

Matthias Kühle-Weidemeier (Hrsg.)

3. Praxistagung Deponie 2008

Zwischenlager – Deponien – Nachsorge

**Tagungsband
2. und 3. Dezember 2008**

wasteconsult

INTERNATIONAL

Cuvillier Verlag

Matthias Kühle-Weidemeier (Hrsg.)

3. Praxistagung Deponie 2008

Zwischenlager – Deponien – Nachsorge

**Tagungsband
2. und 3. Dezember 2008**

wasteconsult

INTERNATIONAL

Cuvillier Verlag

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.ddb.de> abrufbar.

1. Aufl. - Göttingen : Cuvillier, 2008

978-3-86727-801-0

© CUVILLIER VERLAG, Göttingen 2008

Nonnenstieg 8, 37075 Göttingen

Telefon: 0551-54724-0

Telefax: 0551-54724-21

www.cuvillier.de

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Genehmigung des Verlages ist es nicht gestattet, das Buch oder Teile daraus auf fotomechanischem Weg (Fotokopie, Mikrokopie) zu vervielfältigen.

1. Auflage, 2008

Gedruckt auf säurefreiem Papier

978-3-86727-801-0

Tagungen

Abfallforschungstage

Unsere speziell auf die Wissenschaft ausgerichtete Tagung. An den Veranstaltungstagen wird ein einzigartiges Programm mit den neuesten Erkenntnissen aus den Bereichen Abfallanalytik, Abfallbehandlung, Abfallverwertung und Deponien geboten. Die Beiträge umfassen sowohl Grundlagenforschung als auch Ergebnisse aus der Praxis. Die Abfallforschungstage finden im 2-Jahres-Rhythmus statt.



Praxistagung Deponie

Die Veranstaltung ist bewusst praxisorientiert und setzt auf den Erfahrungsaustausch. Die Beiträge umfassen technische, rechtliche und ökonomische Themen und wenden sich insbesondere an Deponiebetreiber, Ingenieurbüros und Baufirmen. Auch die Praxistagung Deponie findet alle zwei Jahre statt.

Waste-to-Resources: Internationale Tagung MBA & Sortiertechnik

Mit mehr als 300 Teilnehmern aus 37 Staaten im Jahr 2007 hat die internationale Tagung MBA und automatische Abfallsortierung ihre Position als weltweitweite Leitveranstaltung in diesem Themengebiet ausgebaut. Die begleitende Fachausstellung ist ein wichtiges Exportsprungbrett für den Anlagenbau. Die Tagung vernetzt den Erfahrungsaustausch im deutschsprachigen Raum durch Simultanübersetzung mit dem fremdsprachigen Ausland, das der Zukunftsmarkt für MBA-Technik ist..



Alle Veranstaltungen sollen neben den fachlichen Beiträgen vor allem viel Spielraum für Diskussion und Erfahrungsaustausch bieten.

Die Tagungen werden immer von einer Fachausstellung begleitet, die eine weitere Möglichkeit bietet, Informationen und Einblicke in neue Techniken zu erhalten, aber auch sich neuen Kunden präsentieren zu können.

Photovoltaik

Solaranlagen auf Deponien und Betriebsgebäuden

- Ergänzung der abfallwirtschaftlichen Aktivitäten
- Finanzielle Belastung in der Nachsorge mindern
- Rentable Anlage für Rückstellungen
- Einspeisevergütung 20 Jahre gesetzlich festgelegt (EEG 01.08.04)
- Für Photovoltaik Freiflächenanlage bis 5 MW 20 Jahre:

- 43,42 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2005
- 40,60 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2006
- 37,96 Ct/kWh bei Inbetriebnahme der Anlage 2007

➔ **Schnelles Handeln lohnt sich besonders!**

Warum sind Deponien besonders geeignet?

- Exponierte, große Flächen für Photovoltaik
- Schutzabstand zur Wohnbebauung
- Einspeisemöglichkeit durch BHKW meist vorhanden
- Deponien sind Bauwerke und Konversionsflächen (wichtig für Einspeisevergütung gem. EEG)



Foto Geosol



Foto Geosol

Betriebsgebäude mit Photovoltaik ausrüsten

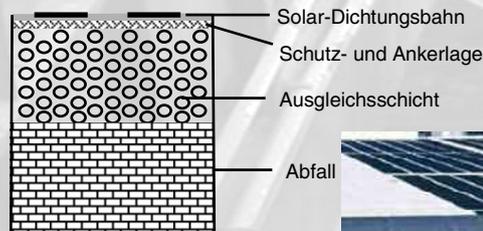
- Einzelnen oder als Kombination mit Freiflächenkonzept
- **Wesentlich höhere Einspeisevergütung als bei Freiflächenanlagen**
- Geringe statische Anforderungen bei Folienvariante
- Ideal für großflächige Hallendächer
- Auch aus nicht verformbaren Modulen auf leichtem Gestell herstellbar



Foto Ingenieurbüro Mencke & Tegtmeier

DepoSolar®

Das innovative Konzept von Wasteconsult Deponieabdichtung mit integrierten Solarzellen



Herstellerfoto

- Dichtungsbahn mit Modulen - flexibel
- Verlegung prinzipiell wie eine KDB
- Ersetzt herkömmliche Oberflächenabdichtung

Wasteconsult bietet mit erfahrenen Partnern auch Betreibermodelle an: Die Anlage wird von einem Investor errichtet und betrieben. Der Deponiebetreiber erhält im Gegenzug Pachtzahlungen.

**Bei der Entwicklung individueller Lösungen
berät Sie Wasteconsult gern!!**

Mechanisch-biologische Abfallbehandlung

Anlagenplanung und -optimierung

Die Mitarbeiter von **Wasteconsult** waren und sind maßgeblich an der Forschung, Anlagenentwicklung und Optimierung der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung und deren Emissionskontrolle beteiligt. Auf dieser fundierten Grundlage planen und optimieren wir MBAs für Sie.

