation in Deponieböden gegenüber landwirtschaftlichen Böden fand de Visscher et al. (1999). Die Oxidationsraten lagen bei einer Gasbeaufschlagung von $10 \text{ mol CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$ beim Deponieboden zwischen 95 und 99%.

Eine ähnliche Methanabbaurate fanden Hilger et al. 2000 bei ihren Untersuchungen von Deponieböden. Allerdings zeigte sich hier der erste Peak und damit die höchste Abbauleistung erst nach ca. 42 Tagen. Im Gegensatz zu den Ergebnissen von de Visscher et al. lagen die Abbauraten mit 38% deutlich niedriger. Im weiteren Verlauf pendelten sie sich bei 21% ein. Auffallend war bei den Messungen der Wassergehalte im Profil, dass diese sich in allen Schichten außer der Obersten erhöhten. Dies schien nach Ansicht der Autoren konsistent mit der Wasserbildung beim Vorgang der Methanoxidation zu sein. In der obersten Schicht ist der Abfall des Wassergehaltes auf Austrocknungsprozesse zurückzuführen. Die schon in früheren Untersuchungen (u.a. Kightley et al., 1995) beschriebene Abnahme der Abbauraten nach kurzem Anstieg auf ein konstantes Niveau ist nach Hilger et al. (2000a) auf die Bildung von exopolymeren Substanzen zurückzuführen, die von den methanotrophen Bakterien unter Stress gebildet werden und einen negativen Effekt auf die Abbauleistungen haben. Diese Schleimbildung wurde in weiteren Untersuchungen bestätigt, und detailliert analysiert. Es zeigte sich, dass die Bildung von exopolymeren Substanzen zur Erhaltung von Methanoxidierern beiträgt, indem sie Schutz gegen Austrocknung oder Räubertum bietet, oder einfach nur eine Manifestation von Stoffwechseladaptionen in einer kohlenstoffhaltigen Umgebung ist. Die Produktion reguliert die Methanoxidation durch die Einbindung der Sauerstoffdiffusion zu den Zellen, die eingebettet im Biofilm liegen (Hilger et al., 2000a).

Gasprofiluntersuchungen von Scheutz et Kjeldsen (2001) zeigen höhere Stickstoffgehalte in den tieferen Schichten der Säule als in einer Vergleichssäule ohne mikrobielle Aktivität. Sie führen dies auf die beim Vorgang der Methanoxidation ablaufende Volumenreduktion (aus drei Mol Gas resultiert ein Mol) zurück. Durch diese Reduktion wird ein Unterdruck erzeugt, der in der Lage ist, Luft aus den oberen Schichten anzusaugen und damit den Vorgang der Methanoxidation positiv zu beeinflussen. Die Untersuchungen an Deponieböden zeigten Abbauraten zwischen 60 und 88% ($9,5$ bis $14,9 \text{ mol CH}_4/\text{m}^2\cdot\text{d}$).

In den Säulenversuchen von Stein et Hettiaratchi (2001) wurde der Methanabbau in einem Deponieboden mit einem Acker- und einem Torfboden verglichen. Dabei zeigte sich eine größere methanotrophe Bakterienkultur im Deponieboden. Die Autoren vermuten als Grund die vorherige höhere Methanbeaufschlagung durch anfallendes Methan im Deponiegas. In allen Untersuchungen zeigte sich, wie schon bei Visvanathan et al. (1999) und Hilger et al.

(2000a+b), nach einem Anstieg der Abbauraten ein leichter Rückgang auf ein konstantes Niveau. Die durchschnittliche Methanabbaurate lag bei den Untersuchungen bei $100 \text{ g/m}^2\text{d}$.

Durch die Untersuchungen der Methanabbauraten bei unterschiedlichen Methanbeaufschlagungen extrapolierten die Autoren einen hundertprozentigen Methanabbau bei einer Methanrate von $83 \text{ g/m}^2\text{d}$ (ca. $5,2 \text{ l/m}^2\text{h}$). Durch einen Anstieg des Wassergehaltes und des Organikanteils in den gleichen Profiltiefen nach dem Versuchszeitraum wird dort der Methanoxidationshorizont vermutet, da beides Produkte dieses Prozesses sind. Diese Beobachtung korrespondierte nicht mit den Ergebnissen der Methanoxidationspotenziale in den angestellten Batch-Untersuchungen. Der Grund wird in einer vertikalen Verschiebung des Methanoxidationshorizontes während der Versuche vermutet.

Bei den bisherigen Säulenuntersuchungen zur Methanoxidation zeigt sich, dass alle eingesetzten Substrate relevante Methanabbauraten vorweisen können.

In Tabelle 8-3 sind diese Ergebnisse aufgeschlüsselt gegenübergestellt. Dabei ist die Methanbeaufschlagung der jeweiligen Säule, der Methanoutput und der Methanabbau einheitlich in $\text{l CH}_4/\text{m}^2\text{h}$, ggf. durch Annahmen, umgerechnet worden. Die Methanabbaurate ist zusätzlich in [%] dargestellt. Ähnliche Zusammenstellungen sind auch bei anderen Autoren zu finden (z.B. bei Scheutz, 2002), werden hier aber nicht wiedergegeben.

Die einzelnen Versuchsaufbauten unterscheiden sich allerdings in Parametern wie der Einbauhöhe der untersuchten Substrate, der gewählten Gaszusammensetzung und dem Lufteintrag ins Substrat signifikant. So liegen die einzeln gewählten Einbauhöhen in den Säulen der unterschiedlichen Autoren zwischen 45 und 100 cm, die Gaszusammensetzungen schwanken zwischen einem Methananteil von ca. 100 Vol.-% bis 3 Vol.-% und die Sauerstoffversorgung ist sehr unterschiedlich realisiert.

Tabelle 8-3: Vergleich der Ergebnisse zum Methanabbau verschiedener Autoren (Säulenversuche, Zusammenstellung nach Felske, 2003)

Autor	Jahr	Substrate	Methanbelastung [l CH ₄ /m ² *h]	Methanoutput [l CH ₄ /m ² *h]	Methanabbau [l CH ₄ /m ² *h]	Abbaurrate [%]
Mennerich	1986	Rindenkompost	13,09*	0,44		97
			195,95*	151,33		23
Croft et Emberton	1989	5 Deponieböden	0,085			50
			0,85			60
Stegmann et al.	1991	Deponieböden Komposte	bis zu 156,5			bis zu 100
Kightley et al.	1995	3 Deponieböden	ca. 17,0		10,53 ^a	
Humer et Lechner	1996- 2001	Hausmüllkompost Klärschlammkompost	bis zu 11,46		bis zu 11,46	bis zu 100
Figueroa	1998	Mutterboden Geschiebemergel Biomüllkompost	6-120	k.A.	k.A.	k.A.
Visvanathan et al.	1999	2 Böden	bis zu 10,31		bis zu 4,94 ^a	
de Visscher et al.	1999	Ackerboden	13,45°		7,97°	
		Deponieböden	22,91°		14,97°	
		Deponieböden	9,96°			95-99
Hilger et al.	2000	Deponieböden	ca. 17,9 ^a			38
Scheutz et Kjelden	2001	Deponieböden	15,63°			60-88
Stein et Hettiaratchi	2001	Torf				
		Deponieböden	9,94-19,87°		6,21°	
		Ackerboden				

* Annahme Gasdurchsatz konstant ^a: Annahme 1 bar °Annahme 1bar / 15°C

Diese experimentellen Unterschiede lassen einen genaueren Vergleich der Ergebnisse nicht zu. Dennoch können nach Felske, 2003 folgende Hauptaussagen aus den vorgestellten Ergebnissen abgeleitet werden:

- **Substrate mit höherem Organikanteil, insbesondere reife Komposte, zeigen sehr hohe Methanabbauraten.**
- **An Methan adaptierte Substrate liefern höhere Initialabbauraten**
- **Mit sinkender Flächenbelastung steigt die Methanabbauraten**

Die Kontaktzeit des Methans mit den methanotrophen Bakterien im Substrat spielt eine Schlüsselrolle für die Abbauleistung. Das Methan kann von den Mikroorganismen nur in gelöster Form aufgenommen werden. Da die Löslichkeit von Methan im flüssigen Biofilm relativ gering ist, benötigt es eine gewisse Kontaktzeit, um in eine für die Mikroorganismen verfügbare Form überzugehen.

Durch Extrapolation ihrer Ergebnisse vermuten Stein et Hettiaratchi (2001) **einen vollständigen Methanabbau bei einer Methanbeaufschlagungsrate von ca. 5,2 l CH₄/m²*h**. Diese Annahme wurde allerdings nicht experimentell bestätigt.

Aufgrund der im experimentellen Teil von Felske, 2003 gewonnenen Erkenntnisse über die Leistungsfähigkeit methanoxidierender Deponieabdeckschichten konnten verschiedene Auswirkungen und Lösungsmöglichkeiten für den Praxisbetrieb entwickelt werden. **So wurde für die Belastung solcher Systeme ein Grenzwert von 6 l CH₄/m²*h ermittelt**, der deutlich über den zu erwartenden Restgasemissionen einer MBA Deponie liegt. Bei einer durchgeführten Gasprognose einer herkömmlichen Siedlungsabfalldeponie, wurde darüber hinaus sichtbar, dass eine passive Entgasung über methanoxidierende Schichten in der Gesamtdeponieoberfläche ausreichen würde, die noch vorhandenen Restgasemissionen zu kontrollieren. Dies ist jedoch eine idealisierte Modellvorstellung und bedeutet nicht, dass in einer solchen Deponie auf die aktive Gasfassung verzichtet werden kann.

8.2 Einfluss des Klimas auf die Wirksamkeit von Methanoxidationsschichten

Das warmgemäßigte Klima Deutschlands sorgt in einem weiten Teil des Jahres für gute Temperatur und Feuchtigkeitsbedingungen. Trotzdem können auch längere Phasen der Trockenheit oder Kälte auftreten. An ungünstig exponierten Standorten herrschen dann zeitweise Bedingungen, die denen in extremeren Klimaten entsprechen. Stellvertretend für solche Situationen werden im Folgenden Erkenntnisse zur biologischen Methanoxidation in kalten Klimaten betrachtet.

In Finnland gibt es 20 Deponien mit biologischer Methanoxidationsschicht. Die Erfahrungen mit 3 dieser Deponien werden von Ettala et al. (2008) vorgestellt. Diese verfügen über eine Oberflächenabdichtung und ein von Ettala entwickeltes und patentiertes System zur Infiltration des Deponiegases in die Oxidationsschicht.

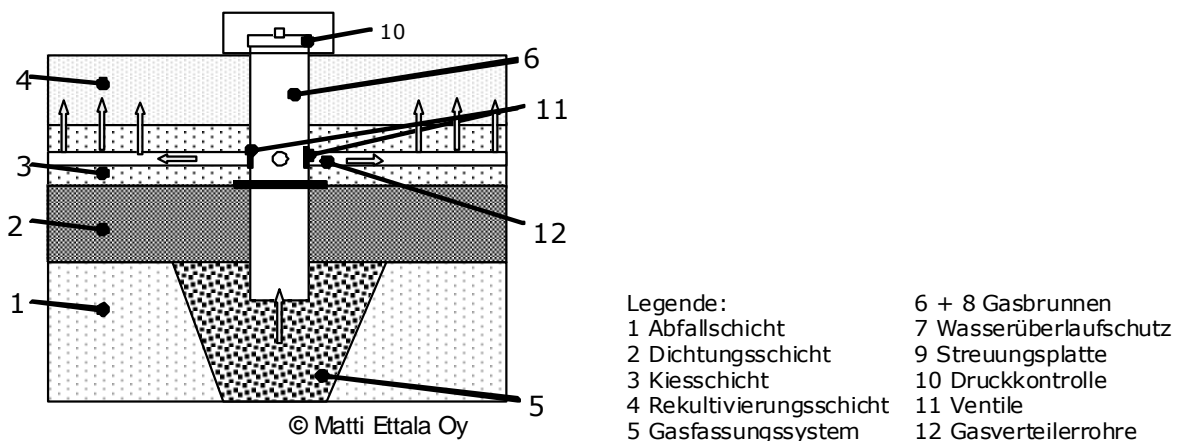


Bild 8-1 Bauweise der Kopfpunkte im Gasinfiltrationssystem nach Ettala (2008)

In der in Bild 8-1 dargestellten Variante erfolgt die Gasverteilung in die Kiesschicht (3) über perforierte Rohre (12) vom Gasbrunnen (6) aus. Die Verteilerrohre (12) können über Ventile (11) einzeln gesteuert werden. Am Kopf des Gasbrunnens (6) ist eine Druckkontrolle (10). Wichtig ist die passende Auslegung der Verteilerrohre.

Die Methanemissionen der Deponie wurden stark von Luftdruckschwankungen beeinflusst (Bild 8-2).

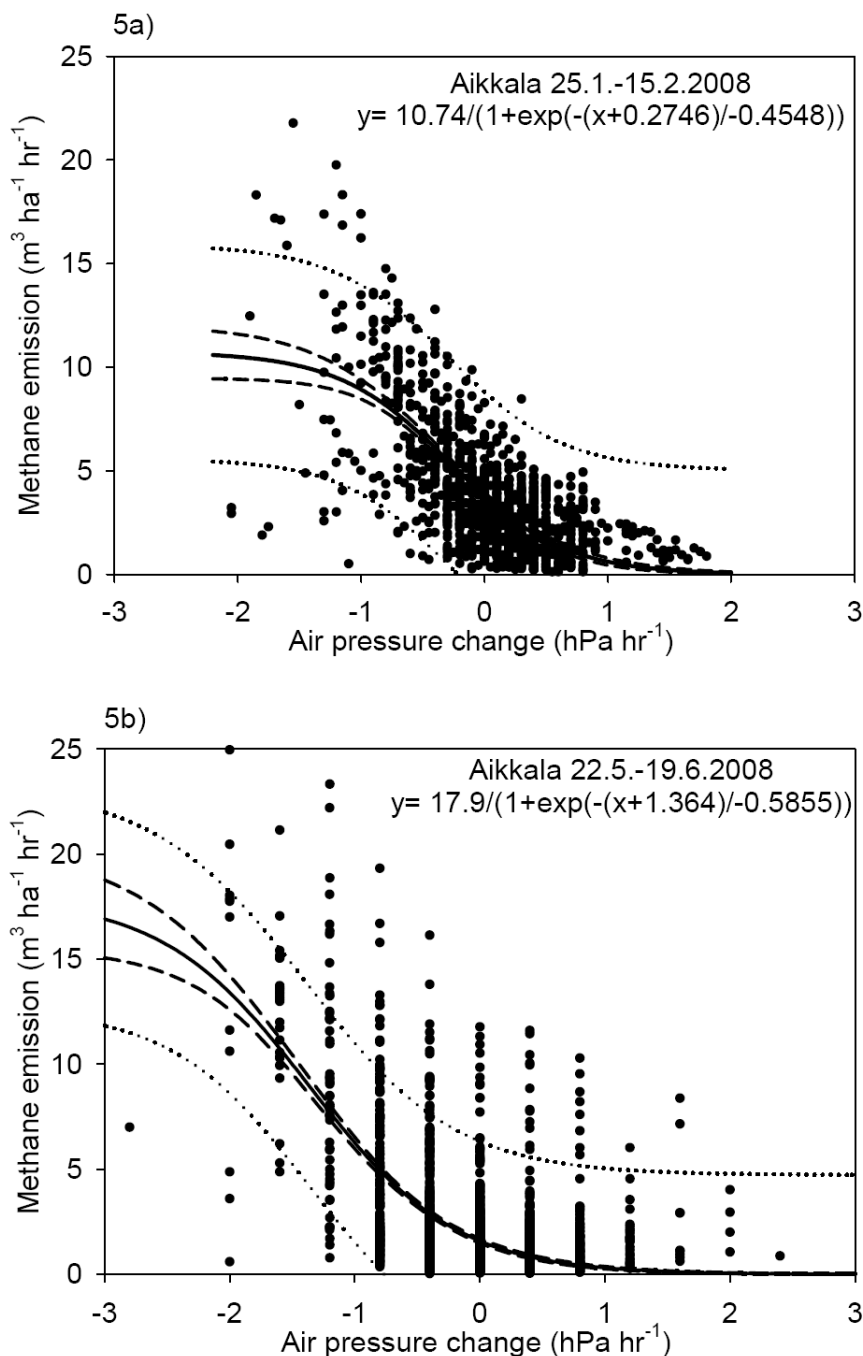


Bild 8-2 *Methanemissionen* der Deponie Aikkala in Abhängigkeit von Luftdruckänderungen. a) 25. Januar – 15. Februar 2008, b) 22. Mai bis 19. Juni 2008

Im Winter lag die Methanoxidation unter stabilen Luftdruckverhältnissen zwischen 0,5 und 3,0 $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{hr}^{-1}$ (Bild 8-3), woraus sich trotz einer Bodentemperatur der schneebedeckten Abdeckung von nur 0,5°C eine Oxidationsrate von 33% ergab. Auf der Deponie Pikijärvi wurde im Winter eine Oxidationsrate von 38% erreicht. Im Sommer verdoppelte sich die Oxidationsrate in etwa.