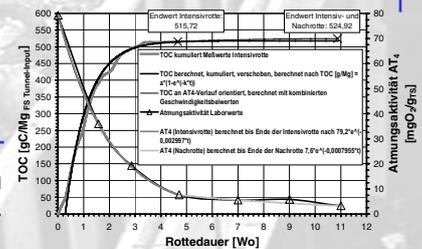


Pilotversuche

Unsere Erfahrung ergänzen wir durch eigene Pilotversuche und Forschungsergebnisse im Bereich der Optimierung sowie Emissionsmessungen und –minderungen bei MBAs. Was viele nur aus Büchern kennen, haben wir selbst entwickelt und erprobt!

Probenahme und Analytik

Die Behandlung von Restabfällen bedarf einer ständigen Kontrolle und Anpassung an schwankende Abfallzusammensetzungen oder verschärfte Grenzwerte.



Wasteconsult bietet Ihnen eine umfassende Begleitung Ihrer MBA von der Probenahme bis hin zur Bewertung der Analyseergebnisse. Dies ist Voraussetzung für einen stabilen und wirtschaftlichen Betrieb Ihrer Anlage.



Emissionsmessungen



Möchten Sie wissen, was in Ihre Abluftreinigung hineingeht und was hinten noch oder zusätzlich herauskommt? Möchten Sie Ihren Anlagenbetrieb so einjustieren, dass der VOC-Gehalt des Rohgases steigt, damit die RTO mit möglichst wenig Stützgas betrieben werden kann? Wir haben Erfahrung mit der Messtechnik und in der Durchführung auch längerer Emissionsmessungen. Auch die Zusammensetzung Ihres Biogases aus der Vergärung können wir ebenso wie Deponiegas auf Hauptkomponenten und Spurenstoffe untersuchen.

Deponien und Altlasten

Planung

Wasteconsult hat umfangreiche Erfahrungen auf allen Gebieten der Planung, Ausschreibung, Bauüberwachung und Projektsteuerung im Bereich von

- Basis- und Oberflächenabdichtung, alternativen Systemen (z.B. Asphalt oder Trisoplast®) und Gleichwertigkeitsnachweisen
- Betriebs- und Schüttkonzepten
- Gasfassung und -behandlung
- Sicker- und Grundwasserfassung und -behandlung

Auf dem Gebiet der MBA-Deponien verfügen wir über einzigartiges Wissen!



Nachsorge, Nachnutzung und Monitoring

Deponien und Altlasten bedürfen einer über Jahre andauernden Kontrolle. Wasteconsult konzipiert Ihre Nachsorgemaßnahmen und bietet Ihnen Monitoring für Grundwasser, Gas und die technischen Deponieeinrichtungen. Auch die Erklärung zum Deponieverhalten erstellen wir gern für Sie. Darüber hinaus beraten wir Sie zu Nachnutzungsmöglichkeiten, z.B.

den Einsatz von Windenergie und Photovoltaik (Solarstrom). Unser neu entwickeltes System DepoSolar® setzt hier Maßstäbe. Es verbindet die Funktionen Abdichtung und Stromerzeugung miteinander.



In-situ Stabilisierung

Ein wichtiger Baustein zur Minimierung der Nachsorgekosten und des künftigen Emissionspotentials ist eine aktive Steuerung stillgelegter Deponiebereiche. Dies beginnt mit der Infiltration von Sickerwasser (in D Basisabdichtung erforderlich), die Behandlungskosten reduziert, gleichzeitig den gewinnbringenden Deponiegasertrag steigert und die Nachsorgezeit verkürzt. Wird kein nutzbarer Gasertrag mehr erzielt, kann der Stabilisierungsvorgang durch Belüftung der Deponie stark vorangetrieben werden. Alternativ können die aktiven Maßnahmen beendet und die Deponie mit einem passiven Methanoxidationssystem versehen werden.



Altlastensanierung

Auf Basis der langjährigen Erfahrung unserer Mitarbeiter können wir Ihnen auch für die Altlastensanierung das komplette Paket der Ingenieurdienstleistungen anbieten:

- Altlastenerkundung und Gefährdungsabschätzung
- Sanierungsplanung
- Bauüberwachung, Koordination der Arbeitssicherheit

Inhalt

Der zürcherische Deponiefonds zur Sanierung und Nachsorge von Deponien <i>Sieber, C..</i>	1
Aspekte finanzieller Probleme mit der Nachsorge von Deponien und deren Lösung <i>Scheffold, K..</i>	10
Chancen und Risiken eines Deponieausbaus am Beispiel der Deponie Wilsum <i>Schrap, H.; Maathuis, H.; Somberg, F.; Schmitjans, H.-G.</i>	16
Nachnutzung und Erwirtschaftung von Einnahmen während der Stilllegung und Nachsorge am Beispiel der Deponie Flörsheim-Wicker <i>Pohlen, P..</i>	25
Anforderungen an Weiterbetrieb und Stilllegung von Altdeponien am Übergang zur neuen Deponieverordnung <i>Willand, A.</i>	32
Vermeidung der Selbstentzündung bei Deponiestoffen und Recyclingmaterialien <i>Berger, A.; Krause, U..</i>	36
Probenahme und Analytikkonzept zur Sanierung der Sondermülldeponie Kölliken <i>Zabel, L..</i>	48
Standicherheit und Ablagerungsbetrieb der MBA-Deponie Hillern <i>Hupe, K.; Oltmanns, W.; Heyer, K.-U.; Jäger, R.; Rainer Stegmann, R.</i>	57
Schäden in Sickerwasserleitungen aus PE: Ursachen, Auswirkungen und Sanierungsmöglichkeiten <i>Edenberger, W.; Burkhardt, G..</i>	73
Sanierung von Sickerwasserdrainageleitungen in Deponien. 2 Fallbeispiele für statisches und dynamisches Berstlining <i>Hütteroth, D.</i>	85
Geht nicht gibt's nicht - ungewöhnliche Lösungen bei der Sanierung von Sickerwasserentwässerungsanlagen <i>Eickhoff, S.; Brumund, O.</i>	98
Weiterentwicklung der Deammonifikation am Beispiel einer großtechnischen Anlage <i>Rekers, V.; Walter, U.; Denecke, M.; Görtz, I.</i>	111

Bemessung von mineralischen Dichtungsschichten aus hydromechanischer Sicht <i>Kemmesies, O.; Behrens, W.</i>	118
Einsatz von Wasserhaushaltsschichten als Oberflächenabdichtungssystem – erste Versuchsergebnisse der Lysimeteranlage Bautzen/Nadelwitz <i>Al-Akel, S.; Engel, J.; Schoenherr, J.; Müller, M.</i>	130
Beendigung der Nachsorge am Beispiel der abgeschlossenen Sicherung der Deponie Weiden West <i>Finsterwalder, K.</i>	143
Bau und 7-jähriger Betrieb eines Dichtungskontrollsystems sowie Durchführung von Bewässerungsmaßnahmen auf der Deponie Wesuwe <i>Wemhoff, T.; Bökers, H.; Biener, E.; Sasse, T.</i>	157
Tonschlacken als Mineralische Abdichtung <i>Oltmanns, W.; Rosenberg, M.</i>	175
Deponiesanierung und Nachnutzung als Park and Ride Platz am Beispiel der Deponie Schweinsdell <i>Schmäh, L.; Kolb, W.</i>	188
Deponieabdichtung mittels Photovoltaikanlage <i>Kühle-Weidemeier, M..</i>	198
Prognose der Setzungen und des Emissionsverhaltens von Deponien mit Hilfe eines numerischen Modells <i>Robeck, M.; Ricken, T.; Widmann, R.</i>	207
Gesteuerte Sickerwasserinfiltration Deponie Halle-Lochau <i>Schneider, R.; Rettenberger, G.</i>	217
Aerobe in situ Stabilisierung zur Verkürzung der Deponienachsorge: Technik, Betrieb und Auswirkungen auf das Emissionsverhalten <i>Heyer, K.-U.; Hupe, K.; Ritzkowski, M.; Stegmann, R.</i>	225
Praxiserfahrungen bei in situ Stabilisierungsmaßnahmen bei Anwendung des DEPO+ Verfahrens <i>Bröcker, C.</i>	239
Versuche zur Aerobisierung von Altdeponien mit Wasserstoffperoxid als Sauerstoffquelle <i>Baingern, P.; Rapf, M.; Kranert, M.</i>	252
Schwachgaskonzepte anhand der Deponien Wörth, Mainz – Budenheim, Penig und Buckenhof <i>Stachowitz, W. H.</i>	266

Deponienachsorge mit einer Schwachgasfackel HT-SG 0.2 am Beispiel Deponie Haferteich / Schleswig <i>Ramthun, A.; Karstens, F.</i>	292
Entgasung großer Deponien Besonderheiten, Auslegung, Probleme <i>Seyfert, A.</i>	309
Wirksamkeit von Methanoxidationsschichten auf Deponien <i>Kühle-Weidemeier, M.; Bogon, H.</i>	325
Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Eignung von Deponie-Abdeckschichten zur mikrobiellen Oxidation von Methan <i>Gebert, J.; Gröngröft, A.</i>	326
Anwendung von Gas-Push-Pull-Tests als neue Methode zur in-situ-Messung der Kinetik der Methanoxidation in Deponieabdeckschichten <i>Streese-Kleeberg, J.</i>	336
MiMethox: Mikrobielle Methanoxidation in Deponieabdeckschichten. Prozessstudie auf einer MBA-Deponie <i>Bohn, S.</i>	350

Hinweis

Dieser Tagungsband wurde durch Wasteconsult international, Dr. Kühle-Weidemeier mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Fehler sind trotzdem nicht auszuschließen. Für die Richtigkeit der Angaben in diesem Buch wird von Wasteconsult und den Verfassern keinerlei Haftung oder Gewährleistung übernommen. Die Verantwortung für den Inhalt der Beiträge liegt bei den Autoren selbst.

Sofern in den Beiträgen Markennamen verwendet wurden, bestehen dafür möglicherweise Schutzrechte, auch wenn darauf nicht ausdrücklich hingewiesen wird.

Der zürcherische Deponiefonds zur Sanierung und Nachsorge von Deponien.

C. Sieber,

Amt für Abfall, Wasser Energie und Luft, Zürich, Schweiz

Zusammenfassung

Für die Sanierung von Altlasten gibt es in der Schweiz einen Altlastenfonds. Er finanziert bei Deponien mit Betriebsende vor 1996 40% von anfallenden Sanierungskosten. Für Deponien, die nach 1996 noch betrieben wurden, fehlt eine vergleichbare Regelung in der Schweiz. Die Nachsorge ist weder technisch noch finanziell überzeugend geregelt. Der Kanton Zürich stipulierte daher 1994 mit dem Abfallgesetz eine Nachsorge auf Kantonsebene. Seit 2001 ist sie mit der Nachsorge-Verordnung geregelt. Im Wesentlichen zahlen Deponiebetreiber Abgaben in einen Deponiefonds, aus dem die Nachsorge und allfällige Sanierungen finanziert werden. Der Beitrag diskutiert diese Fondslösung.

Keywords

Deponie, Nachsorge, Sanierung, Fondslösung, Finanzierungsziel, Abgabe, Risiko

1 Motivation

Der Kanton Zürich hat eine Fläche von 1700 km², 1.3 Mio. Einwohner oder etwa 750 Einwohner pro km². Hoch entwickelt ist der tertiäre Bereich. Primäre Industrie fehlt. Seit ich mich erinnern mag, boomt die Wirtschaft und damit das Bauwesen.

Der Kanton produziert jährlich rund 4 Mio. Tonnen Abfälle. Davon werden über 80% stofflich oder thermisch verwertet. 600'000 t Abfälle müssen auf gegenwärtig acht Deponien abgelagert werden. Das benötigt jährlich ein Deponievolumen von 300'000 Festkubikmetern oder etwa alle 4 Jahre eine neue Deponie. Im gleichen Rhythmus entlässt der Staat Deponien in die so genannte Nachsorge. Der Unterhalt, das Monitoring, die Klärgebühren und allfällige Sanierungen verursachen auch nach Betriebsschluss Kosten über Jahre bis Jahrzehnte.