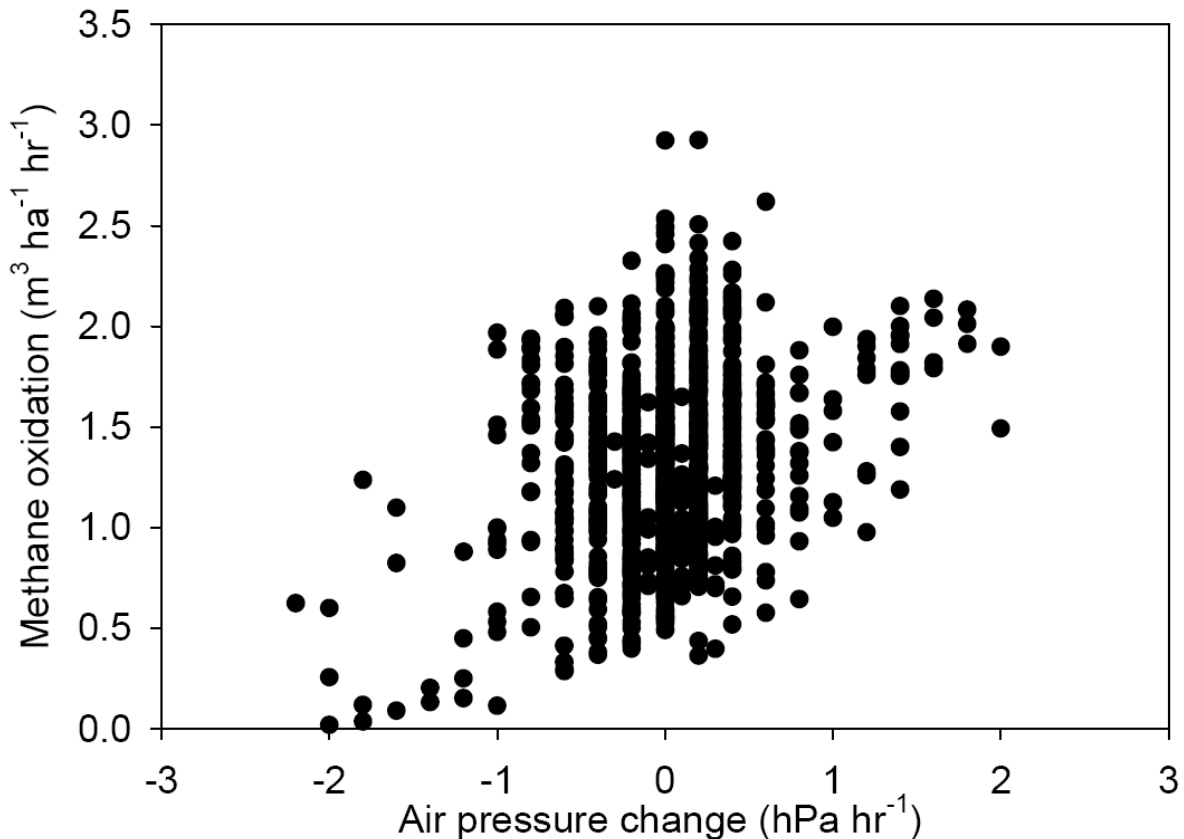


Bild 8-3 *Methanoxidation in der Abdeckung der Deponie Aikkala in Abhängigkeit von Luftdruckänderungen. a) 25. Januar – 15. Februar 2008*

8.3 Literaturoswertung Säulen- und Freilandversuche durch Chanton et al.

Die bisher umfassendste Literaturoswertung liegt (derzeit noch unveröffentlicht) von Chanton et al, 2008 vor. Die Autoren haben 42 Untersuchungen zum Anteil des oxidierten Methans sowie 30 Untersuchungen zur Methanoxidationsrate in Abhängigkeit von den Bodenarten und Deponieabdeckungen ausgewertet. Es wurden Säulenversuche und Feldversuche berücksichtigt.

Die Mittelwerte des oxidierten Methananteils beim Durchgang durch verschieden Böden und Abdeckungen lagen demnach zwischen 22% und 55% bei bindigen bis sandigen Böden.

Mittelwerte für Oxidationsraten lagen zwischen 3,7 und 6,4 mol / m² * d für unterschiedliche Bodentypen. Dies entspricht 59 bis 102 g / m² * d oder 82 bis 142 l / m² * d.

Der Mittelwert des oxidierten Methananteils über alle Untersuchungen beträgt 36% mit einer Standardabweichung von 6%.

Der Mittelwert der Oxidationsrate über alle Untersuchungen wurde mit 4,5 mol / m² * d ermittelt bei einer Standardabweichung von 1,0. Dies entspricht 72 g / m² * d oder 100 l / m² * d.

Eine Auswertung von 15 Studien, die über einen Jahreszyklus reichten, ergab einen CH₄-Abbaugrad zwischen 11% und 89%, im Mittel 35%, also sehr nahe am Gesamtdurchschnitt aller Untersuchungen.

9 Untersuchungen wurden in Florida, also in einer subtropisch bis tropischen Klimaregion, durchgeführt und ergaben eine mittleren Methanoxidationsgrad von 27%. 5 weitere Studien wurden in Nordeuropa, also in einer gemäßigten Klimazone, durchgeführt und ergaben eine mittlere Oxidationsrate von 54%.

Nach Chanton et al. lässt sich aus diesen Ergebnissen ableiten, dass die Methanoxidationsrate auf Deponien deutlich höher ist als der bisherige Vorgabewert von 10%. Dieser Vorgabewert sei auf eine erste Untersuchung von Czepiel et al (1996) zurückzuführen, die erstmals einen begründeten Wert für eine Methanoxidationsrate auf Deponien lieferte und dadurch übermäßiges Gewicht bekommen habe. Der Vorgabewert von 10% solle daher an die technischen Fortschritte angepasst werden.

Eine Anpassung der Methanoxidationsrate ist deponiebezogen sicherlich überall dort angebracht, wo durch gezielte Planung auf der Grundlage aktueller Erkenntnisse eine optimierte Methanoxidation realisiert ist. Viele der von Chanton et al ausgewerteten Untersuchungen beziehen sich auf mehr oder weniger optimierte Systeme zur Methanoxidation.

In Bezug auf die nationale Bilanzierung von Treibhausgasen kann der Vorschlag von Chanton et al nicht ohne weiteres übernommen werden, da technisch optimierte Systeme zur Methanoxidation bisher der Ausnahmefall auf Deponien sind. Der Regelfall bisher, und vermutlich auch in den nächsten Jahren noch, ist eine ungezielte, auf zufälligen Konstellationen beruhende Methanoxidation.

Tabelle 8-4: Zusammenfassung der Literaturlauswertung von Chanton et al, 2008, Methanoxidationsrate und Abbaugrad, aufgeschlüsselt nach Abdeckmaterial und Methode (Säule oder Feld)

Abdeckmaterial	Methode	Anzahl Unters.	CH ₄ -Oxidationsrate			CH ₄ -Abbaugrad
			mol / m ² * d	g / m ² * d	L / m ² * d	%
Organisch	Säulenversuch	2	7,836	125,4	174	60
Organisch	Feldversuch	7	0,074	1,2	2	34
Organisch	gesamt	9	3,955	63,3	88	40
Bindig	Säulenversuch	3	2,653	42,4	59	40
Bindig	Feldversuch	4	5,099	81,6	113	18
Bindig	gesamt	7	3,876	62,0	86	22
Sandig	Säulenversuch	5	10,000	160,0	222	18
Sandig	Feldversuch	3	0,473	7,6	11	53
Sandig	gesamt	8	6,427	102,8	143	55
anderes Material	Säulenversuch	5	6,483	103,7	144	39
anderes Material	Feldversuch	18	1,746	27,9	39	28
anderes Material	gesamt	23	3,722	59,6	83	30
alle Versuche		47	4,505	72,1	100	36

8.4 Literaturlauswertung Freilandversuche

8.4.1 Zusammenstellung von Freilanduntersuchungen (Berger, 2008)

Tabelle 8-5: Methanoxidation in Deponieböden aus Freilanduntersuchungen (Zusammenstellung nach Berger, 2008)

Autor	Substrate	Emissionsrate ¹ [g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹]	Abbaurrate [g CH ₄ m ⁻² d ⁻¹]	Wirkungs- grad [%]
Jones & Nedwell 1993	Deponieabdeckschicht, 30 cm Rekultivierungsboden		0,2	
			2,5	
			7,2	
Abichou et al. 2006	15 cm sandiger Ton ohne Vegetation	54	8,8 ²	14
	45 cm sandiger Ton/Lehm mit Vegetation	22	7,4 ²	25,2
Barlaz et al. 2004	Bodenmaterial	<0->15		21
	Kompost	-1,73-1,33 ³		54
Huber-Humer 2005	90 cm Klärschlammkompost (Grobfraktion) mit Holzschnitzeln über 30 cm Grobsand	0-0,3		99
	90 cm Klärschlammkompost (Feinfraktion) mit Holzschnitzeln über 30 cm Grobsand	0-1,9		98
	40 cm Klärschlammkompost (Grobfraktion) mit Holzschnitzeln	0-248,9		68
	30 cm Klärschlammkompost (Grobfraktion) mit Holzschnitzeln über 30 cm Lehm	3,9-108,0		74
Scharff et al. 2003	0-100 cm Boden	36	17,3 ²	32,5
		12,5	7,0 ²	38
		5,5	3,2 ²	40
		22,5	12,0 ²	36
Oonk & Boom 1995	0-100 cm Boden	86,9	32,1 ²	25
		62,2	28,3 ²	31
		57,9	23,8 ²	28
		98,3	15,1 ²	10
		39,7	0,4 ²	1
		268,2	38,3 ²	10
		83,1	28,1 ²	23
		18,0	11,3 ²	42
		36,6	6,7 ²	12
		13,7	1,4 ²	7

1 Durchschnittswerte, sofern keine Spannbreiten angegeben sind. Ermittelt durch unterschiedliche Messmethoden: statische und dynamische Haubenmessung, Massenbilanz

2 Umgerechnet aus Originalwerten unter der Annahme: Abbaurrate = Emissionsrate / (1-Wirkungsgrad)

3 Negative Werte kommen durch Aufnahme atmosphärischen Methans im Deponieboden zustande

8.4.2 Deponie Kuhstedt

Im Rahmen des BMBF-Vorhabens „Beschleunigte aerobe In Situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt zur Minderung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes“ erfolgte die Gestaltung dreier Versuchsfelder (je 10 x 16 m) mit verschiedenen standortangepassten Oberflächenabdichtungssystemen. Das Hauptaugenmerk der Systemauswahl und –gestaltung als auch der Untersuchungen lag beim Wasserhaushalt und Methanoxidationspotenzial der Rekultivierungsschichten. Darüber hinaus werden in den Versuchsfeldern unterschiedliche Dichtungselemente (tonmineralische Dichtung auf dem trockenen Ast der Proctorkurve eingebaut; Na-Bentonitmatte; Kapillarsperre) auf ihre Funktionstüchtigkeit überprüft.

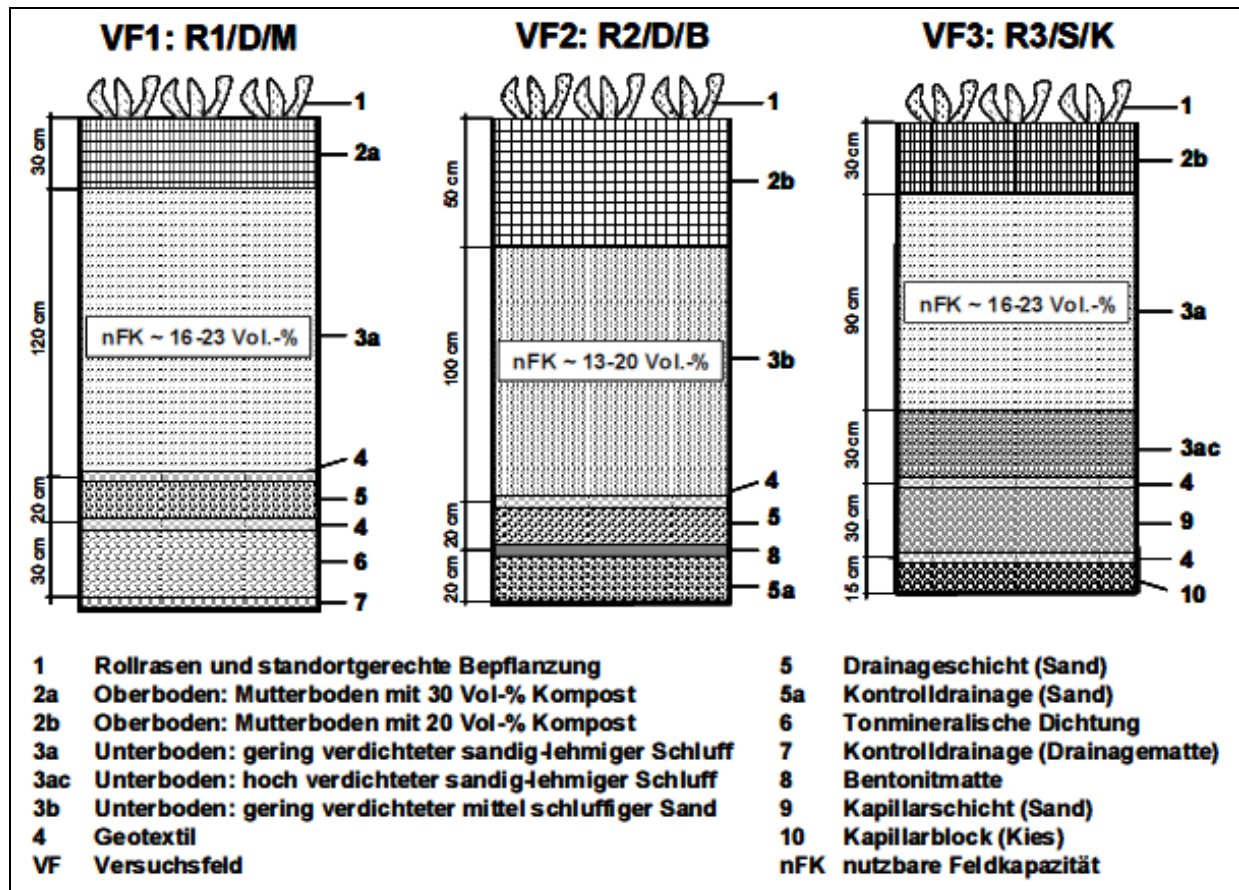


Bild 8-4 Profilaufbau und Böden der 3 Versuchsfelder auf der Deponie Kuhstedt (Hupe et al, 2007)

Der Aufbau der Versuchsfelder erforderte für die Untersuchung der Methanoxidation eine künstliche Beschickung mit Deponieschwachgas bzw. einem Methan-/Stickstoff-Gemisch. Aufgrund der gas- und wasserdichten KDB-Wanne konnte das Gas aus dem Abfallkörper nicht direkt in die Versuchsfelder gelangen. Andererseits ermöglichte die kontrollierte Beschickung der Felder die Bilanzierung des Methanumsatzes.

Ziel der Untersuchung war es, das Methanoxidationspotenzial der Oberflächenabdichtungen unter möglichst realen Bedingungen über längere Zeiträume nachzuweisen und die Abbauleistungen der Böden in Abhängigkeit jahreszeitlicher und bodenhydrologischer Einflüsse zu bestimmen. Dazu wurde Deponieschwachgas bzw. ein Methan/Stickstoff-Gemisch mit einem geringen Druck unterhalb der Rekultivierungsschichten in die Drainageschichten gleichmäßig

verteilt eingeleitet. Die Gasmenge wurde während der Untersuchungen schrittweise erhöht, so dass Aussagen zu Leistungsgrenzen getroffen werden konnten.

Seit 2002 werden auf den Versuchsfeldern Untersuchungen zur Methanoxidation innerhalb der Rekultivierungsschicht vorgenommen.

Methanoxidationsversuche mit Deponiegas

Bei einem Methangehalt von 6-48 Vol.-% im eingeleiteten Deponieschwachgas konnte im Rahmen der Untersuchungen eine mittlere Flächenbelastung 0,6 - 0,8 l Methan/m² h eingestellt werden. Bei dieser Flächenbelastung konnte in allen Rekultivierungsschichten in der Regel eine vollständige Methanoxidation in einem Tiefenhorizont von 60 - 160 cm uGOK festgestellt werden.

Methanoxidationsversuche mit einem Methan/Stickstoff-Gasgemisch

Um das Methanoxidationspotenzial in der Rekultivierungsschicht bei höheren Flächenbelastungen untersuchen zu können, war die Einleitung eines technischen Methan/Stickstoff-Gasgemisches (Mischungsverhältnis: 40 Vol.-% zu 60 Vol.-%) erforderlich. Diese Untersuchungen wurden nur in einem Versuchsfeld (Versuchsfeld 2 – Unterboden in der Rekultivierungsschicht: mittel schluffiger Sand) durchgeführt.

Bei einer Flächenbelastung von 1,64 l Methan/m² h war an einer Messstelle die Methanoxidationszone nahezu über die gesamte Höhe der Rekultivierungsschicht verteilt. Während an dieser Messstelle in der Regel eine vollständige Oxidation des in die Drainageschicht eingeleiteten Methans zu beobachten war, konnte an einer anderen Messstelle nur eine Teiloxidation über die Höhe beobachtet werden. Die Ursache für das unterschiedliche Methanoxidationsverhalten bedarf weiterer Untersuchungen.

Grundsätzlich scheint nach den Ergebnissen in Kuhstedt jedoch eine vollständige Methanoxidation bei Flächenbelastungen von bis zu **1,6 l Methan/m² h** in der Rekultivierungsschicht möglich. Die Lage der Methanoxidationszone ist veränderlich und hängt neben dem Angebot an Methan und Sauerstoff auch von den bodenhydrologischen und klimatischen Bedingungen ab. Das Methanoxidationspotenzial kann durch die Auswahl der Bodenmaterialien der Unter- und Oberbodenschicht positiv beeinflusst werden.

8.4.3 Deponie Gunsleben

Das Konzept der biologisch aktivierten Oberflächenabdeckung wird seit 2006 im Rahmen eines Pilotprojektes an einem Deponiestandort in Sachsen-Anhalt erprobt. Die Ergebnisse wichtigsten werden nachfolgend zusammengefasst (Martienssen, 2007 und Martienssen et al, 2008).

Die vorliegenden Resultate aus 5 verschiedenen Technikumsversuchen belegen, dass durch geeignete Materialien und konstruktive Maßnahmen eine effektive Methanoxidation erreicht werden kann. In Technikumsversuchen wurden Methanbefrachtungen bis zu 6 l/m³*h mit einem Wirkungsgrad von ca. 90 % biologisch abgebaut. Dabei konnte überwiegend auch unter Winterbedingungen eine stabile Methanoxidation aufrechterhalten werden.

Die Leistungsfähigkeit der methanoxidierenden Oberflächenabdeckung wurde unter Feldbedingungen verifiziert und bestätigt. Der Feldstandort wurde im Okt. 2006 in Betrieb genommen. Gasmengen von 1 – 2 l/m²*h wurden bereits in den tiefen Abdeckschichten fast vollständig oxidiert. Die Oberflächenabdeckung blieb unter diesen Bedingungen praktisch vollständig mit Sauerstoff angereichert, wobei die Restgehalte an Methan zwischen <1 % und 4 % lagen.

Eine weitere Verringerung dieser geringen Restgehalte fand bisher nicht mehr statt. Bei höheren Deponiegasmengen wurde die Abbauleistung erwartungsgemäß von der Gasmenge und der Methanfracht beeinflusst. Dabei lagen die bisher gemessenen Abbauleistungen bei durchschnittlich > 80%.

Die passive Methanoxidation ist nach Martienssen et al. (2008) vor allem für solche Deponien geeignet, die ein **Methanbildungspotential von ca. 6 – 8 l Methan je m² *h nicht überschreiten**. Dies trifft insbesondere für viele bereits ältere Deponien zu. Eine passive Methanoxidation mit Hilfe einer optimierten Oberflächenabdeckung kann aber auch dort ökonomisch und ökologisch sinnvoll sein, wo am Ende einer aktiven Gasfassung die Oxidation mittels Fackel nicht mehr effektiv zu gewährleisten ist.

Nach den bisher vorliegenden Resultaten kann mit hinreichender Sicherheit davon ausgegangen werden, dass bei einer Befrachtung von **bis zu 1,5 l Methan/m²*h auch nicht optimierte Oberflächenabdeckungen oder auch die oberen aeroben Schichten des Deponiekörpers selbst geeignet sind, diese Frachten nahezu vollständig zu oxidieren**. Größere Methanfrachten erfordern insbesondere für einen stabilen Winterbetrieb eine entsprechend für die Methanoxidation optimierte Oberflächenabdeckung.

Neben der Temperatur kommt dem Sauerstofftransport die höchste Bedeutung für die Leistungsfähigkeit der Methanoxidation zu. Die Effektivität des Sauerstofftransportes kann dabei über Materialeigenschaften, wie Feldkapazität, nutzbarer Feldkapazität und Luftkapazität, aber auch über Einbauparameter, insbesondere die Verdichtung beeinflusst werden.

- Einbaudichten oberhalb von 1,6 kg/m³ führen nachweislich zu erheblichen Beeinträchtigungen des Methanabbaus.
- Gleiches gilt für stark schluffige oder tonige Substrate.
- Bei Böden mit Wasser-Durchlässigkeitsbeiwerten von $K_f < 10^{-7}$ m/s kann von vornherein davon ausgegangen werden, dass trotz einer ca. 100-fach höheren Luftdurchlässigkeit kein hinreichender Sauerstofftransport mehr gewährleistet werden kann.

Ein besonderes Problem stellt der Nachweis der Wirksamkeit der methanoxidierenden Schicht dar. Nach bisher vorliegenden Erkenntnissen ist unter Berücksichtigung einer **Restemission von maximal 1,5 l/m²*d für FID-Oberflächenmessungen eine durchschnittliche Maximalkonzentration von 10 ppm** zu fordern.

8.4.4 Finnische Deponien

In **Finnland** gibt es 20 Deponien mit biologischer Methanoxidationsschicht. Die Erfahrungen mit 3 dieser Deponien werden von Ettala et al. (2008) vorgestellt. Diese verfügen über eine Oberflächenabdichtung und ein von Ettala entwickeltes und patentiertes System zur Infiltration

des Deponiegases in die Oxidationsschicht. Nähere Erläuterungen hierzu sind in Kap. 8.2 nachzulesen.

8.4.5 Österreichische Deponien

Ergebnisse von 7 Deponien in **Österreich** sind nachfolgend in Kurzdarstellung aus dem Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten wiedergegeben (Huber-Hummer et al, 2008). Soweit entsprechende Monitoringergebnisse vorliegen, werden überwiegend sehr gute Methanoxidationsraten bis zu 100% ausgewiesen. Auf der Deponie Tulln war die Spannbereite mit 42% - 96% seit dem Jahr 2002 allerdings deutlich größer.

Standort	Information - technische Ausführung / Kosten / Monitoring / Effizienz / Anmerkungen	Kontakt
Niederösterreich		
Deponie Tulln	<p>*) MOS: 50 cm Gasausgleichsschicht aus Grobschotter, darüber 1,2 bis 1,5 m grobgesiebter Klärschlammkompost</p> <p>Gesamtfläche 18.500 m²; Gesamtvolumen des Methanoxidationsbereiches: 280.000 m³</p> <p>Kosten in €: Baukosten 308.800, Komposttransporte 55.500, Kompost Umsetzen 2.200, Planung 28.900, Bauaufsicht 24.800, Qualitätssicherung Kompost 1.900 Summe für Oberflächenherstellung: € 422.100 bzw. 22,80 / m² (zusätzlich für die Gaserfassung € 95.100).</p> <p>Monitoring: FID-Rastermessungen und Emissionsstrombestimmung mittels Haubenmessungen</p> <p>Methanumsetzungsgrad: 2002: 42%, 2003: 77% 2004: 82%, 2005: 53%, 2006: 96%, 2007: 80%.</p> <p>Anmerkung: Es traten immer wieder Probleme mit der Gaserfassung auf, sodass nur ein kleiner Anteil über die Fackel lief.</p>	<p>NUA – Abfallwirtschafts GmbH A-2514 Traiskirchen, Wr. Neustädterstr. 141-143</p> <p>Tel.: 02252/80504 eMail:office@nua.at</p>
Deponie St. Valentin	<p>*) MOS: 50 cm Gasausgleichsschicht aus Grobschotter, darüber 1,2 bis 1,5 m grobgesiebter Klärschlammkompost</p> <p>Gesamtfläche 15.000 m²; Gesamtvolumen des Methanoxidationsbereiches: 180.000 m³</p> <p>Kosten in €: Baukosten 363.400 Komposttransporte 50.000 Kompost Umsetzen 3.900 Planung 35.500 Bauaufsicht 27.000 Qualitätssicherung Kompost 2.500 Summe für Oberflächenherstellung: € 482.300 bzw. 32,60 /m²</p> <p>Monitoring: FID-Rastermessungen und Emissionsstrombestimmung mittels Haubenmessungen</p> <p>Methanumsetzungsgrad: 2002: 87%, 2003: 99,9% 2004: 99,5%, 2005: 98,7%, 2006: 98,6%.</p> <p>Anmerkung: Insgesamt sehr gut funktionierendes System, welches auch zeitweise Fackelabschaltungen auffangen kann</p>	

Deponie Ameis	<p>*) MOS: 50 cm Gasausgleichsschicht aus Grobschotter, darüber 1,2 bis 1,5 m grobgesiebter Klärschlammkompost</p> <p>Gesamtfläche 24.400 m²; Gesamtvolumen des Methanoxidationsbereiches: 200.000 m³</p> <p>Kosten in €: Baukosten 330.800 Komposttransporte 24.200 Kompost Umsetzen 10.200 Planung 22.200 Bauaufsicht 22.500 Wiss. Begleitung (Forschungsprojekt) 220.000, Qualitätssicherung Kompost 2.200</p> <p>Summe für Oberflächenherstellung: € 632.100 bzw. 25,90 / m².</p> <p>Monitoring: FID-Rastermessungen und Emissionsstrombestimmung mittels Haubenmessungen, teilweise Sondenmessungen</p> <p>Methanumsetzungsgrad: 2002: 97%, 2003: 96% 2004: 98%, 2005: 100%, 2006: 100%.</p> <p>Anmerkung: Ein Teil der Fläche besteht aus Versuchsflächen (5400 m²) wo der Gasausgleich über Drainagegräben versucht wurde. Dort war die CH₄-Umsetzung aufgrund der inhomogenen Flächenverteilung der Gasströme nicht immer befriedigend. Bei den Restflächen (durchgehende Gasausgleichsschicht) funktioniert das System sehr gut.</p>	
Deponie III Amstetten	<p>Die Deponie wurde in der Zeit von 1986 bis 1992 betrieben und dann aufgrund eines wasserrechtlichen Anforderungsbedarfes geschlossen. Schüttvolumen der Deponie III beträgt 130.000 m³ und erstreckt sich auf eine Gesamtfläche von 2,4 ha.</p> <p>Methanoxidationsfenster: 14 x 10 x 10 = 1.400 m²; Das Oxidationsmaterial (Biofiltermaterial) der Entgasungsfenster wurde nach 4 Jahren Betriebsdauer im Herbst 2002 erstmalig gewechselt. Seither war kein Substrattauch mehr erforderlich.</p> <p>Maßnahmenkosten: ca. € 994.237 (zuzügl. MwSt.), Wechseln der Biofiltermaterial € 43.000 (zuzügl. MwSt)</p> <p>Monitoring: Gasmigration Überprüfung (2x jährlich), Entnahme der Probe in ca. 2 Meter Tiefe (CH₄, CO₂, O₂, N₂, HKW, KW, BTX, H₂S). Niederschlagwasser wird vor der Versickerung qualitativ untersucht; Oberflächenentwässerung (2x jährlich). Bewuchs ist zumindest einmal pro Jahr zu kontrollieren. Bei Bedarf sind Nachpflanzungen vorzunehmen.</p>	<p>Ing. Rosenthaler Rathausstraße 1 A- 3300 Amstetten Telef. 07472/601-270 EMail h.rosenthaler@amstetten.at</p> <p>oder</p> <p>HPC Austria GmbH Schlossplatz 13/1 2361 Laxenburg</p> <p>Tel: 02236/71089830 eMail: cgikopoulos@hpc-austria.at</p>
Steiermark		
Deponie Pausendorf	<p>Fläche 9.750 m², Hausmüll und hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Klärschlamm und Rechengut von 1994 – 2003, Menge 69.700 t; Gasmenge 2007: 76,9 m³/h bzw. insgesamt 673.874 m³; Gasqualität ca. 41% CH₄ (2004); Gasprognose bis zum Jahr 2031: Abnahme bis auf 7,69 m³/h bzw. insgesamt 67.387 m³;</p> <p>Methanoxidationsfenster: 12 Stück, Gesamtfläche 5 (8 x 8 m) und 7 (10 x 10 m) => 1.020 m²;</p> <p>Gesamtkosten (Errichtung) in €: 430.000 (Methanoxidationsfenster und Rekultivierung);</p> <p>Monitoring: In den ersten 2 Jahren nach Fertigstellung sind vierteljährlich Gasmessungen auf CH₄ durchzuführen, ab dem 3. Jahr halbjährlich. Grenz- oder Höchstwerte wurden nicht vorgeschrieben.</p>	<p>HPC Austria GmbH Schlossplatz 13/1 2361 Laxenburg Tel: 02236/71089830 eMail: cgikopoulos@hpc-austria.at</p> <p>oder</p> <p>Abfallwirtschaftsverband Knittelfeld Anton-Regner-Str. 31 8720 Knittelfeld Tel: 03512/782641-108 eMail: helmut.underrain@knittelfeld.at</p>

*) Deponiertes Material: hauptsächlich Haus- und Gewerbeabfälle der Jahre 1990-2000. Die Methanoxidationsschichten wurden in den Jahren 1998-2000 hergestellt. Zusätzlich ist eine Gasfassung vorhanden, die aber meist nicht durchgehend läuft (unterer

Schwellwert für Abfackelung häufig unterschritten). Die angegebenen Methanumsetzungsraten stellen den Summenwert dar (thermische + biologische Methanoxidation).

Altablagerung Oberaich	<p>Ehemalige „Umlagerungsdeponie“; Ausdehnung ca. 12.000m², Volumen ca. 100.000 m³, Tiefe ca. 9 m, Menge ca. 71.200 t; Gasmenge ca. 8,25 m³/h, 55% CH₄;</p> <p>Methanoxidationsfenster: 6 Stück, Gesamtfläche 181,5 m²;</p> <p>Monitoring: Seit 2005 regelmäßige FID-messungen an der Oberfläche der Methanoxidationsfenster</p> <p>Nachsorge/Rekultivierung: Bepflanzung durch Chinaschiif (hohe Evapotranspirationsraten), Randwall, Einfriedung durch immergrüne Hecke, Zaun</p>	<p>UTC-Techn. Büro für Umwelttechnik u. techn. Chemie GmbH Lakeside B01 9020 Klagenfurt</p> <p>Tel. 0676/7801117 eMail: novak@utc.co.at</p> <p>oder</p> <p>Marktgemeinde Oberaich Bruckerstr. 71 8600 Oberaich eMail: oberaich@oberaich.at</p>
Oberösterreich		
Altablagerung Blankenbach	<p>Braunau am Inn, Hausmülldeponie 1970 – 2003; 330.000 m³ Hausmüll, Bauschutt, teils gefährliche Abfälle; Keine Basisdichtung, Altlast mit Prioritätsklasse 3 im Altlastenkataster (gefährdetes Schutzgut = Grundwasser); Vertikale Umschließung (Dichtwand) und Entgasungsanlage 1997;</p> <p>Errichtung einer Methanoxidationsschicht im Jahre 2006;</p> <p>MOS: 80 – 120 cm aufbereiteter, gesiebter und mit organischem Strukturmaterial angereicherter ca. 15 Jahre alter Hausmüll (on-site Aufbereitung), 20 - 30 cm Gasverteilungsschicht aus Schotter</p> <p>Monitoring: FID- Rastermessungen</p>	<p>Stadtamt Braunau am Inn, Bauabteilung Umwelt- und Abfallberatung</p> <p>Stadtplatz 38 A-5280 Braunau</p> <p>Tel: 07722/808-343</p>

8.4.6 Deponie Fakse, Dänemark

Fredenslund et al, 2007 berichten vom aktuellen Projekt BIOCOVER “Reduction of Greenhouse Gas Emissions from Landfills by use of Engineered Biocovers” im Rahmen des LIFE III ENVIRONMENT program, welches kurz vor dem Abschluss stand (Laufzeit August 2005 bis November 2008). Es sollen hierbei folgende Aufgaben bearbeitet werden:

- Deponiecharakterisierung in Bezug auf Fläche, Volumen, Abfalleigenschaften, Bodeneigenschaften und Vegetation, die Deponiegasproduktion soll mit mehreren verfügbaren Modellen berechnet werden
- Grundlagenstudie zu Methanemissionen, auf jeder beteiligten Deponie erfolgt die Erkundung der räumlichen Verteilung von Gasemissionen, die Gesamtmethanemission wird mit Tracer-Methoden ermittelt
- Optimierungsmöglichkeiten im Labormaßstab mit verschiedenen Mischungen von Böden mit organischen Abfällen zur Ermittlung einer optimalen Materialmischung
- Optimierung von Abdeckschichten mit verbesserten Materialeigenschaften für bestimmte Deponiebereiche und Gesamtdeponien
- Bau eines großtechnischen Demonstrationssystemes zur Methanoxidation, örtliche Messungen und Ermittlung der Gesamtemissionen

- Analyse der wirtschaftlichen Randbedingungen und der spezifischen Kosten je Mg CO₂-GWP-Verminderung, Vergleich mit anderen Verminderungstechniken

Im Jahr 2007 waren auf einem Deponieabschnitt der Deponie Fakse 11 Biowindows mit einer Gesamtgröße von 5.000 m² fertiggestellt. Über ein gesamtes Jahr sollten daraufhin die Gesamtemissionen der Deponie gemessen und mit den vorherigen Werten verglichen werden. Es wird Aufschluss darüber erwartet, inwieweit die installierte Biowindow-Lösung die Methanemissionen in Abhängigkeit verschiedener Wetterlagen zu reduzieren vermag.

Im Altbereich der Deponie wurden zwischen 1981 und 1997 etwa 600.000 Mg gemischte Abfälle eingebaut, davon etwa ein Viertel Hausmüll. Es ist ein Sickerwassersammelsystem, aber kein Gassammelsystem vorhanden. Desweiteren ist der Deponieabschnitt mit einer relativ mächtigen bindigen Abdeckung versehen.

Nach Kjeldsen, 2008 wurde das nachfolgend dargestellte Biowindow-Prinzip realisiert. Auf etwa 15 cm Gasverteilungsschicht folgen eine 80 cm mächtige Lage aus grobkörnigem Boden und 20 cm humoser Oberboden. Eine insgesamt 1 m mächtige Methanoxidationsschicht wurde aufgrund der Vorversuche für ausreichend gehalten.