Ging früher ein Deponiebetreiber in Konkurs oder konnte er sich anderweitig der Nachsorge entziehen, so blieben die Kosten für Nachsorge und Sanierung an Landbesitzern und Gemeinden hängen. Beide Parteien wollten daher eine sichere Vorfinanzierung gesetzlich regeln. Im Folgenden sei dargelegt, wie der Kanton Zürich die Finanzierung dieser Nachsorge und Sanierung sicherstellt.

2 Gesetzgeberische Lösung

Die Legislative des Kantons stipulierte im kantonalen Abfallgesetz (§§ 27 bis 29; Google: Gesetz Abfallwirtschaft Zürich) eine staatliche Nachsorgepflicht. Der Deponiehalter hat nach Abschluss der Deponie ...“die bestehenden, für die Nachsorge erforderlichen Anlagen dem Staat unentgeltlich und in betriebsbereitem Zustand dinglich abzutreten“ (§27). „Zur Deckung der Kosten der Nachsorge und zur Bildung einer angemessenen Reserve für unvorhergesehene Massnahmen erhebt der Staat von den Deponiebetreibern eine nach Deponiekategorie abgestufte Abgabe nach Gewicht des abgelagerten Materials. Die Abgaben fliessen in einen Fonds, aus dem die Kosten der Nachsorge gedeckt werden“ (§28). „Der Staat kann die Übernahme der Deponieanlagen sowie des Deponiegrundstückes zu Eigentum verlangen...“ (Heimschlagsrecht § 29).

2.1 Deponie-Nachsorge-Verordnung

Wir (als beauftragtes Amt) dachten an eine Kostenverteilung unter drei Partnern. Der Deponiehalter soll einen Teil der Kosten als abstrakte Bankgarantie beim Staat hinterlegen. Zudem soll er über eine Versicherungslösung einen gewissen Teil abdecken lassen. Der Staatsfonds hätte dann einen letzten Teil übernommen. Die Lösung scheiterte an hohen Versicherungsprämien und am Unbehagen der Betreiber, allenfalls für Konkurrenten einspringen zu müssen.

Die Deponiebetreiber wünschten einen Staatsfonds, geäufnet über deponiespezifische Abgaben. Sie verlangten die Möglichkeit des Einkaufs alten Volumens und die Übergabe einzelner Kompartimente (hydraulisch eigenständige Deponieteile) in die Nachsorge. Der Staat seinerseits verlangte eine minimale direkte Beteiligung über Bankgarantien. So müssen die Deponiebetreiber heute die ersten Jahre der Nachsorgekosten (nicht aber einer allfälligen Sanierung, siehe unten) übernehmen.

2.2 Deponiefonds bezahlt Nachsorge und Sanierung

Im Wesentlichen unterscheiden wir in der Verordnung über die Nachsorge und die Sanierung von Deponien (Google: Verordnung Nachsorge Sanierung) zwischen Nachsorge und Sanierung. Nachsorge meint „Vorkehren, die nach dem Abschluss der Deponie notwendig sind, damit die Deponie mit ihren Nebenanlagen und Ausrüstungen bis zum Erreichen der Endlagerqualität ... umweltrechtskonform ist“ (§3). Endlagerqualität ist erreicht, wenn die Emissionen aus der Deponie keine Umweltkompartimente ungesetzlich belasten. Sanierung umfasst nach §4 ...“Vorkehren, die zur Behebung von plötzlich oder allmählich auftretenden Schäden notwendig sind, die durch die Deponie und deren Abschluss verursacht werden.“ Der Unterschied zwischen Unterhalt und Sanierung ist in der Verordnung nicht weiter ausgearbeitet. Er soll am Realfall abgeklärt werden.

3 Fonds Meccano

Die Legislative plafonierte den Deponiefonds auf 22 Mio. €. Sie wollte bewusst eine hohe Geldanhäufung beim Staat vermeiden und überband ihm damit ein höheres Fonds-Ausfall-Risiko.

3.1 Nachsorge wird angespart, Sanierung versichert

Der Fonds unterscheidet zwischen Nachsorge- und Sanierungsteil. Der Nachsorgeteil funktioniert nach dem Ansparverfahren: jede Deponie finanziert ihre eigene Nachsorge. Der Fonds spielt Bank und übernimmt das Restrisiko einer ungenügenden Einlage (und die Chance einer zu grosszügigen Einlage). Im Idealfall braucht eine Deponie den eigenen Nachsorgeteil gerade auf.

Die Sanierung ist eine echte Versicherungslösung. Jede Deponie zahlt gemäss ihrem eingebrachten Risiko Abgaben. Ein Schadenfall wird von allen Deponien mitgetragen. Der eigene Sanierungsteil wird von der Deponie in aller Regel nicht benutzt. (siehe Abbildung).

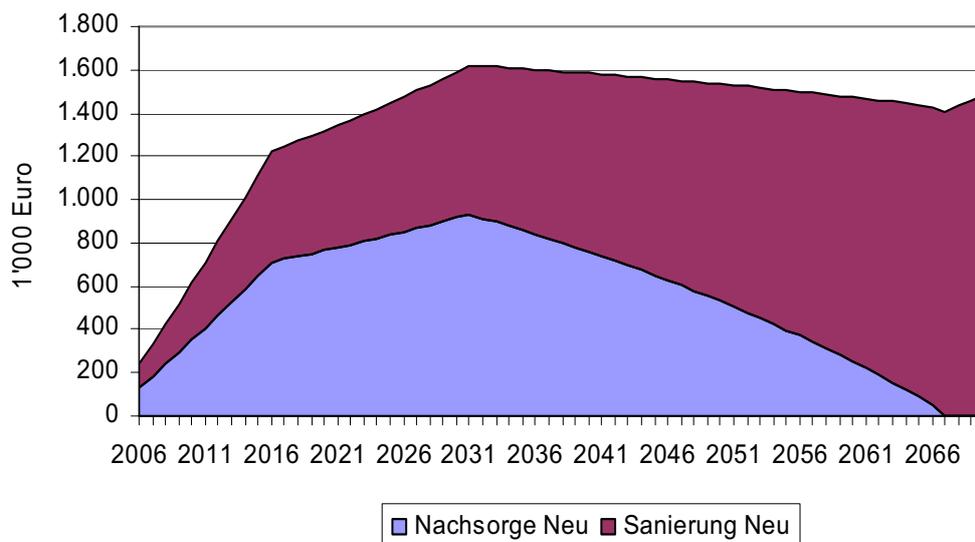


Abbildung 1 Fondsverlauf für eine Reaktordeponie mit 50-jähriger Nachsorge

3.2 Nach Betriebsschluss wird endgültig abgerechnet

Bis zum ersten Knick (2016) der Summenkurve ist die Deponie in Betrieb und zahlt Abgaben in den Fonds. Bei der Übergabe in die Nachsorge wird mit dem Deponiebetreiber endgültig abgerechnet, indem die Finanzierungsziele ein letztes Mal der Wirklichkeit angepasst werden. Weitere Ansprüche über dieses Datum hinaus sind beidseitig ausgeschlossen: es werden während der Nachsorge weder Überschüsse ausbezahlt noch Unterschüsse nachgefordert.

Die ersten 15 Jahre (bis 2031) muss (bei Reaktordeponien) der Deponiebetreiber die Nachsorgekosten übernehmen. Der Nachsorgeteil (untere Kurve) wächst noch 15 Jahre aufgrund der Verzinsung weiter. Von 2032 bis 2067 zahlt der Fonds die Nachsorge. 2067 sollte der Nachsorgeteil bei Null sein und die Deponie aus der Nachsorge entlassen werden können. Der Sanierungsteil (obere Kurve) wächst aufgrund der Verzinsung kontinuierlich weiter.

3.3 Vertrag steuert Finanzierungsziele und Abgaben.

Deponien werden vielleicht 20 Jahre betrieben und sind danach mindestens 5 Jahre (Inertstoffdeponien) bis vielleicht über 50 Jahre (Reaktordeponien) in Nachsorge. Es werden Gelder über sehr lange Zeiträume angelegt. Die Äufnung wird durch Zinserträge wesentlich unterstützt. Das Bestimmen der korrekten Finanzierungsziele, also der Summen, die zur Leistungserbringung notwendig sind, ist mit grossen Unsicherheiten behaftet, da wir weder die Betriebsdauer noch die zukünftigen Kosten zur Nachsorge (z.B. Klärgebühren) oder den Realzins kennen. Wir entschieden uns daher, mit jedem Deponiebetreiber einen öffentlichrechtlichen Vertrag abzuschliessen, der die Berechnung der Finanzierungsziele und der Abgaben fixiert, es aber zulässt, dass die Abgabebeträge fünfjährlich der Wirklichkeit angepasst werden können. Untenstehende Tabelle definiert die Berechnungsgrundlagen für die beiden Finanzierungsziele Nachsorge und Sanierung.

Tabelle 1 Grundlagen zur Berechnung der Finanzierungsziele

Finanzierungsziel Nachsorge	Finanzierungsziel Sanierung
Sickerwassermenge: Fläche, Niederschlag, Infiltration (abhängig von Oberflächenbarriere, für Sickerwassermenge)	Kosten eines Schlimmstoffalles (Gewässerschutzsituation, Gesamtvolumen); Sanierungskosten zwischen 3 und 6 Mio. €
Klärggebühr (Annahme; zurzeit € 3.50)	Abgelagerter Abfall (Inertstoffe, Reststoffe, Schlacke Muldengut, Frischkehricht) Basisbarriere, Kompartimentierung,
Gesamtvolumen, Betriebsdauer, Realzins (Annahme für Langzeitberechnung 2%)	Basisbarriere (vorhanden mit Kontrolldrainage, vorhanden, teilweise vorhanden, ...)
Monitoring, Unterhalt: nach deponiespezifischen Erfahrungswerten	Kompartimentierung (vorhanden, teilweise vorhanden, ...)
Nachsorgedauer: Reaktordeponie 50 Jahre, Reststoffdeponie 15 Jahre, Inertstoffdeponie 5 Jahre	Risikobeurteilung: Faktor aus abgelagertem Abfall, Basisbarrierenbeurteilung und Kompartimentierung
Berechnung Finanzierungsziel Nachsorge: Jährliche Nachsorgekosten x Anzahl Nachsorgejahre	Berechnung Finanzierungsziel Sanierung: Schlimmstoffallkosten x Risikobeurteilung x Versicherungsfaktor 0.35)

3.4 Abgaben liegen für gute Risiken bei 2% der Deponiegebühren

Die Abgaben in den Fonds liegen für moderne Deponien grössenordnungsmässig zwischen 0.1 €/t für gute Risiken und 4 €/t für hohe Risiken (siehe Tabelle). Für ältere Reaktordeponien, die das bereits abgelagerte Volumen zusätzlich in den Fonds einkaufen, können die Abgaben über 10 €/t steigen.

Tabelle 2 Abgaben in den Deponiefonds (Grössenordnungen)

Deponietyp	Nachsorgezeit	Abgabe Nachsorge	Abgabe Sanierung	Deponiegebühr	Anteil an Deponiegebühr
Inertstoff	5 Jahre	Bankgarantie	0.1 €/t	20 €/t	1%
Reststoff	15 Jahre	0.2 €/t	0.5€/t	40 €/t	2%
Reaktor	50 Jahre	1.5 €/t	2.5 €/t	45 €/t	10%

2007 wurden die Finanzierungsziele und Abgabebeträge zum ersten Mal der Entwicklung angepasst. Es ergaben sich Abgabenänderungen im Bereich von +/- 15%.

4 Fazit nach 6 Jahren Deponiefonds

Zurzeit haben sich im Deponiefonds 10 Deponien mit insgesamt 4 Mio. Festkubikmetern oder 8 Mio. Tonnen eingekauft. Zwei Deponien mit einer Gesamtkubatur von 0.4 Mio. t sind bereits in der Nachsorge. Der Fonds wird 2009 den Betrag von 10 Mio. € überschreiten. 2012 wird das jährliche Wachstum markant abnehmen, da zwei altrechtlich bewilligte Deponien mit hohen Abgaben in die Nachsorge wechseln. Den gesetzlich vorgegebenen Plafonds wird der Fonds in den nächsten 40 Jahren aller Voraussicht nach nicht erreichen.