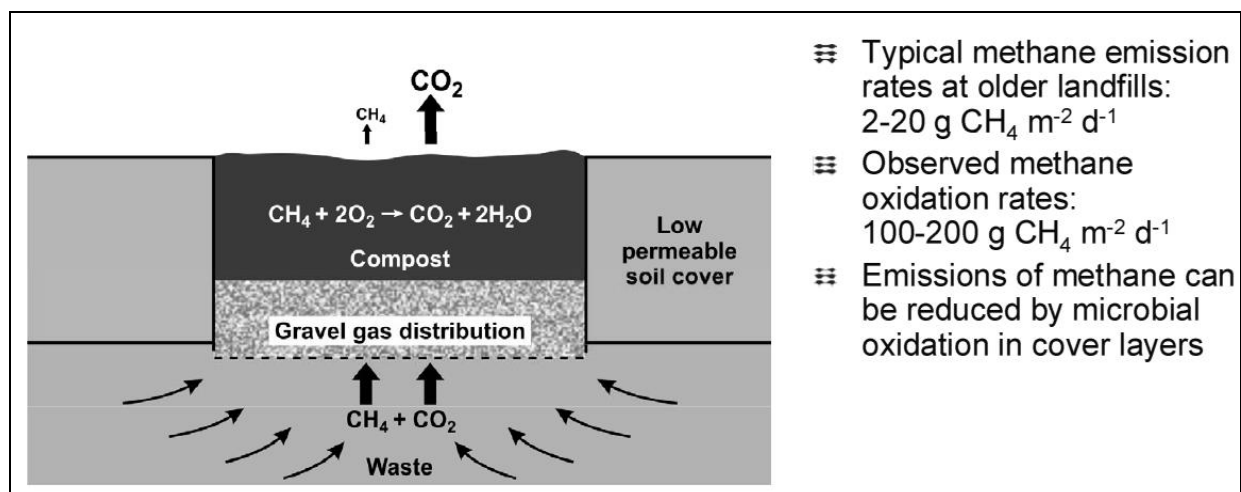


Bild 8-5: Biowindow auf der Deponie Fakse, Dk (Kjeldsen, 2008)

Aus Vorversuchen war bekannt, dass geschreddertes Rohkompostmaterial die besten Methanoxidationsleistungen über 70 Tage zeigte (154 g/m²*d), gefolgt von Klärschlammkompost (121 g/m²*d) und 4 Jahre altem Rohkompost (119 g/m²*d). Dennoch wurden feinkörnige Komposte nicht für die Biowindows verwendet, weil die Oxidationsleistung über die Versuchsdauer abnahm, vermutlich bedingt durch Verlust von Porenvolumen und resultierender Limitierung der Sauerstoffversorgung. Eingebaut wurde grobkörniges Material mit größerer Langzeitstabilität.

Aufgrund des praxisbezogenen Forschungsansatzes unter realen Deponiebedingungen sind hier weitere interessante Ergebnisse zu erwarten, die jedoch zum Jahresende 2008 noch nicht verfügbar waren.

8.5 Optimierter Aufbau von Abdeckschichten zur Methanoxidation

Für eine langfristige Funktionstüchtigkeit einer methanoxidierenden Abdeckung sind aus derzeitiger Sicht folgende Punkte von Bedeutung:

Abdeckschicht zum Ausgleich von Temperaturen und Wasserhaushalt

Für die Methanoxidation ist eine ausreichend mächtige Abdeckschicht erforderlich. Obwohl die beobachteten Oxidationsbereiche überwiegend in geringer Mächtigkeit (ca. 10 - 30cm) oberflächennah liegen, sind voraussichtlich stärkere, gut durchlüftete Abdeckungen sinnvoll. Zu begründen ist dies durch den oberflächennahen, nicht zu vermeidenden Pflanzenbewuchs, wodurch sich aus der Durchwurzelung Klüfte ergeben, durch die das Gas unoxidiert entweichen könnte. Darüber hinaus sollte die Methanoxidationsschicht einen möglichst ausgeglichenen Wasserhaushalt und auch im Winter ausreichende Temperaturen aufweisen.

Die Oxidationsschicht sollte deshalb möglichst in tiefere Zonen verlegt werden. Dazu könnte eine Mächtigkeit von mindestens 1 m (nach Setzungen) mit einem Entwässerungssystem und einer guten Bodendurchlüftung erforderlich sein. Die Struktur muss sowohl Durchlüftung als auch Entwässerung gewährleisten.

Substrateigenschaften

Zur Verbesserung der Struktur und zur Erhöhung der Oxidationsleistung kann eine Mischung mit ammoniumarmen, groben Komposten sinnvoll sein, da organische Substanz die Oxidationsrate steigern kann. Die dauerhafte Vorteilhaftigkeit solcher Kompostbeimengungen ist angesichts von Abbauvorgängen und der Gefahr der Verschmierung von Makroporen mit organischer Substanz in Frage zu stellen. Der Einfluss von Pflanzen bzw. der Durchwurzelung auf die Oxidationsrate ist bisher noch weitgehend unbekannt.

Langzeitbeständigkeit

Die Langzeitwirkung ist noch mit Fragezeichen versehen. Bei einem bewachsenen Boden, der auf die Methanoxidierung optimiert wurde, muss über den erforderlichen Funktionszeitraum von mehreren Jahren bis Jahrzehnten auf Grund der klimatischen Einflüsse und des Bewuchses mit nicht quantifizierbaren Veränderungen gerechnet werden, die zu deutlichen Abweichungen vom Optimum führen müssen.

Gasverteilungsschicht

Die Deponiegasemission erfolgt zeitlich und räumlich sehr unterschiedlich. Es muss jedoch eine möglichst gleichmäßige Gasanströmung der Abdeckung sichergestellt werden. Dies kann durch eine Gasdränage und eine darüber liegende Schicht relativ geringer Gasdurchlässigkeit erfolgen, mit der das Gas gleichmäßiger verteilt wird.

Eine derart optimierte Abdeckung zur Methanoxidation ist der nachfolgenden Abbildung aus dem österreichischen Leitfaden Methanoxidationsschichten zu entnehmen (Huber-Hummer, 2008).

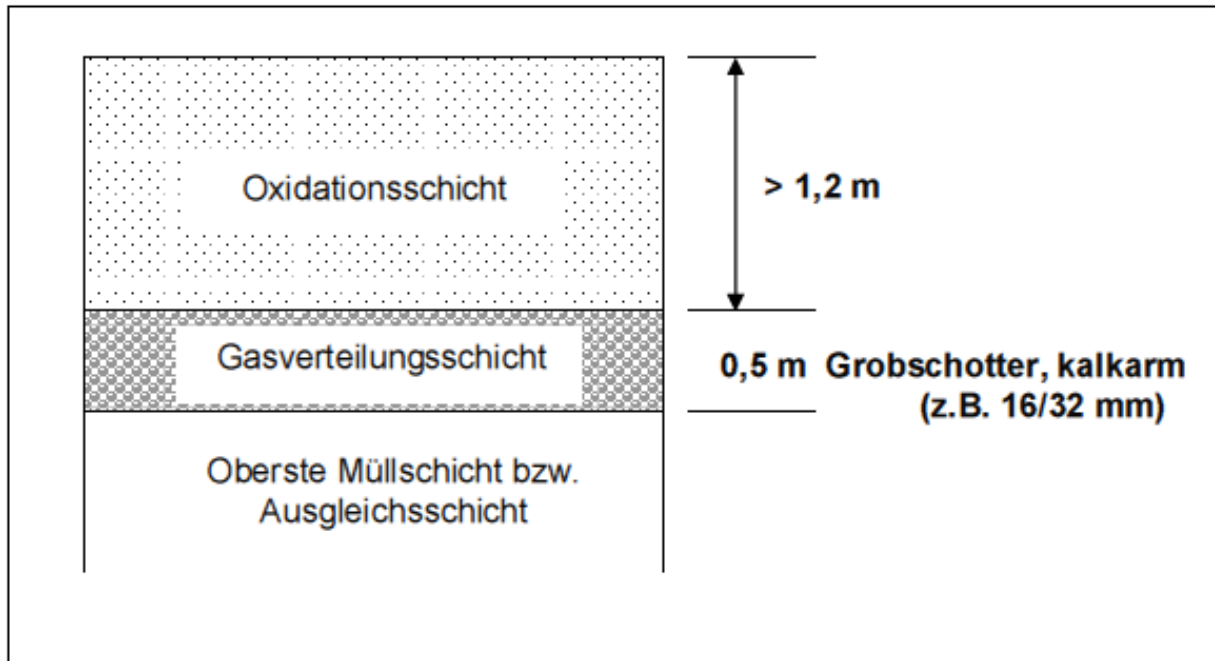


Bild 8-6: Aufbau einer zur Methanoxidation geeigneten Abdeckschicht, Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten (Huber-Humer et al., 2008)

8.6 Methanoxidation in Kombination mit Oberflächenabdichtungen

Jäger et al, 2008 machen nachfolgenden Vorschlag für Aufbau einer Oberflächenabdichtung mit Kapillarsperre und Rekultivierungsschicht zur Methanoxidation. Weitere Erläuterungen zum Forschungsprojekt auf der Deponie Singhofen sind Kap. 7.2 zu entnehmen.

Aufgrund des höheren Wasserspeichervermögens des organikreichen Oberbodens behinderte in diesen Versuchen die klare Schichtgrenze zum darunterliegenden Material das Abfließen von Beregnungswasser und es kam zu einer erhöhten Sättigung über der Schichtgrenze. Dies blockierte die Diffusion von Luftsauerstoff und limitierte damit die Tiefe des Oxidationshorizontes, was vor allem bei tiefen Außentemperaturen als kritisch anzusehen ist. Beim Einbau der Rekultivierungsschicht sollten daher die Schichtübergänge möglichst kontinuierlich gestaltet werden. Die Mischung der Substrate vor der Aufbringung verursacht einen zusätzlichen Aufwand für das Aufnehmen, den Transport und das Absetzen des Materials. Daher sollten die Aufbringung und das Befahren getrennt mit einer nachträglichen Einarbeitung des Kompostes erfolgen. Der fließende Schichtübergang kann durch abwechselnde Materialfolgen und deren Einarbeitung erfolgen.

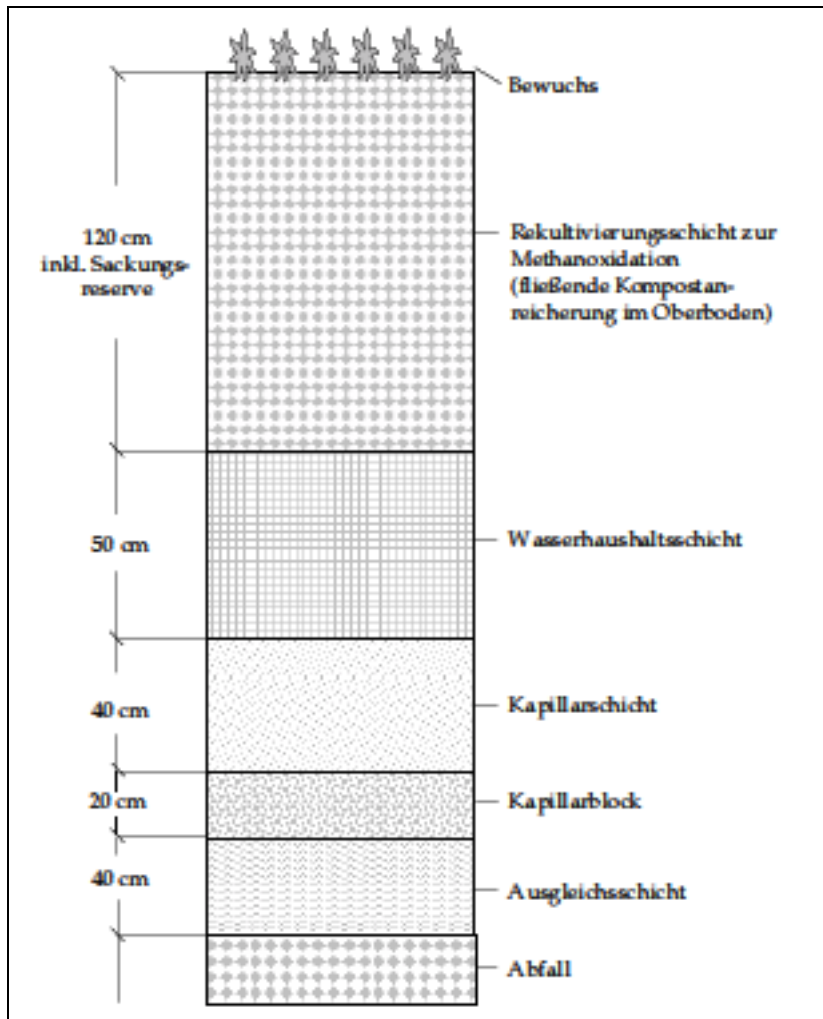


Bild 8-7: Aufbau einer Oberflächenabdichtung mit Kapillarsperre und Rekultivierungsschicht zur Methanoxidation (Jäger et al, 2008)

Von Rettenberger, 2006 wurden die nachfolgend dargestellten Lösungen für eine temporäre Abdeckung und eine Oberflächenabdichtung jeweils in Kombination mit einer Methanoxidation (hier: Rekultivierungsschicht genannt) entwickelt.

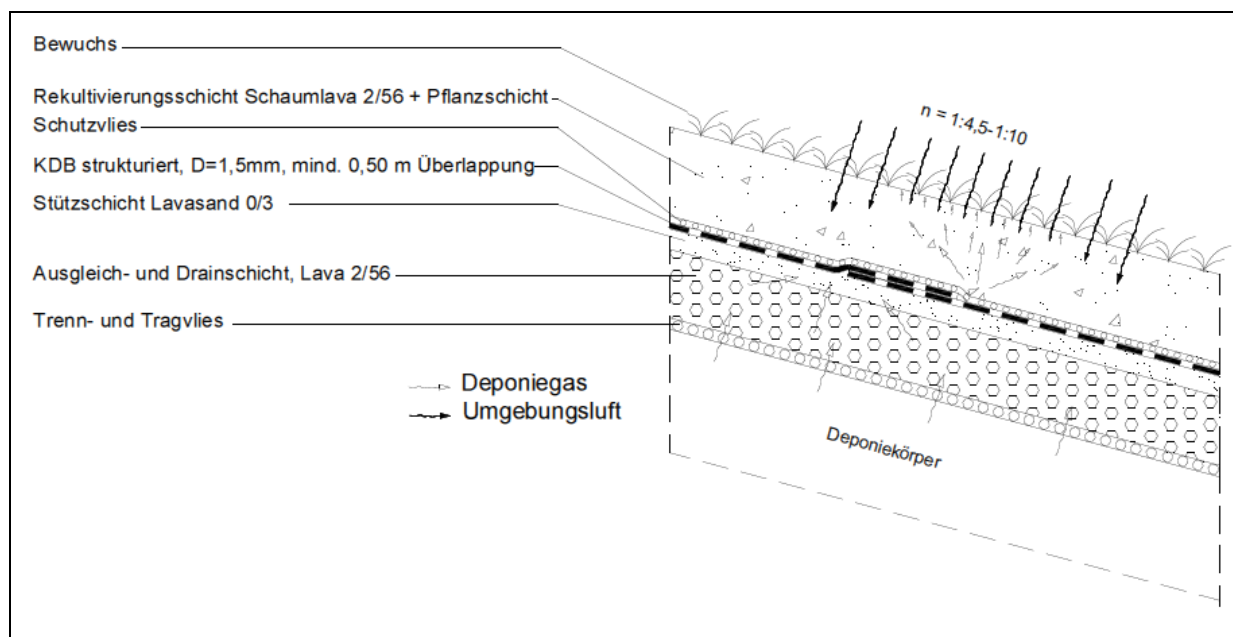


Bild 8-8: Aufbau einer temporären Oberflächenabdeckung mit Rekultivierungsschicht zur Methanoxidation (Rettenberger, 2006)

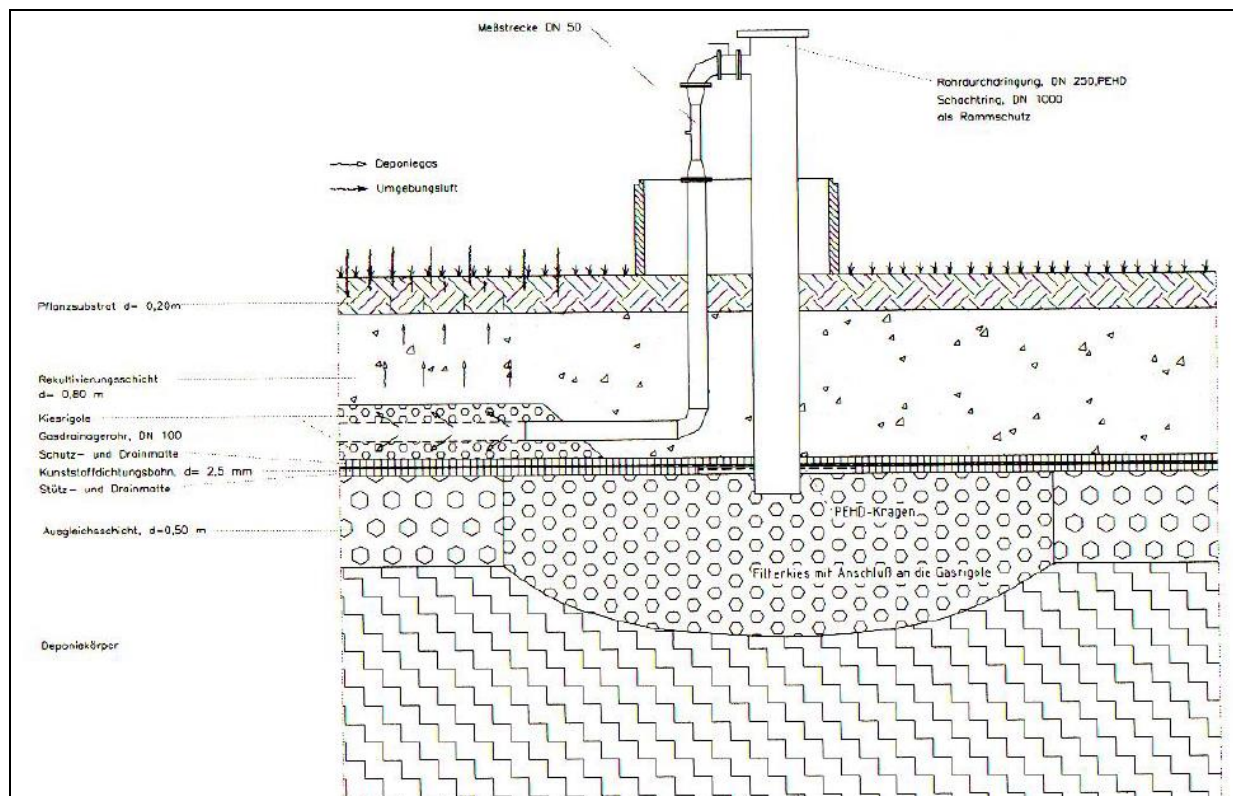


Bild 8-9: Aufbau einer Oberflächenabdichtung mit Rekultivierungsschicht zur Methanoxidation (Rettenberger, 2006)

8.7 BMBF-Vorhaben MiMethox

Hinweise auf derzeit noch nicht ausreichend geklärte Zusammenhänge der Methanoxidation in der Praxis liefert das aktuelle Forschungsprojekt MiMethox.