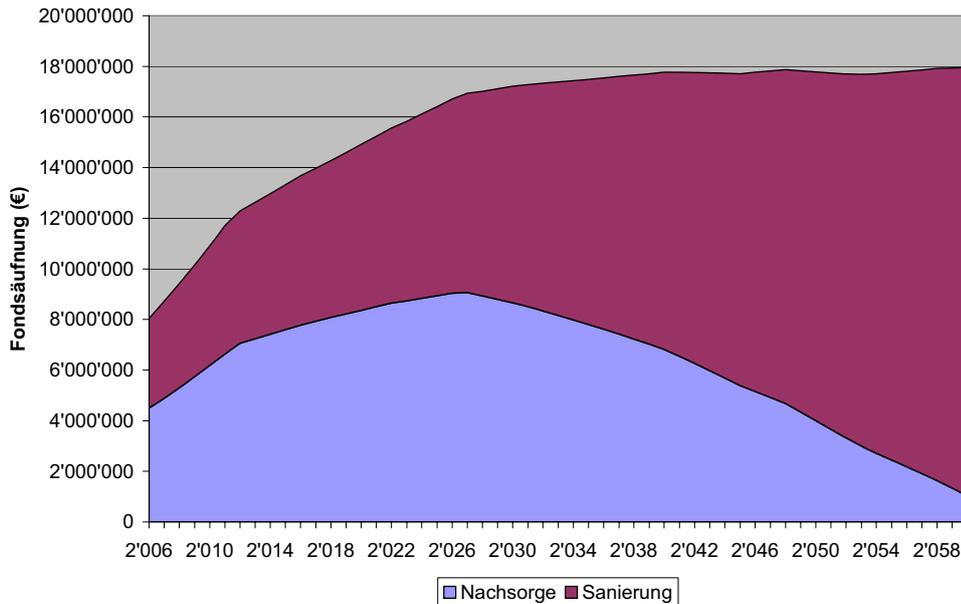


Abbildung 2 Zukünftige Fondsäufnung mit Inert- und Reststoffdeponien

4.1 Fondselastizität bezüglich Sanierungskosten

Der Fonds hat zurzeit Nachsorgeverpflichtungen von insgesamt 18 Mio. € übernommen, die er in den kommenden 50 Jahren berappen muss. Er hat zudem mögliche Sanierungskosten von insgesamt 40 Mio. € im Fonds. Aufgrund der Annahmen zu den Finanzierungszielen müsste der Fonds Sanierungskosten zwischen 8 und 20 Mio. Euro verkraften können, wobei der grösste angenommene einzelne Sanierungsfall bei 6 Mio. € liegt. Die Auswirkungen zeigt die untenstehende Abbildung.

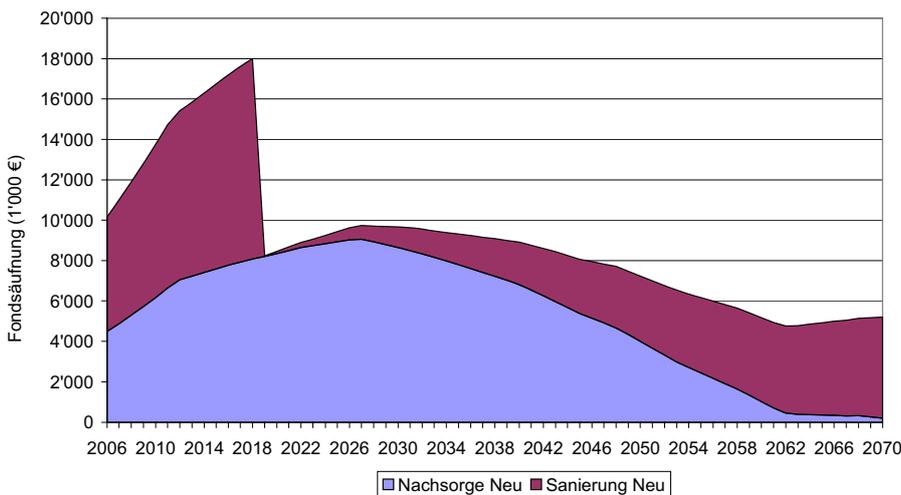


Abbildung 3 Fondsentwicklung bei Sanierungsfall von 6 Mio. €

Der Fonds kann den grössten angenommenen Sanierungsfall zwar gerade noch finanzieren, wenn er nach 2018 eintritt. Allerdings ist damit für die darauf folgenden Jahr-

zehnte der Sanierungsteil des Fonds nicht mehr imstande, substantielle Sanierungen ohne Mittelaufnahme zu bewältigen. Der Fonds müsste über wesentliche Abgabenerhöhungen neu finanziert werden. Wesentlich heisst in diesem Fall eine Vervielfachung (Faktor 3 bis 10) der dazumaligen Abgaben.

Auch fünfjährige Störfälle über 1.3 Mio. € verkrachtet der Fonds nicht. Innert weniger Jahrzehnte müssten die Abgaben wesentlich erhöht werden. Ohne Erhöhung würden Finanzen des Nachsorgeteils beansprucht, mit voraussehbar schlechten Folgen.

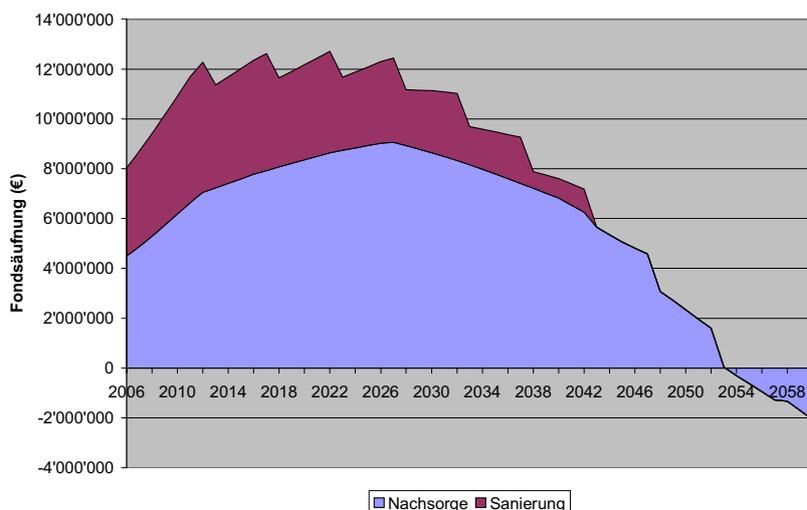


Abbildung 4 Fondsentwicklung bei Sanierungskosten von 1.3 Mio. € alle 5 Jahre

Hingegen überdauert der Fonds fünfjährige Sanierungen über 0.7 Mio. €. In dieser Grössenordnung liegen unsere Erfahrungen mit den 10 betriebenen Deponien. In den letzten 15 Jahren wurden eine Rutschung, eine Rekultivierung und eine Leckage in der Basisbarriere saniert, die jeweils Kosten in dieser Grössenordnung verursachten.