Obwohl das Potenzial der mikrobiellen Methanoxidation in Deponieabdeckschichten zur Verminderung von Schwachgasemissionen bereits vielfach erkannt wurde, fehlen bislang Empfehlungen für den technischen Aufbau von entsprechend optimierten Deponieabdeckschichten sowie ein Methoden-Set zur Quantifizierung der tatsächlichen Methanoxidationsleistung. Im Gegensatz zu technischen Lösungen für die Schwachgas-Behandlung sind bei der biologischen Methanoxidation in Abdeckschichten, Fenstern oder passiv betriebenen Biofiltern vor allem die Betriebskosten gering. Da jedoch relevante Betriebsparameter wie Temperatur und Wassergehalt in naturnahen Systemen nur schwer steuerbar sind, unterliegt die Methanoxidation in der Deponieabdeckung besonderen Anforderungen, insbesondere bezüglich der Eigenschaften des verwendeten (Boden)-Substrats. Vor diesem Hintergrund verfolgt das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) über sechs Jahre (2007-2012) geförderte Projekt MiMethox drei übergeordnete Ziele:

- Entwicklung von optimierten Rekultivierungsschichten zur nachhaltigen Verringerung von Methanflüssen aus Deponien
- Entwicklung und Validierung einer Methode zur Bilanzierung des Methanhaushalts ganzer Deponien
- Bereitstellung der Ergebnisse in Form von zwei technischen Leitfäden.

Das Projekt gliedert sich in zwei Phasen: einer baseline study auf bestehenden Deponien einerseits (2007-2009) und die Untersuchung definiert entwickelter Abdecksysteme in Testfeldern andererseits (2010-2012). Das Untersuchungskonzept umfasst die Quantifizierung der drei entscheidenden Flüsse: Methanbildung im Deponiekörper, Methanoxidation in der Deponie-Abdeckschicht und Methanemission in die Atmosphäre. Dabei werden Methoden aus den Feldern der Abfallwirtschaft, der Mikrobiologie, der Bodenkunde, den atmosphärischen Wissenschaften und der Modellierung miteinander verknüpft.

8.8 Zusammenstellung weiterer Ergebnisse

Tabelle 8-6: Literaturoauswertung für Methanoxidationsraten, Zusammenstellung von Stegmann et al, 2006 (Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge)

Tabelle 8-7: Literaturoauswertung für Methanoxidationsraten, Zusammenstellung von Ehrig et al, 2000 (Studie: Beseitigung von Schwachgas aus Altdeponien unter Einbeziehung konkreter Fallbeispiele in NRW)

Oxidationsrate (vom Autor angegeben)	Oxidationsrate (l CH ₄ / m ² * h)	Randbedingungen	Quelle
19,25nmol/g*h	0,6	Flußmarsch ; 41% Wassergehalt, 8,7°C	Knoblauch et al. , 1995
89,35nmol/g*h	0,06	Flußmarsch ; 35% Wassergehalt, 8,7°C	wie vor
12,5 156,7 449,6 mmol/m ² *d	0,01 0,15 0,42	Deponieabdeckung; Wassergehalt von 3-5 bis ca. 35%; bei 1. Wert bis ca. 20%; nur Oxidation, keine Inkorporation in Biomasse, Bodentemperatur zwischen 5 u. 15°C, Integral über eine Tiefe von 0-32cm : Hauptaktivität zwischen 5 u. 25 cm	Jones et al. , 1993
0,24-0,53 (Mittelwerte)	1,6-3,6	Deponieabdeckung, aber Laborversuche, 25°C, 0,09-0,36 µmol/g*h (jeweils Medianwerte)	Börjesson et al. ; 1997
0,58-1,06 *10 ⁻⁵ cm ³ /s*cm ³	4,18-7,63	städtischer Boden; (Laboruntersuchungen im Bereich schadhafter Gasleitungen), 17-18°C	Hoeks ; 1972
0-1 µmol/g*h	bis 6,72	Deponieabdeckung; Abhängigkeit der Oxidationsrate vom Feuchtigkeitsgehalt des Bodens ca. 0,2µmol/g*h bei 20%; ca.0,1 bei 35-40% und ca. 0,03-0,05 bei 55-60%, gemessene Methanemissionen sind vor allem von der Bodentemperatur abhängig (bei ca. 3°C hohe Emissionen)	Börjesson et al. ; 1997
0,07-3gCH ₄ /m ² *h	0,1 bis 4,2	Abdeckung von Deponien	Dach et al. ; 1996
25,6-71,3 µmol/g*d	7,2 - 20	sandig-tonige Abdeckung, Laborversuch	zit. von Humer et al. ; 1997
6,8 mol CH ₄ /m ² *d 10,4 molCH ₄ /m ² *d	6,35-9,7	Tonabdeckung, grobkörniger Sand, nährstoffreich, Laborversuch	wie vor
2,81 mol CH ₄ /m ² *d	2,6	Abdeckung aus Sand. Ton, Laborversuch	wie vor
3,45 mol/m ³ *d	0,64	Rekultivierungsschicht, Laborversuch	wie vor
1,44-4,32 µmol/g*d	0,40 - 1,21	Abdeckung aus Sand-Lehm-Ton, Laborversuch	wie vor
60 µmol/g*d	16,8	Deponieabdeckung, Laborversuch	wie vor
ca. 200- 800nmol/g*h	1,34 -5,38	Deponieabdeckung, Laborversuch	Czepiel et al. ; 1996
20-70µgCH ₄ /g*d	0,35-1,23	Deponieabdeckung, Laborversuch, 5-30°C	Whalen et al. ; 1990

8.9 Restemissionen in Feldversuchen mit Methanoxidationsschichten

Bei gut ausgeführten Methanoxidationsschichten treten kaum Restemissionen auf bzw. liegen diese in der gleichen Größenordnung wie Emissionsraten aus natürlichen Ökosystemen (wie Sümpfe etc.). In der nachfolgenden Tabelle sind einige Daten hinsichtlich Restemissionen und

Emissionsreduktionsraten aus Feldversuchen und bisherigen Praxiserfahrungen mit Methanoxidationsschichten zusammengefasst.

In Feldversuchen mit optimal aufgebauter Methanoxidationsschicht konnten z. B. die Restemissionen gemittelt über das ganze Jahr und die gesamte Versuchsfläche auf $< 0,15 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\text{d}$ ($= 0,006 \text{ l CH}_4/\text{m}^2\text{h}$) reduziert werden. Das entsprach einer Emissionsreduktion von mehr als 99 % im Vergleich zu einer unabgedeckten Deponieoberfläche (Referenzfläche) am selben Standort (Huber-Humer, 2004).

Tabelle 8-8: Erfahrungswerte aus Feldversuchen und Praxisanwendungen von unterschiedlich ausgeführten Oberflächenabdeckungen und „Methanoxidationsschichten“ nach Huber-Hummer et al, 2008 (Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten)

Aufbau der „Methanoxidationsschicht“	Referenzfläche bzw. Daten	Quelle	CH ₄ -Restemission (l/m ² d)	Emissionsreduktion (%)
0,9 m KS-Kompost 0,3 m Schotter	Referenz = selbe Deponie ohne Oberflächenabdeckung (aktive Entgasung)	Huber-Humer, 2004	0,145	>99
0,9 m Müll-Kompost 0,3 m Schotter			0,84	98
0,4 m KS-Kompost			17,6	68
0,3 m KS-Kompost 0,3 m lehmiges Material			14,6	74
1,2 m Kompost/Sand-Mix 0,3 m Sand	Errech. Gasproduktion der Deponie nach Tabasaran/ Rettenberger	Görtler, 2000; NUA, 2002	0 - 9,7	ca. 75
0,4 m Kompost/Sand-Mix 0,8 m KS/Müllkompost			0 - 60	ca. 65 (7 - 100 %)
1,2 m KS/Müllkompost 0,5 m Schotter			0,4	> 96
1,0 m Grünabfallkompost 0,15 m geschredderte Altreifen 0,15 m lehmiges Material	Methanoxidationsrate bestimmt mit Isotopenmethode im Feld (bei messbaren Emissionsströmen)	Barlaz et al., 2004 „Kentucky-biocover study“	0,08 - 0,59	55% = mittlere Methanoxidationsrate
1,0 m lehmiges Material			1,7 - 600 (Risse!)	21% = mittlere Methanoxidationsrate
0,4 - 0,5 m Grünabfallkompost 0,1 m Glasscherben	Referenzfläche = selbe Deponie mit Abdeckung aus sandigem Lehm	Bogner et al., 2005 „Florida-biocover study“	0,56	ca. 90
0,4 - 1,1 m sandiger Lehm (=Referenzfläche)	---		5,6	---

8.10 Vorschläge für Anwendungsbereiche und Auslegung von Methanoxidationsschichten

Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten, Huber-Humer et al, 2008

Bei **mittleren CH₄-Emissionsraten bis etwa 0,5 l/m² • h** wird eine Methanoxidation im aktuellen Österreichischen Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten (Gelbdruck) für verzichtbar gehalten (Huber-Humer et al, 2008). Dies entspräche bei einer Deponie mit einer Ausdehnung von 5 ha immerhin einer Methanfracht von 25 m³/h bzw. rund 220.000 m³/a.

Die maximale Methanflächenbelastung soll höchstens 50% der Oxidationskapazität der verwendeten Materialien (basierend auf den Vorversuchen des Substrates im Labor) betragen. Als Anhaltswert kann davon ausgegangen werden, dass in geeigneten Materialien eine **Flächenbelastung von < 4 l CH₄/m² h** meist problemlos abgebaut werden kann.

Stegmann et al, 2006 (BMBF-Abschlussbericht)

Demgegenüber wird von Stegmann et al, 2006 vorgeschlagen: Bei einer Deponiegasproduktion mit einem Methanvolumen > 25 m³ CH₄/h für den gesamten Standort oder > 5 m³ CH₄/h • ha ist eine aktive Erfassung und Behandlung des Deponiegases erforderlich.

Erst wenn 5 m³ CH₄/h • ha (**entspricht 0,5 l CH₄/m² • h**) unterschritten seien, sei zu prüfen, ob die Gaserfassung und Verwertung technisch und wirtschaftlich noch möglich und zumutbar ist oder eine Umstellung auf passive Restgasbehandlung z.B. über Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht erfolgen sollte.

Diese Vorschläge wurden in den veröffentlichten Arbeitsentwurf einer integrierten Deponieverordnung vom März 2007 übernommen.

Entwurf einer integrierten Deponieverordnung, § 15, Abs. 4, Ziffer 2 (Stand März 2007)

*Eine Gasbildung findet nicht statt oder ist soweit zum Erliegen gekommen, dass keine aktive Entgasung erforderlich ist, austretende Restgase hinreichend oxidiert werden und schädliche Einwirkungen auf die Umgebung durch Gasmigration ausgeschlossen werden können. Eine aktive Entgasung ist nicht erforderlich, wenn das produzierte Methanvolumen < 25 m³ CH₄/h für den gesamten Standort und < 5 m³ CH₄/(h*ha) flächenbezogen betragen. Eine ausreichende Methanoxidation des Restgases findet in der Rekultivierungsschicht statt, sofern bei FID-Messungen die Kohlenwasserstoffverbindungen < 25 ppm betragen.*

LfU Sachsen-Anhalt, 2007

Eine Umstellung von aktiver auf passive Entgasung kann erfolgen kann, wenn die flächenspezifische Deponiegasproduktionsrate unter 15 m³ CH₄/ha • h (**entspricht 1,5 l CH₄/m² • h**) fällt oder das produzierte Methanvolumen < 25 m³ CH₄/h für den gesamten Standort beträgt.

Unterschreitet der Volumenstrom 15 m³ CH₄/ha • h, so ist eine Schwachgasbehandlung durchzuführen. Als Alternative zu technischen Gasbehandlungsverfahren können RWM (Rekultivierungs-/Wasserhaushalts-/Methanoxidationsschichten) eingesetzt werden.

Von der flächenspezifischen Deponiegasproduktionsrate von 1,5 l CH₄/m² • h als Richtwert kann abgewichen werden, wenn durch geeignete Maßnahmen nachgewiesen wird, dass eine

RWM-Schicht das anströmende Methan effektiv zu jeder Jahreszeit zu Kohlendioxid umsetzen kann. Der Nachweis für die Leistungsfähigkeit der Methanoxidationsschicht kann z.B. durch Feldversuche oder FID-Oberflächenmessungen erbracht werden.

Untersuchungsergebnisse zeigen, dass auch für Deponiegasproduktionsraten bis 10 l Methan/m² x h eine passive Entgasung mittels RWM möglich ist. Durch den Abbau (80-90%) sind im Emissionsstrom an der Deponieoberfläche noch 1,5 l CH₄/m² • h zu erwarten.

Richtwert (FID-Messung unter definierten Bedingungen) für die Deponiegasoberflächenemission für die Entlassung von Hausmülldeponien aus der Nachsorge:

- gewichteter Konzentrationsmittelwert < 10 ppm
- auf der Deponieoberfläche kein Konzentrationseinzelwert > 50 ppm

9 Ableitung von Vorschlagswerten zur Methanoxidation

Gemäß IPCC Guideline 2006/2007 wird die Methanoxidation wie folgt in der Bilanz berücksichtigt:

$$\text{CH}_4\text{-Emission} = [\text{CH}_4\text{-Bildung} - \text{CH}_4\text{-Verwertung}] \cdot (1 - \text{OX})$$

Der Methanoxidationsfaktor OX beziffert demnach dimensionslos den Anteil des emittierten Methans, welcher in der Deponieabdeckung oxidiert wird. Der Wert ist im Sinne der Emissionsberichterstattung als Jahresmittelwert zu verstehen. Da er auch nicht jedes Jahr auf ggf. veränderte Situationen angepasst werden kann, ist der Faktor OX real sogar als **langjähriges Mittel** der Methanoxidationsleistung aufzufassen.

Für den Methanoxidationsfaktor OX werden von IPCC folgende Vorgabewerte gegeben:

OX = 0	Geordnete, ungeordnete oder unkategorisierte Deponie ohne Abdeckung mit methanoxidierendem Material
OX = 0,1	Geordnete Deponie mit Abdeckung aus methanoxidierendem Material, z.B. Boden, Kompost

Im langjährigen Mittel sind auch ungünstige klimatische Einflüsse auf die Methanoxidation, räumliche und zeitliche Belastungsspitzen, Bodenveränderungen durch Pedogenese, Alterung, Verdichtung und Bioturbation sowie ggf. in der Praxis auch noch fehlende oder mangelnde Wartung der Oxidationsschichten zu berücksichtigen.

Diese Einflüsse bleiben in den ausgewerteten Untersuchungen weitgehend unberücksichtigt, bei aktuelleren Untersuchungen wird teilweise aber auf winterliche Wittereinflüsse eingegangen.

Der Oxidationsfaktor OX (im langjährigen Mittel) lässt sich also auch nicht direkt aus Untersuchungsberichten unter Freilandbedingungen herleiten, sondern muss zunächst unter Berücksichtigung möglicher Störeinflüsse abgeschätzt werden.

Hierbei wurde grundlegend davon ausgegangen, dass auch bei optimierten, passiven Methanoxidationsschichten in der Langzeitbetrachtung keine 100%-ige Methanoxidation möglich sein wird, sondern unvermeidliche Störeinflüsse generell im Mittel nur 60 – 80% CH₄-Oxidation erlauben (Vorgabewert 0,7). Langfristig hängt die Leistung von Oxidationsschichten auch von Pflege- und Reparaturmaßnahmen ab, welche auf der Grundlage eines entsprechenden Monitorings rechtzeitig durchgeführt werden müssen.

Auf der anderen Seite sind bei vielen Abdeckböden auf Deponien die Voraussetzungen gegeben, dass zumindest zeitweise eine nennenswerte Methanoxidation stattfindet. Diese spontane Methanoxidation ist jedoch störanfällig und kann insbes. durch bevorzugte Fließwege umgangen werden, so dass hier konservativ nur ein Oxidationsfaktor zwischen 0,1 und 0,15 angesetzt wird.

Es ist weiterhin anzunehmen, dass die Bedingungen für eine Methanoxidation für eine offene, noch nicht abgedeckte MBA-Deponie tendenziell besser sind als für eine mit Boden abgedeck-

te Deponie, da das MBA-Material selbst einige günstige Voraussetzungen für die Methanoxidation liefert. Belastbare Daten für die Annahme liegen allerdings noch nicht vor.

Die Leistungsfähigkeit von Methanoxidationsschichten unter Freilandbedingungen wird unterschiedlich angegeben. Bis zu einer Flächenbelastung von etwa 4 – 5 l/m² h kann unter optimalen Bedingungen von einer weitgehenden Methanoxidation ausgegangen werden (unter Laborbedingungen sind auch deutlich höhere Werte möglich).

Nach Resultaten auf der Deponie Gunsleben kann mit hinreichender Sicherheit davon ausgegangen werden, dass bei einer Befrachtung von bis zu 1,5 l CH₄/m² h auch nicht optimierte Oberflächenabdeckungen oder auch die oberen aeroben Schichten des Deponiekörpers selbst geeignet sind, die CH₄-Frachten weitgehend zu oxidieren.

Die Oxidationsleistung hängt demnach auch mit der Flächenbelastung der Methanoxidationsschicht zusammen. Daher wurden für die Vorgabewerte grob 2 Fälle der mittleren Flächenbelastung unterschieden:

- geringe Flächenbelastung von < 2 l CH₄/m² h
- höhere Flächenbelastung von > 2 l CH₄/m² h

Auf eine Begrenzung der Flächenbelastung nach oben wurde im Sinne der Übersichtlichkeit verzichtet, da hohe Flächenbelastungen häufig lokal auf bevorzugte Fließwege und hot spots zurückzuführen sind und in der Betrachtung von langjährigen Mittelwerten und Gesamtdeponiesituationen enthalten sind.

Tabelle 9-1 Vorschläge für Vorgabewerte des Methanoxidationsfaktors OX in Abhängigkeit vom Belastungsfall und Typ der Deponieabdeckung

Abdeckung		Flächenbelastung > 2 l CH ₄ / m ² * h	Flächenbelastung < 2 l CH ₄ / m ² * h
1	bindiger Boden (schluffiger Sand, sandiger Schluff)	0,1	0,15
2	mit humosem Boden und Strukturmaterial abgedeckte Deponie	0,15	0,3
3	MBA-Deponie offen, ohne Abdeckung	nicht maßgeblich	0,35 *
4	technisch optimierte Methanoxidationsschicht, ohne Monitoring **	0,4	0,5
5	technisch optimierte Methanoxidationsschicht, mit Monitoring und Reparaturen **	0,6	0,7

* vorläufiger Wert aus modellhafter Abschätzung, Untersuchungen hierzu liegen nicht vor

** techn. Optimierung und Monitoring z.B. nach Technischem Leitfaden Methanoxidationsschichten, 2008

Tabelle 9-2 Unsicherheitsbereiche der Vorgabewerte des Methanoxidationsfaktors OX in Abhängigkeit vom Belastungsfall und Typ der Deponieabdeckung

Abdeckung		Flächenbelastung >> 2 l CH ₄ / m ² * h	Flächenbelastung < 2 l CH ₄ / m ² * h
1	bindiger Boden (schluffiger Sand, sandiger Schluff)	0,0 – 0,15	0,05 – 0,25
2	mit humosem Boden und Strukturmaterial abgedeckte Deponie	0,1 – 0,2	0,2 – 0,4
3	MBA-Deponie offen, ohne Abdeckung	nicht maßgeblich	0,2 – 0,5 *
4	technisch optimierte Methanoxidations- schicht, ohne Monitoring **	0,3 – 0,5	0,4 – 0,6
5	technisch optimierte Methanoxidations- schicht, mit Monitoring und Reparaturen **	0,5 – 0,7	0,6 - 0,8

* vorläufiger Wert aus modellhafter Abschätzung, Untersuchungen hierzu liegen nicht vor

** techn. Optimierung und Monitoring z.B. nach Technischem Leitfaden Methanoxidationsschichten, 2008

10 Modellrechnungen

Nachfolgend wird beispielhaft für 3 unterschiedliche Deponien das Ergebnis einer Deponiegasprognose in Min-Max-Bereichen dargestellt. Für die Min-Max-Darstellung wurde jeweils nur die Reaktionskonstante k nach den Vorschlägen in Tabelle 6-3 variiert, alle anderen Parameter blieben unverändert. Die Verfüllzeiträume wurden gleichbleibend mit 15 a angesetzt, die Kubatur mit einer Flankenneigung von 1 : 3 abgeschätzt.

Es sind exemplarisch folgende Beispiele gegenübergestellt:

- größere Siedlungsabfalldéponie, Verfüllung 1990 – 2004, Volumen 2,4 Mio m³, Höhe Déponiekuppe 38 m, Fläche 12 ha
- kleinere Siedlungsabfalldéponie, Verfüllung 1990 – 2004, Volumen 0,7 Mio m³, Höhe Déponiekuppe 18 m, Fläche 6 ha
- MBA-Déponie, Verfüllung 2005 – 2014, Volumen 0,7 Mio m³, Höhe Déponiekuppe 18 m, Fläche 6 ha

Die mittlere Methanemission in l CH₄ / m² h (gültig für die angenommene Déponiefläche bei ebenfalls angenommener Déponiehöhe), ist jeweils in der unteren Grafik dargestellt. Hierbei ist zu beachten, dass keine Déponiegasfassung berücksichtigt ist. Diese würde - für den Zeitraum der aktiven Entgasung - die Emissionen um rund 50% vermindern.

Der Verlauf der mittleren Methanemission in l CH₄ / m² h kann mit folgenden Werten verglichen werden:

Stegmann et al, 2006 (BMBF-Abschlussbericht)

Bei **0,5 l CH₄/m² • h** zu prüfen, ob die Gaserfassung und Verwertung technisch und wirtschaftlich noch möglich und zumutbar ist oder eine Umstellung auf passive Restgasbehandlung z.B. über Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht erfolgen sollte (

Diese Vorschläge wurden in den veröffentlichten **Arbeitsentwurf einer integrierten Déponieverordnung vom März 2007** übernommen.

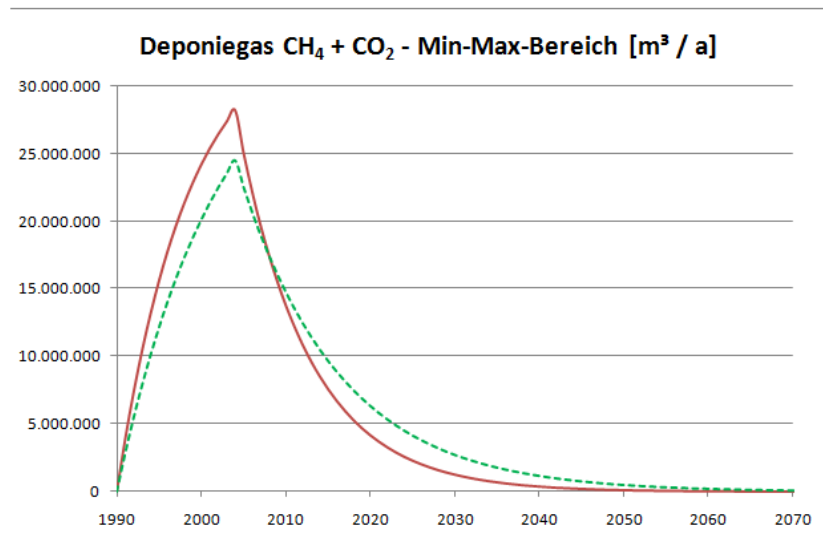
LfU Sachsen-Anhalt, 2007

Eine Umstellung von aktiver auf passive Entgasung kann erfolgen kann, wenn die flächenspezifische Déponiegasproduktionsrate unter 15 m³ CH₄/ha • h (**entspricht 1,5 l CH₄/m² h**) fällt oder das produzierte Methanvolumen < 25 m³ CH₄/h für den gesamten Standort beträgt.

Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten, Huber-Humer et al, 2008

Bei **mittleren CH₄-Emissionsraten bis etwa 0,5 l/m² • h** wird eine Methanoxidation im aktuellen Österreichischen Technischen Leitfaden Methanoxidationsschichten (Gelbdruck) für verzichtbar gehalten (Huber-Humer et al, 2008).

Die maximale Methanflächenbelastung soll höchstens 50% der Oxidationskapazität der verwendeten Materialien (basierend auf den Vorversuchen des Substrates im Labor) betragen. Als Anhaltswert kann davon ausgegangen werden, dass in geeigneten Materialien eine **Flächenbelastung von < 4 l CH₄/m² h** meist problemlos abgebaut werden kann.



Ansätze:	
Abfallmenge [Mg]	3.075.000
Abfallmenge [m²]	2.400.000
Ablagerungszeitraum:	1990 - 2004
Deponiegrundfläche [ha]	12,0
Deponiehöhe [m]	35,0
Kohlenstoffgehalt min [kg/Mg]	180
Kohlenstoffgehalt max [kg/Mg]	180
Halbwertszeit min [a]	8,2
Halbwertszeit max [a]	5,8
Deponiegasfassung [%]	0
Ergebnisse:	
spezif. Dep-gasmenge min [m³/Mg]	161
spezif. Dep-gasmenge max [m³/Mg]	158
Deponiegas ges. min [Mio m³]	494,1
Deponiegas ges. max [Mio m³]	485,5

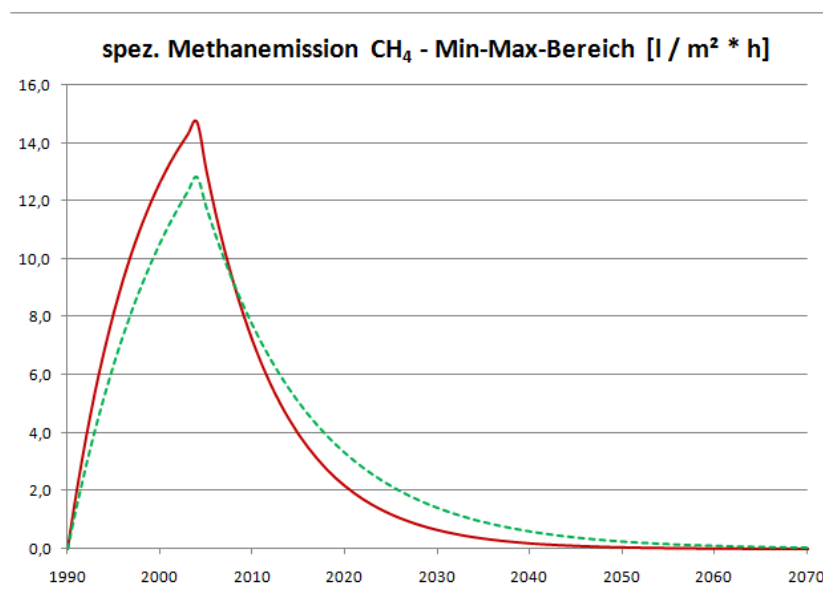
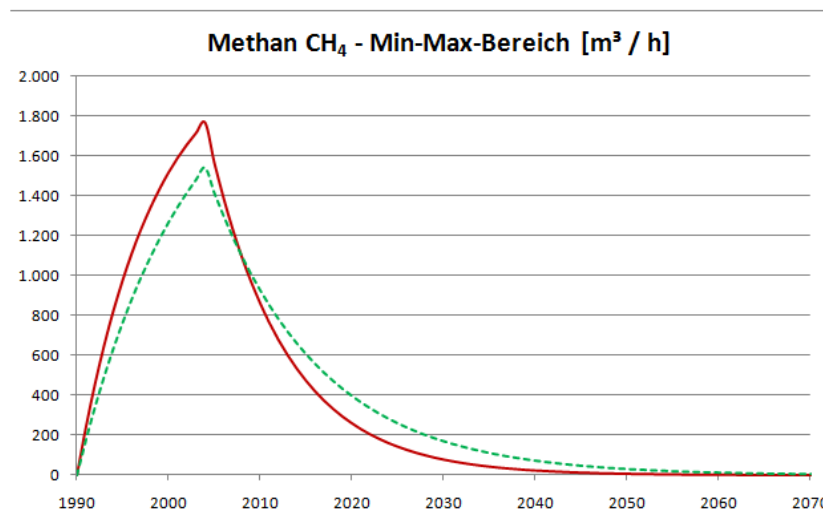
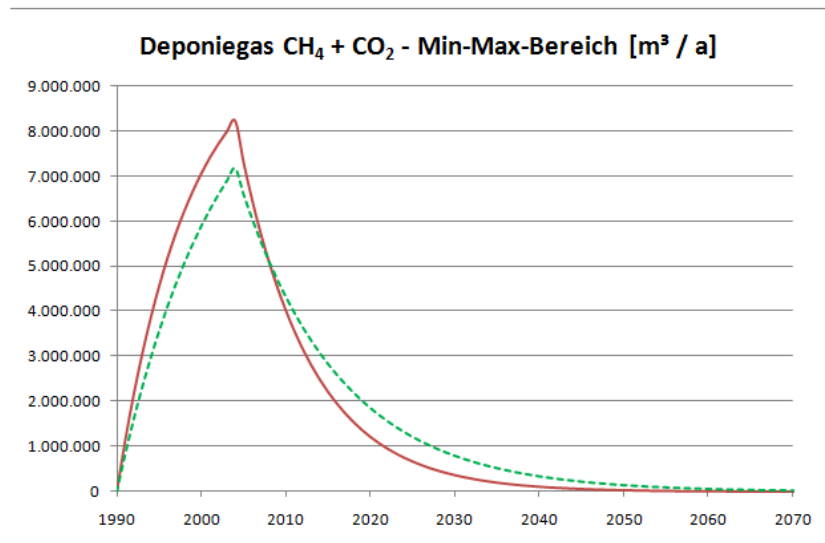


Bild 10-1: Beispielhafte Deponiegasprognose für eine größere Siedlungsabfalldeponie (H = 35 m)



Ansätze:	
Abfallmenge [Mg]	900.000
Abfallmenge [m²]	700.000
Ablagerungszeitraum:	1990 - 2004
Deponiegrundfläche [ha]	6,0
Deponiehöhe [m]	18,0
Kohlenstoffgehalt min [kg/Mg]	180
Kohlenstoffgehalt max [kg/Mg]	180
Halbwertszeit min [a]	8,2
Halbwertszeit max [a]	5,8
Deponiegasfassung [%]	0
Ergebnisse:	
spezif. Dep-gasmenge min [m³/Mg]	161
spezif. Dep-gasmenge max [m³/Mg]	158
Deponiegas ges. min [Mio m³]	144,6
Deponiegas ges. max [Mio m³]	142,1

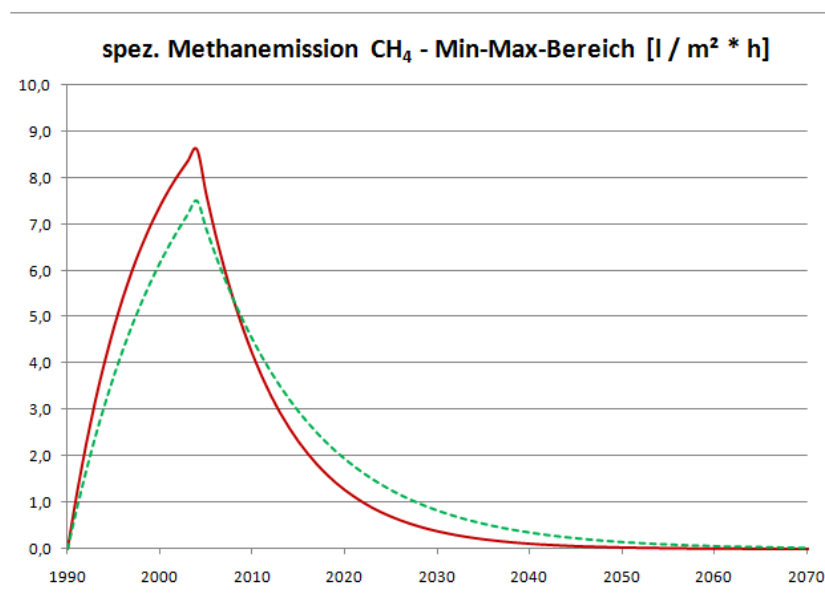
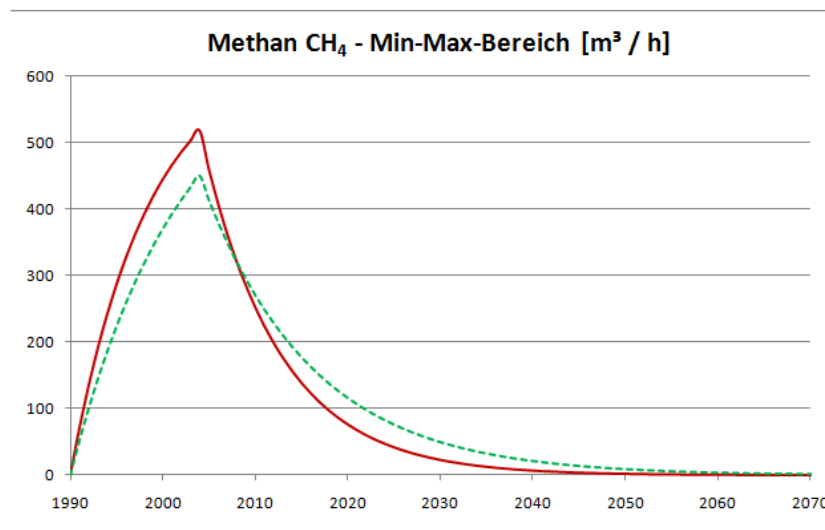


Bild 10-2: Beispielhafte Deponiegasprognose für eine kleinere Siedlungsabfalldeponie (H = 18 m)