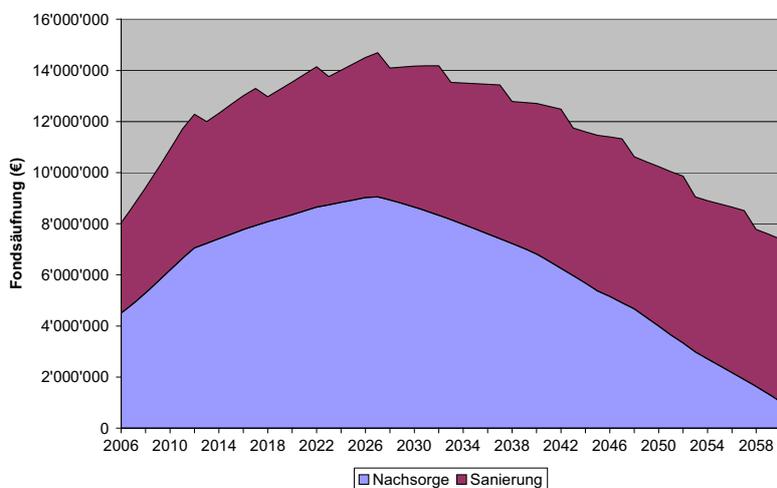


Abbildung 5 Fondsentwicklung bei Sanierungskosten von 0.7 Mio. € alle 5 Jahre

Die Abbildung zeigt, dass der Deponiefonds übliche Nachsorge- und Sanierungsrisiken zufrieden stellend abdecken kann. Kommt innerhalb der nächsten 10 Jahre ein wenig wahrscheinlicher Sanierungsfall über mehrere Mio. €, so muss der Fonds mit wesentlich erhöhten Abgaben alimentiert werden, damit er seine Aufgaben langfristig erfüllen kann. Dieses Risiko einer Unterdeckung bei einer grossen Sanierung ging der Gesetzgeber bewusst ein. Er erachtet es als vernachlässigbar klein, weil er die im Fonds eingekauften Deponien sehr gut kennt. Tatsächlich fehlen in den altrechtlich bewilligten Deponien Anzeichen von Emissionen, die auf Sanierungen schliessen lassen müssten.

4.2 Risikomanagement

Die betriebenen Zürcher Deponien unterliegen einem zweijährlichen Deponierating, das sieben Bereiche anhand von 15 Kriterien bewertet.

Tabelle 3 Deponierating Kriterienliste

Bereich	Kriterium	Grundlagen	Gewichtung
I. Standort	1. Geologie, Grundwasser	TVA	4
	2. Naturgefahren	TVA	2
II. Struktur	3. Basis- und Seitenabdichtungen	TVA, SIA	2
	4. Kompartimente, Entwaesserung	TVA, SIA	2
	5. Flexibilitaet Deponieauslegung		1
	6. Entgasung	TVA	1
III. Abfall	7. Abfallart	TVA	4
IV. Betrieb	8. Annahmekontrolle	VBSA, TVA	2
	9. Qualitaetssicherung	TVA	1
	10. Ausbildung, Kompetenz	VBSA, TVA	1
	11. Arbeitssicherheit	EKAS	1
V. Auswirkungen, Nachsorge, Finanzierung	12. Auswirkungen des Sickerwassers auf Grundwasser und	GSchV	2
	13. Auswirkungen des Betriebes auf Anwohner und Oekosysteme	Befragung	1
	14. Frueherkennung von Schaeden		1
	15. Finanzierung	TVA	1

Mit dem Rating als Basis wird zurzeit bei allen betriebenen Deponien eine Risikoanalyse durchgeführt. Sie hat zum Ziel, die vor acht Jahren durchgeführte Berechnung der Finanzierungsziele für Sanierungen zu verfeinern. Wir können damit einzelne Deponierisiken besser erfassen und allenfalls reduzieren. Das ist ein üblicher Prozess im Risi-

komanagement. Wir können aber die Sicherheit des Fonds nur in engen Grenzen erhöhen. Im Wesentlichen fehlt uns die Versicherungsmasse. 10 Deponien geben einen schlechten Risikoausgleich. Wir müssen eine Bundeslösung anstreben. Das versuchten wir vor zehn Jahren ohne Erfolg. Der heutige Deponiefonds deckt eine sichere Nachsorge durchaus ab. Grössere Sanierungskosten verteilt er für alle Beteiligten kostengünstig. Sanierungen im Bereich von über 5 Mio. € wird er kaum je ohne markante Mittelzuflüsse abdecken können. Für solche Mittelzuflüsse muss weiterhin der Staat einspringen.

Anschrift des Verfassers

Dipl. Natw. ETHZ Christian Sieber
AWEL, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft
Walchetur
CH 8090 Zürich
Telefon +41 +43 259 3948
Email Christian.Sieber@bd.zh.ch
Website Abfall.zh.ch

Aspekte finanzieller Probleme mit der Nachsorge von Deponien und deren Lösung

Karlheinz Scheffold

FH Bingen

Special reserve for sanitary landfilling

Abstract

Landfilling is cheap superficially, but it leads to difficult calculable follow costs, which are requiring the formation of special reserves. The calculation is pointed out by an example.