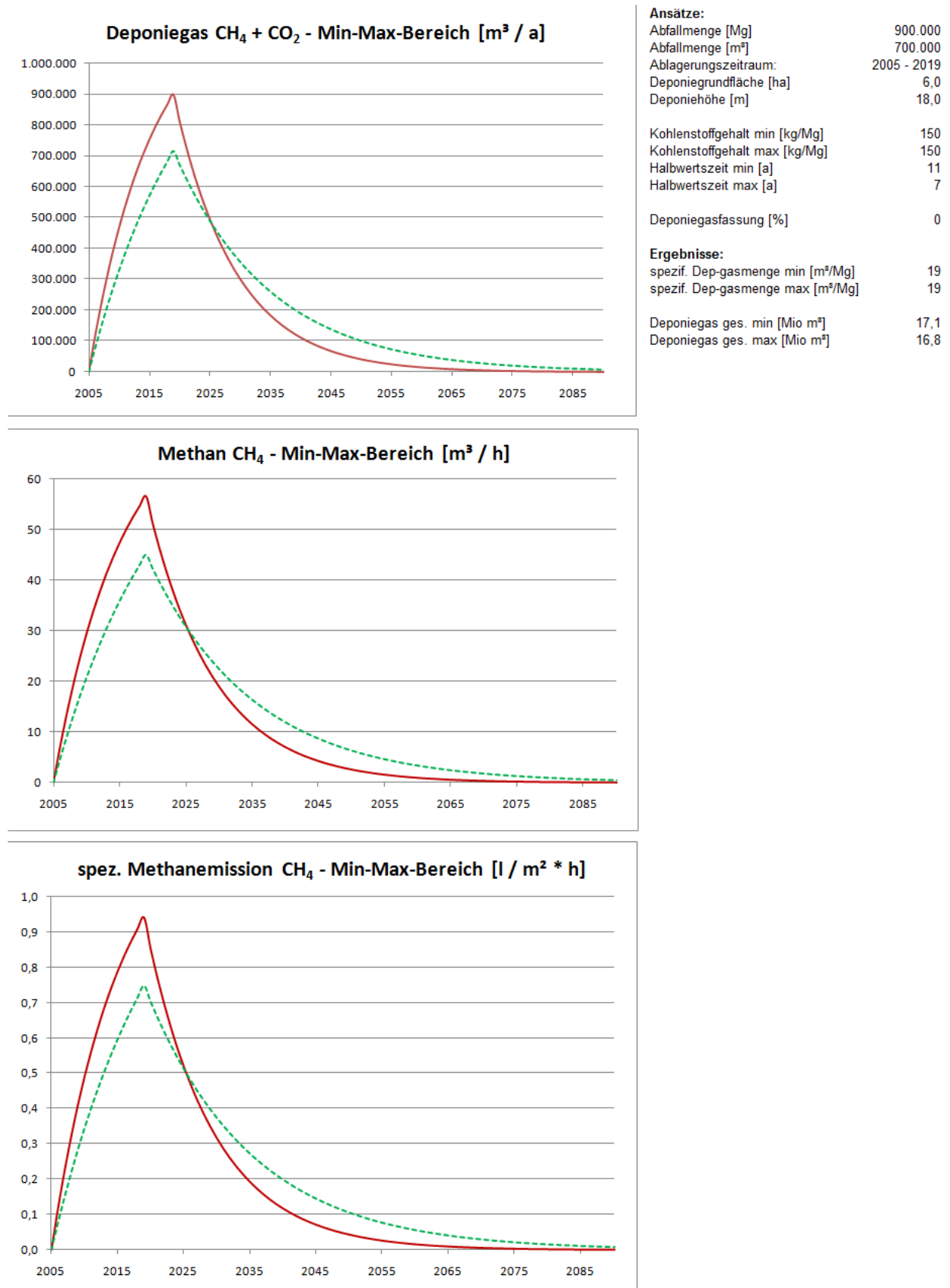


Bild 10-3: Beispielhafte Deponiegasprognose für eine MBA-Deponie (H = 18 m)

11 Plausibilitätskontrollen und Unsicherheit der Methode

Die hier untersuchten Parameter Reaktionskonstante k und Oxidationsfaktor OX fließen in die Ermittlung von Methanemissionen aus Deponien im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung ein. Die Festlegung dieser Faktoren erfolgte vorliegend durch Auswertung einer Vielzahl von wissenschaftlichen Untersuchungen.

Nach der Definition der IPCC Guidelines, Volume 1, General Guidance and Reporting, Chapter 3 - Uncertainties (IPCC, 2006) wurde die Strategie der „Evaluated Conceptualisation and Model Formulation“ angewendet.

Grundsätzlich ergeben sich hierbei folgende Unsicherheiten:

- große Spannbreite von Literaturwerten
- sehr unterschiedliche Randbedingungen der Ermittlung, Randbedingungen z.T. nicht ausreichend dokumentiert
- Übertragbarkeit in die Praxis häufig unklar

Um die hieraus resultierenden Unsicherheiten soweit möglich zu minimieren, wurden in der vorliegenden Untersuchung folgende Schwerpunkte gesetzt:

- Einbeziehung weltweiter, insbes. auch sehr aktueller Untersuchungsergebnisse
- Expertenbefragung detailbezogen (jedoch nicht im Sinne eines methodischen „Expert judgement“ gemäß IPCC)
- Darstellung und Diskussion der Randbedingungen, die sich in der Praxis auf die genannten Faktoren auswirken
- Darstellung und Diskussion der methodischen Unsicherheiten, die sich in der Praxis bei der Ermittlung der genannten Faktoren ergeben
- Darstellung und Diskussion von Erfahrungen aus großtechnischen oder besonders fundierten Untersuchungen, die belastbare Ergebnisse für die Deponiepraxis über lange Zeit erwarten lassen

Besonders zu beachten ist hierbei, dass unter Deponiebedingungen Raum und Zeit eine ausschlagende Rolle spielen. Für die Emissionsberichterstattung sind **Gesamtemissionen über lange Zeit** von Bedeutung, welche z.B. nicht mit Labormessungen oder stichprobenartigen Kurzzeitmessungen im Freiland ermittelt werden können. Dieser Gesichtspunkt war bei der Auswertung der Forschungsergebnisse besonders zu berücksichtigen.

Unter Beachtung der genannten Kriterien wurden die Parameter Reaktionskonstante k und Oxidationsfaktor OX begründet abgeleitet.

Weitere Unsicherheiten resultieren aus den sehr unterschiedlichen Randbedingungen konkreter Deponiesituationen. Bei der Reaktionskonstante k sind Art und Alter der Deponie differenziert zu berücksichtigen, beim Oxidationsfaktor OX in erster Linie die Art der Deponieabdeckung. Daher wurde **Vorschläge für unterschiedliche Anwendungsfälle** erarbeitet, um auch in diesem Bereich die Unsicherheiten zu minimieren.

Die praxisorientierten Anwendungsfälle stellen gleichzeitig eine Rangfolge von günstigen bis ungünstigen Bedingungen für die biochemische Umsetzung (k) oder die biochemische Methanoxidation (OX) dar. Im Rahmen dieser Rangfolge ordnet sich jeder Anwendungsfall in das gegebene Schema ein, so dass sich hieraus auch eine Plausibilitätskontrolle ergibt.

Da es sich bei der durchgeführten Untersuchung um eine Auswertung und Bewertung wissenschaftlicher Erkenntnisse und nicht um eine Auswertung statistisch erfassbarer Daten handelt, können hier zur Abgrenzung des Unsicherheitsbereiches auch nicht die üblichen statistischen Methoden zur Anwendung kommen.

Analog zu den IPCC Guidelines „Waste“, Table 3.3 werden Vorgabewerte vorgeschlagen sowie Bereiche von Minimum- und Maximum-Werten. Diese Bereiche decken nicht die ausgewerteten Literaturdaten ab, sondern sind bewertete Spannbreiten unter Berücksichtigung der o.g. Bearbeitungsstrategie. Sie beschreiben die Unsicherheit bzw. die i.d.R. noch sinnvolle Spannbreite bei der Verwendung von Vorgabewerten.

Diese Unsicherheitsbereiche sind tabellarisch in den betreffenden Kapiteln 5.4 und 8 dargestellt.

Im Hinblick auf eine **zukünftig noch weitere Minimierung der Unsicherheitsbereiche** sehen wir folgende Arbeitsschwerpunkte:

- Die Reaktionskonstante k hängt stark vom Wassergehalt der Abfälle ab. Da Deponien eine hohe Heterogenität in nahezu allen Parametern aufweisen, sollten die Auswirkungen von Trockenzonen und bevorzugten Fließwegen auf die biochemischen Prozesse zukünftig besser erfasst werden.
- Das reale Emissionspotenzial von MBA-Abfällen ist bisher kaum abschätzbar, da systematische Untersuchungen unter realen Deponiebedingungen hier noch ausstehen. Zwischen den Ergebnissen aus Deponiesimulationsreaktoren und bisherigen Prognosen liegt eine erhebliche Diskrepanz, welche auch nicht durch bisherige, unsystematische Einzelbeobachtungen aufgeklärt werden kann.
- Zur Ermittlung der Gesamtemissionen von Deponien sollten Langzeituntersuchungen unter Einsatz moderner Detektionstechnik an unterschiedlichen Deponien initiiert werden (aufbauend z.B. auf aktuellen niederländischen Erfahrungen und Untersuchungen). Auf der Grundlage belastbarer Gesamtgasbilanzen über längere Zeiträume können noch relativ unscharfe Eingangsparemeter für eine Deponiegasprognose nach dem FOD-Modell geprüft und ggf. angepasst werden.
- In Bezug auf den Oxidationsfaktor OX interessieren ebenfalls in erster Linie Langzeitwerte unter Berücksichtigung von Störeinflüssen für die Methanoxidation. Oxidationsfaktoren sind also unter realen Deponiebedingungen (Freilandversuche auf großer Fläche) unter Beachtung von Kälte- und Trockenperioden und möglichst über mehrere Jahre zu ermitteln.
- Für die Methanoxidation spielen die Bodeneigenschaften eine weitere ausschlaggebende Rolle. Diese Bodeneigenschaften unterliegen Langzeiteinflüssen, welche die Methanoxidation ungünstig beeinflussen können. In Bezug auf diese Langzeitbetrachtung besteht noch erheblicher Untersuchungsbedarf, hier insbes. auch bei der

Verwendung von organischem Material (z.B. Reifkompost) und dessen Alterungs- und Verdichtungsverhalten.

- Bei der Ermittlung von mittleren Oxidationsraten und Restemissionen ergeben sich auch hier wieder Probleme aus der Heterogenität von Deponien. Diese betreffen sowohl die Bautechnik (Gasanströmung, Gasverteilung, bevorzugte Fließwege) als auch die Messtechnik (Berücksichtigung der Dimensionen Raum und Zeit). Auch Langzeiteinflüsse pedogenetischer Prozesse und der Bioturbation werden hier noch näher zu untersuchen sein.
- In der vermehrt praktischen Umsetzung der optimierten Methanoxidation auf Deponien werden in der Praxis verstärkt Fragen zur Materialbeschaffung und zur Vereinbarkeit dieser Maßnahmen mit Rekultivierungszielen und zusätzlichen Anforderungen an eine Oberflächenabdichtung zu behandeln sein.

12 Zusammenfassung

Im Rahmen der Emissionsberichterstattung im Bereich Abfall bzw. Ablagerung fester Abfälle wird der Verlauf der biochemischen Umsetzungsprozesse nach dem First Order Decay-Modell des IPCC berechnet. In diesem FOD-Modell wird durch Wahl der Reaktionskonstante k (methane Generation rate) die Geschwindigkeit der Umsetzungs- bzw. Methanbildungsprozesse rechnerisch nachvollzogen.

Beim Weg der Deponiegase in die Atmosphäre wird in den oberen, mit Luftsauerstoff angereicherten Abfall- oder Bodenschichten der Methananteil zumindest teilweise biochemisch zu CO_2 oxidiert und damit in Bezug auf Treibhauswirksamkeit stark reduziert. Diese Methanoxidation hängt von einer Vielzahl von Randbedingungen ab, welche positiv oder eher hemmend, kurzzeitig oder eher langfristig Einfluss auf die Oxidationsleistung nehmen.

Die biochemische Methanoxidation wird im FOD-Modell mit dem Oxidationsfaktor OX berücksichtigt, wobei die Vorgabewerte des IPCC bisher sehr undifferenziert und konservativ angesetzt sind.

Da in Deutschland seit 2005 die Ablagerung von biochemisch abbaubaren Abfällen weitestgehend eingestellt wurde, müssen zukünftig auch Emissionsbilanzen für die relativ neuartigen Deponien mit MBA-Abfällen berücksichtigt werden. Diese Deponiekategorie ist in den IPCC-Vorgabewerten für das FOD-Modell bisher noch nicht berücksichtigt.

Ziel des Projektes war die Erarbeitung der fachlichen Grundlagen für die Berechnung der Methanemissionen aus der Ablagerung von MBA-Abfällen und passiv entgasten Deponien. Für die Weiterentwicklung des Berechnungsansatzes galt es, im Projekt folgende fachliche Grundlagen zu erarbeiten:

- Beschreibung des **Methanbildungspotentials** mechanisch-biologisch behandelter Abfälle
- qualifizierte Schätzung der **Halbwertszeit bzw. Reaktionskonstanten** zur Beschreibung des zeitlichen Verlaufes der Methanemissionen aus abgelagerten MBA Abfällen nach dem First Order Decay (FOD) Modell
- qualifizierte Schätzung der Wirksamkeit der **biologischen Methanoxidation in offenen Einbaubereichen** bei der Ablagerung von MBA-Abfällen
- qualifizierte Schätzung der Wirksamkeit der **biologischen Methanoxidation bei Deponien mit geringer Restgasentwicklung** beim Einsatz von passiven Entgasungsverfahren mit gezielt errichteten Gasoxidationsschichten.

Die Bearbeitung erfolgte vorliegend durch Auswertung einer Vielzahl von wissenschaftlichen Untersuchungen. Um die hieraus resultierenden Spannbreiten bzw. Unsicherheiten soweit möglich zu minimieren, wurden folgende Strategie verfolgt:

- Einbeziehung weltweiter, insbes. auch sehr aktueller Untersuchungsergebnisse
- Expertenbefragung detailbezogen (jedoch noch nicht im Sinne eines methodischen „Expert judgement“ gemäß IPCC)

- Darstellung und Diskussion der Randbedingungen, die sich in der Praxis auf die genannten Faktoren auswirken
- Darstellung und Diskussion der methodischen Unsicherheiten, die sich in der Praxis bei der Ermittlung der genannten Faktoren ergeben
- Darstellung und Diskussion von Erfahrungen aus großtechnischen oder besonders fundierten Untersuchungen, die belastbare Ergebnisse für die Deponiepraxis über lange Zeit erwarten lassen

Besonders zu beachten ist hierbei, dass unter Deponiebedingungen Raum und Zeit eine ausschlagende Rolle spielen. Für die Emissionsberichterstattung sind **Gesamtemissionen über lange Zeit** von Bedeutung, welche z.B. nicht mit Labormessungen oder stichprobenartigen Kurzzeitmessungen im Freiland ermittelt werden können. Dieser Gesichtspunkt war bei der Auswertung der Forschungsergebnisse besonders zu berücksichtigen.

Weitere Unsicherheiten resultieren aus den sehr unterschiedlichen Randbedingungen konkreter Deponiesituationen. Bei der Reaktionskonstante k sind Art und Alter der Deponie differenziert zu berücksichtigen, beim Oxidationsfaktor OX in erster Linie die Art der Deponieabdeckung. Daher wurden **Vorschläge für unterschiedliche Anwendungsfälle** erarbeitet, um auch in diesem Bereich die Unsicherheiten zu minimieren.

Unter Beachtung der genannten Kriterien wurden die Parameter Reaktionskonstante k und Oxidationsfaktor OX begründet abgeleitet und tabellarisch in den betreffenden Kapiteln 5.4 und 8 dargestellt.

Die praxisorientierten Anwendungsfälle stellen gleichzeitig eine Rangfolge von günstigen bis ungünstigen Bedingungen für die biochemische Umsetzung (k) oder die biochemische Methanoxidation (OX) dar. Im Rahmen dieser Rangfolge ordnet sich jeder Anwendungsfall in das gegebene Schema ein, so dass sich hieraus auch eine Plausibilitätskontrolle ergibt.

Analog zu den IPCC Guidelines „Waste“, Table 3.3 werden Vorgabewerte vorgeschlagen sowie Bereiche von Minimum- und Maximum-Werten. Diese Bereiche decken nicht die ausgewerteten Literaturdaten ab, sondern sind bewertete Spannbreiten unter Berücksichtigung der o.g. Bearbeitungsstrategie. Sie beschreiben die Unsicherheit bzw. die i.d.R. noch sinnvolle Spannweite bei der Verwendung von Vorgabewerten.

Diese Unsicherheitsbereiche sind ebenfalls tabellarisch in den betreffenden Kapiteln 5.4 und 8 dargestellt.

Im Hinblick auf eine **zukünftig noch weitere Minimierung der Unsicherheitsbereiche** werden abschließend wesentliche Arbeitsschwerpunkte herausgestellt.

13 Quellennachweise

- | | | |
|---|-------|---|
| Ad-hoc-Arbeitsgruppe
Boden | 2005 | Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. |
| Berger, J. | 2008 | Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten
Dissertation am Fachbereich 13 – Bauingenieurwesen und Geodäsie der Technischen Universität Darmstadt, Jan. 2008 |
| Berger, J.
Jäger, J. | 2008 | Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten –Leistungspotenzial und Treibhausgasbilanzierung
20. Kasseler Abfallforum - 2008 |
| Bidlingmaier, W.,
Rieger, A. | 1995 | Lysimeterversuche zur Entgasung und Sickerwasserbestimmung von vorbehandeltem Restabfall;
Forschungsbericht Universität Essen, 1995 |
| 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. |
| Binner, E. | 2008 | Persönliche Mitteilungen |
| Binner, E. | 2008a | Datensammlung von Gärtests. Unveröffentlicht. |
| Bockreis, A.;
Steinberg, I. | 2004 | Emissionen mechanisch-biologisch behandelter Abfälle bei der Deponierung – eine Bilanz aus Langzeitversuchen.
In: Kühle-Weidemeier, M.: Abfallforschungstage 2004. Tagungsband. Cuvillier Verlag, Göttingen. ISBN 3-86537-121-3. |
| Bohn, S. | 2008 | MiMethox: Mikrobielle Methanoxidation in Deponieabdeckschichten. Prozessstudie auf einer MBA-Deponie. In: Kühle-Weidemeier, M. (2008): 3. Praxistagung Deponie 2008. Cuvillier Verlag Göttingen. ISBN 978-3-86727-801-0 |
| Chanton, J. P.
Powelson, D. K.;
Green, R. B. | 2008 | Methane oxidation in landfill cover soils, is a 10% default value reasonable?
Unveröffentlicht. Vorgesehen als Publikation im Journal of environmental quality. |
| 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.;
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. |
| 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. |
| Danhamer, H. | 2002 | Emissionsprognosemodell für Deponien mit mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen – Schwerpunkt: Modellierung des Gashaushaltes. Schriftenreihe WAR, Band 138 des Instituts WAR der TU Darmstadt |
| Danhamer, H.;
Jäger, J. | 1998 | Deponieverhalten mechanisch-biologisch und thermisch behandelte Restabfälle. Abschlussbericht SAGA – Forschungsvorhaben, Darmstadt, unveröffentlicht. |
| DepV | 2002 | Verordnung über Deponien und Langzeitlager. DepV vom 24.07.2002; BGBl I 2002, S. 2807. |
| DGGT E2-21 | 2006 | Empfehlungen des Arbeitskreises 6.1 "Geotechnik der Deponiebauwerke" der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik (DGGT), E2-21 – Rekultivierungsschichten Bautechnik, 2006, Heft 9 |
| 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. | 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. | 2003a | MBA-Pilotversuche mit Abfällen aus dem LK Schaumburg, Wissenschaftliche Begleitung Versuche 4 und 5. Ergebnisbericht. Unveröffentlicht. Im Auftrag der Abfallwirtschaft Landkreis Schaumburg. |

- | | | |
|--|------|--|
| Döberl, G.
Huber, R.
Fellner, J.
Cencic, O.
Brunner, P.H. | 2002 | Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten – STRANDEZA
Endbericht, Okt. 2002
Technische Universität Wien, Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und Abfallwirtschaft |
| Döberl, G.
Fellner, J.
Allgaier, G.
Brunner, P.H.
Stegmann, R. | 2005 | Leitfaden zur Bestimmung des Stabilisierungsgrades mächtiger Altablagerungen hausmüllähnlicher Zusammensetzung
Gefördert aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Förderungsmanagement by Kommunalkredit Public Consulting GmbH, Wien und Hamburg, Nov. 2005 |
| Döberl, G.; Fellner, J.
Allgaier, G.; Brunner, P.H.
Stegmann, R. | 2006 | Eine neue Methode zur Charakterisierung des Stabilisierungsgrades großer Altablagerungen (EMSA). Endbericht. ISBN 978-3-85234-092-0 |
| Drees, K. | 2000 | Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien
Diss. RWTH Aachen, Fakultät für Bauingenieurwesen, 2000 |
| Ehrig, H.-J. | 2003 | Inwieweit bestimmen Sickerwasser- und Deponiegasemissionen die Dauer der Nachsorge?
Verkürzung der Deponienachsorge - Beschleunigung der biologischen Abbauprozesse – Ein Workshop für die Praxis, Dortmund, November 2003 |
| Ehrig, H.-J.
Krümpelbeck, I. | 1999 | Abschätzung der Restemissionen von Deponien in der Betriebs- und Nachsorgephase auf der Basis realer Überwachungsdaten – Abschlußbericht
Vorhaben mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Förderkennzeichen : 1471067 |
| Ehrig H.-J.;
Scheelhaase, T. | 1995 | BMBF-Statusbericht „Deponiekörper“,
Projekträger: Umweltbundesamt; Abfall- und Siedlungswasserwirtschaft, Bergische Universität – GH Wuppertal. |
| Ehrig, H.-J.
Krümpelbeck, I.
Höring, K. | 2000 | Beseitigung von Schwachgas aus Altdeponien unter Einbeziehung konkreter Fallbeispiele in NRW
Studie im Auftrage des LUA NRW, April 2000 |
| Ettala, M.
Einola, J.
Leiskallio, A.
Laurila, T. | 2008 | Full-scale biological LFG treatment at sealed landfills.
Global Waste Symposium, 2008. |
| 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). |
| Farquhar, G. F.;
Rovers, F.A. | 1973 | Gas production during refuse decomposition.
Water, Air and Soil Pollution, Vol. 2. |
| Fellner, J.
Schöngrundner, P.
Brunner, P.H. | 2003 | Methanemissionen aus Deponien – Bewertung von Messdaten (METMES)
im Auftrag des Bundesmin. für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 2003 |
| Felske, C. | 2003 | Minimierung von Restgasemissionen aus Siedlungsabfalldeponien durch Methanoxidation in Deponieabdeckschichten
Dissertation, Univ. Duisburg-Essen, 2003 |

-
- Felske, C. 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.
- Kraft, E.
Ustohalova, V.
Widmann, R.
Bidlingmaier, W.
Felske, C.; 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 Jyvaskyla, Finland.
Widmann, R.
- Figueroa, R. A. 1998 Gasemissionsverhalten abgedichteter Deponien. Untersuchungen zum Gastransport durch Oberflächenabdichtungen sowie zum mikrobiellen Abbau von Methan und FCKWs in Rekultivierungsschichten. Hamburger Berichte, Band 13. Economica Verlag. ISBN 3-87081-048-3
- Fredenslund, A.M. 2007 BIOCOVER – Reduction of Greenhouse Gas Emissions from Landfills by Use of Engineered Bio-Covers
Kjeldsen, P.
Scheutz, C.
Lemming, G. Eco-Tech 2007, 6th International Conference on Technologies for Waste and Wastewater Treatment, Energy from Waste, Remediation of Contaminated Sites, Emissions Related to Climate, Kalmar, Nov. 2007
- Fricke, K.; Müller, W.; Bar- 1999 Stabilisierung von Restmüll durch mechanisch-biologische
tetzko, C; Einzmann, U.; Behandlung und Auswirkungen auf die Deponierung.
Franke, J.; Heckenkamp, Endbericht BMBF-Verbundvorhaben biologische Abfallbe-
G.; Kellner-Aschenbrenner, handlung, Teilvorhaben 2.1. IGW Ingenieurgesellschaft
K.; Kölbl, R.; Mellies, R.; Witzenhausen.
Niesar, M.; Wallmann, R.;
Zipfel, H.
- Friedrich, R. 1998 Gleichwertigkeitsnachweis nach Ziffer 2.4 TAsi für die Ab-
Fricke, K. (Hrsg.) lagerung von mechanisch-biologisch vorbehandelten
Abfällen. In: Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis,
Band 110, Erich Schmidt Verlag.
- Gebert, J. 2004 Mikrobelle Methanoxidation im Biofilter zur Behandlung
von Rest-Emissionen bei der passiven Deponieentgasung
Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 55, 2004
- Gebert, J. 2007 Potential and Limitations of Passively Vented Biofilters for
Gröngroft, A. the Microbial Oxidation of Landfill Methane
2nd BOKU Waste Conference, Wien, April 2007
- Gebert, J. 2008 Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die
Gröngroft, A. Eignung von Deponie-Abdeckschichten zur mikrobiellen
Oxidation von Methan.
In: Kühle-Weidemeier, M. (2008): 3. Praxistagung Deponie
2008. Cuvillier-Verlag, Göttingen. ISBN 978-3-86727-801-
0
- Gebert, J. 2008 Methanoxidation an der Deponieoberfläche
Streese-Kleeberg, J. Deponietechnik 2008, Band 31, 2008
- Giani, L. 2002 Temporal and spatial variability of the CH₄ dynamics of
Bredenkamp, J. landfill cover soils
Eden, I. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Vol. 165,
2002, p 205 - 210

Gioannis, G. Muntoni, A. Cappai, G. Milia, S.	2008	Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste – Estimation of gas generation rate constants
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
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 Erbenschwang. 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 & Umwelttechnik Ing.-Ges. bRmbH, Augsburg und Erbenschwanger 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 Erbenschwang. 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 & Umwelttechnik Ing.-Ges. bRmbH, Augsburg und Erbenschwanger Verwertungs- und Abfallentsorgungsgesellschaft mbH, Ingenried.
Huber-Humer, M. Lechner, P.	2006	Ausführung und Leistungsfähigkeit von Methanoxidationsschichten DepoTech 2006, Abfall- und Deponietechnik, Abfallwirtschaft, Altlasten. Fachtagung zur 8. DepoTech Konferenz, Montanuniversität Leoben, Österreich, 22.-24.11.2006
Huber-Humer, M. Amann, A.; Bogolte, T.; Dos Santos, M.; Hagenauer, I.; Pauliny, W.; Reichenauer, T.; Watzinger, A.; Wimmer, B.	2008	Technischer Leitfaden Methanoxidationsschichten erstellt im Rahmen der ÖVA-Arbeitsgruppe „Leitfaden Methanoxidationsschichten“, Gelbdruck, Wien, April 2008
Hupe, Heyer, K.-U. Lüneburg, R. Becker, J.-F. Stegmann, R.	2007	Methanoxidation an alternativen Oberflächenabdichtungen – Erfahrungen mit Testfeldern auf der Altdeponie Kuhstedt Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, 2007
IBA	2002	Unveröffentlichter Bericht . IBA Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft und Energietechnik GmbH, Hannover.
IPPC	2006	IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 1, General Guidance and Reporting Chapter 3 - Uncertainties
IPCC	2006/ 2007	IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories Volume 5, Waste Chapter 3 – Solid Waste Disposal, corrected chapter as of April 2007.

Jacobs, J. Scharff, H.	2005	Comparison of methane emission models and methane emission measurements Workshop on Inventories and Projections of Greenhouse Gas Emissions from Waste of the Working groups I (Inventories) and II (Projections) of the EU Climate Change Committee, 2 - 3 May 2005, EEA, Copenhagen, Denmark
Jager J.; Danhamer, H.; Dach, J.; Reinhardt, T.; Ostrowski, M.W.; Obermann, I.; Glesner, M.; Theisen, M	1999	Ablagerungsverhalten und Deponiesimulation, Teil 2 des Endberichts zum Teilvorhaben 4/2 des BMBF- Verbundvorhabens „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. Universität Darmstadt.
Jager, J. Berger, J.	2008	Biologische Methanoxidation in Deponieabdeckschichten – Leistungspotenzial und Treibhausgasbilanzierung 20. Kasseler Abfall- und Bioenergieforum, April 2008
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.
Krümpelbeck, I.	2000	Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien Diss. BUG Wuppertal, Fachbereich Bauingenieurwesen, 2000
KrW-/AbfG	1996	Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG) vom 27. September 1994.
Kühle-Weidemeier, M.	2005	Bedarf, Konstruktionsgrundlagen und Betrieb von Deponien für mechanisch-biologisch behandelte Restabfälle in Deutschland. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover. Heft 127. ISBN 3-921-421-57-8.
Kühle-Weidemeier, Friedrich, K.	M; 2006	Environmental Impact of MBT. Gaseous and liquid emissions from treatment and landfilling. Im Auftrag von CREED (Veolia Environnement)
LfU Sachsen-Anhalt	2007	Erweiterte Anforderungen an eine Rekultivierungs-/Wasserhaushalts-/Methanoxidationsschicht Prüfkriterien für die Entscheidung aktive/passive Deponieentgasung und für die Methanrestgasemission von Deponien bei der Entlassung aus der Nachsorge Vollzugshilfe zum RdErl. des MLU vom 6.4.2004 ‘Auswahl von alternativen Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien’, MBl. LSA Nr. 25/2004 vom 14.6.2004 Sachsen-Anhalt, Landesamt für Umwelt, Fachbereich 2, Abfallwirtschaft/Bodenschutz, Anlagentechnik Wasserwirtschaft, Fachinformationen 1/2007 (Mai 2007)
LUA NRW	2004	Arbeitshilfe Deponiegas Landesumweltamt NRW, Materialien, Band 65, 2004

-
- Martienssen, M. 2007 Erste Ergebnisse aus dem F+E-Thema „Methanoxidation in Rekultivierungs-/Wasserhaushaltsschichten in Sachsen-Anhalt
Leipziger Deponiefachtagung, 2007
- Martienssen, M.
Kaiser, A.,
Schirmer, M.,
Graf, W.
Kutschke, S.
Schulze, R.
Thiede, K. 2008 Untersuchungen zum Einsatz von Rekultivierungs-/Methanoxidationsschichten auf Deponien des Landes Sachsen-Anhalt
Müll und Abfall, 2008, Heft 5, Seite 247 - 253
- Mostafid, M.;
Imhoff, P.T.;
Yazdani, R. 2008 Quantifying flow and transport properties of various biocovers over time. In: The fifth intercontinental landfill research symposium ICLRS.
- Mostafid, M.;
Imhoff, P.T.;
Yazdani, R. 2008a Impact of Aging on Biocover Performance. Powerpointpräsentation vom fifth intercontinental landfill research symposium ICLRS.
- 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 WATFLOW.
In: Wasser und Abfall, 2000, Heft 9
- Oonk, H
Boom, T. 2000 Landfill gas emission measurements using a mass balance method
1st Intercontinental Landfill Research Symposium, Luleå, 2000
- 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.
- Reinert, P.
Rettenberger, G.
Wagner, J.-F. 2007 Gasbildung in stabilisierten Deponien am Beispiel einer MBA-Deponie.
In: Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 17, 2007
- Rettenberger, G.
Gröber, H. 2001 Erste großtechnische Erfahrungen mit der flächigen Deponienetgasung mit überlappender Kunststoffdichtungsbahn an der Reststoffdeponie Weig
Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Band 13, 2001
- Rettenberger, G. 2006 Erfahrungen zur biologischen Methanoxidation in der Rekultivierungsschicht,
Deponietechnik 2006, Hamburg
- Santen, H.
Fricke, K.
Gärtner, S.
Engel, B.
Hirtler, P. 2007 Von der Abfallentsorgung zur integrierten Abfall- und Ressourcenbewirtschaftung: Perspektiven für Brasilien am Beispiel Novo Hamburgo
Müll und Abfall, 2007, Heft 3, p 120 - 129

Schachermeyer, E.	2006	Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der Methanemissionen aus Deponien Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes Österreich, 2006
Scharff, H.	2004	Comparison of methane emission models and methane emission measurements 3 rd Intercontinental Landfill Research Symposium, Toya Lake, Japan, 2004
Scharff, H.	2005	Landfill Gas Production and emission on former landfills Sulfanet Endreport – Modellstrategy, 2005
Scheelhaase, T. Kraft, E. Maile, A. Rechberger, M. Bidlingmaier, W.	2000	Einfluss der Wasser- und Gasdurchlässigkeit auf das Deponieverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen. Müll und Abfall 4/2000, S. 203-208.
Sormunen, K.	2008	Characterisation of landfills for recovery of methane and control of emissions. Jyväskylä studies in biological and environmental science, Band 185.
Stegmann, R. Heyer, K.-U. Hupe, K. Willand, A.	2006	Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennz. 204 34 327, März 2006
Streese-Kleeberg, J.; Stegmann, R.	2007	Biofiltration of landfill gas methane with active ventilation. In: Sardinia 2007, eleventh international waste management and landfill symposium. Proceedings. ISBN 978-88-6265-003-8
Tabasaran, O.	1976	Überlegungen zum Problem Deponiegas. Müll & Abfall, Heft 7/1976
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.
US EPA	2005	First-Order Kinetic Gas Generation Model Parameters for Wet Landfills U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, DC 20460 EPA-600/R-05/072, June 2005
VDI 3790, Blatt 1	2005	Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Grundlagen VDI Richtlinie 3790, Blatt 1, Jan. 2005
VDI 3790, Blatt 2	2000	Emissionen von Gasen, Gerüchen und Stäuben aus diffusen Quellen – Deponien VDI Richtlinie 3790, Blatt 2, Dez. 2000
VDI 3860, Blatt 1	2006	Messen von Deponiegasen – Grundlagen VDI Richtlinie 3860, Blatt 1, Mai 2006
VDI 3860, Blatt 2	2008	Messen von Deponiegasen - Messungen im Gaserfassungssystem VDI Richtlinie 3860, Blatt 2, Feb. 2008

VDI 3860, Blatt 3, Entwurf	2008	Messen von Deponiegasen - Messungen von Oberflächenemissionen VDI Richtlinie 3860, Blatt 3, Jan. 2008, Entwurf
von Felde, D.	1999	Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle. Ergebnisse der niedersächsischen Demonstrationsanlagen. In: Münsteraner Schriften zur Abfallwirtschaft, Band 2, 6. Münsteraner Abfallwirtschaftstage.
Weber, B.	1990	Minimierung von Emissionen der Deponie. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover (ISAH), Heft 74, 1990.
Weber, B.	2008	Persönliche Mitteilung
Zanke, , U. Jäger, J. Wawra, B. Berger, J. Fornés, L.	2004	Technologische Entwicklung einer Deponieoberflächenabdichtung mit Kapillarsperre zur Methanoxidation im Auftrag des BMBF, Schlussbericht, 2004
Zimmermann, U.	2007	Methanoxidierende Bakteriengemeinschaften in Böden und Sedimenten des sibirischen Permafrostes Dissertation im Department Geowissenschaften der Universität Hamburg, 2007