Zusammenfassung

Deponieren ist vordergründig billig und führt zu schwer kalkulierbaren Folgekosten, welche die Bildung von Rückstellungen erfordern. Dies weckt Begehrlichkeiten. Die Berechnungsmethodik wird an einem Beispiel aufgezeigt.

Keywords

Deponie, Nachsorge, Gebühr, Berechnungsmethodik, Fallbeispiel

Landfill, aftercare, fee

1.1 Lebensphasen eines Geschäftsmodells

Preiswert entsorgen ist das Ziel, das Verfüllen von „Löchern“ die Lösung. Von 1972 bis 2005 hat es gedauert ein höheres Qualitätsniveau in Deutschland umzusetzen. Recycling und Verbrennen ist das alte neue Ziel. Ein Konkurrent weniger, nun kämpfen SBS gegen MVA und beide konkurrieren mit dem stofflichen Recycling. Die Verteuerung der Deponierung war ein Instrument, die Ablösung dieser nicht umweltvertretbaren Technik vorzubereiten. Mit der verursachungsgerechten Finanzierung der Nachsorgekosten war eine Stellschraube gefunden, die Deponiekosten zu steigern, mit weitergehenden technischen Maßnahmen hat sich die Deponierung auch direkt verteuert. Die Kluft zwischen Verbrennungskosten und Deponierungskosten sollte kleiner und nicht größer werden. Beide Verfahren sollten teuer werden, um Recycling zu erlauben. Alternativ hätte eine Deponieabgabe oder -steuer auf das verbrauchte Volumen in Abhängigkeit der Abfallqualität eine wirtschaftliche Regelung erlaubt. Auch eine Klimaschutz-Zertifikate-Regelung hätte die Deponierung zurück drängen können. Durchsetzbar waren die Alternativen nicht. Die Bildung von lokalen Nachsorge-Rückstell-Vermögen war durchsetzbar, wie wir sehen werden - nicht überall.

Haben verursachungsgerechte Finanzierungsmodelle eine Überlebenschance oder gehen sie im strategischen Machtkampf unter?

1.2 Lebensphasen einer Deponie

Standortsuche, Umweltverträglichkeitsprüfung, Genehmigungsplanung, Ausführungsplanung, Bau nach Abschnitten, Betrieb, Ablagerungsphase, Ausweitung des Geschäftsmodells, Stilllegungsphase, Folgenutzung und Nachsorge, Wiedereingliederung. Eine Definition zu den Meilensteinen und zeitlichen Phasen einer Deponie findet sich in der DepV. Die Betriebsphase umfasst die Ablagerungs- und Stilllegungsphase und endet mit der Stilllegung einer Deponie nach § 36 Abs. 3 Krw-/AbfG.

1.3 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die Regelungen zur Stilllegung und Nachsorge von Deponien sind im KrW-/AbfG, in der TA Siedlungsabfall (TASi) und der DepV gegeben. Einfluss hat auch die Deponieverwertungsverordnung.

Eine zentrale Frage ergibt sich aus der Zulässigkeit der Finanzierung der Nachsorge einer Deponie nach Teil-/Gesamtabschluss der Betriebsphase über die öffentliche Abfallentsorgungsgebühr. Benutzungsgebühren und Beiträge durch öffentlich rechtliche Entsorgungsträger richten sich nach dem Kommunalabgabengesetz des jeweiligen Bundeslandes. Zu beachten ist, dass nach den Landesabfallgesetzen auch die Kosten stillgelegter Abfallentsorgungsanlagen (z.B. Nachsorgemaßnahmen) bei der Gebührenerhebung berücksichtigt werden dürfen. Sie werden als rechnungsperiodenfremde Nachleistungen in der Kostenrechnungsperiode eingestellt, wobei ein Rechtsrisiko besteht, so dass anzuraten ist, die fehlenden finanziellen Mittel schnellstmöglich nachzuholen. Unstrittig ist, dass diese Vorgehensweise nicht dem Verursachungsprinzip Rechnung trägt.

Steuerrechtlich besteht bei der Rückstellung eine Abzinsungspflicht, wenn eine privatrechtliche Rechtsform für den Abfallentsorgungsbetrieb gewählt wurde.ⁱ Regie- und Eigenbetriebe sind z.B. in Rheinland-Pfalz verpflichtet nach handelsrechtlichen Grundsätzen zu bilanzieren.ⁱⁱ Gemäß § 2353 Abs. 1 Satz 2 HGB sind die Kosten für sämtliche erforderlichen Nachsorgemaßnahmen zu Preis- und Kostenverhältnissen am Bilanzstichtag zu berücksichtigen. Dies bedingt eine regelmäßige Aktualisierung. Für die Abwicklung der „Nachsorge-Investitionen“ (z.B. Bau der Oberflächenabdichtung) gelten weitere handelsrechtlichen Vorgaben. Sie werden im Anlagevermögen geführt; es ergibt sich ein Rückstellungsverbrauch aus den Abschreibungen. Eine sachgerechte Zuordnung bei Investitionen die in der Verfüll- und Nachsorgephase genutzt werden ist zwingend. Die Abschreibungen für den Verbrauch während der Verfüllphase führen zu laufenden Betriebskosten. In der Nachsorgephase werden sie den Rückstellungen entnommen.

1.4 Subjektive Problemsicht

Die Abfallgebührensätze sind in Deutschland sehr verschieden, gleichwohl inzwischen das Qualitätsniveau vergleichbar sein sollte. Ursache sind dabei historische lokale Entwicklungen und die Regelung der Zuständigkeiten. Eine Begründung für unterschiedlich hohe Gebühren bzw. für Gebührensteigerungen sind u.a. gebildete oder fehlende Rückstellungen für die Nachsorge. Während der Kreis B rund 220 Mio. € Rückstellungen gebildet hat, findet sich in den Bilanzen des Kreises A bei Start des Projektes vor 3 Jahren nur Null und inzwischen weniger als zwei Millionen Euro. Industriebetriebe sanieren ihre Deponien und legen sie still bzw. deponieren nur noch inerte Abfälle, da die Risiken für einen Konzern langfristig nicht kalkulierbar sind.

Über die Dauer der Nachsorge und die Realisierung der Maßnahmen finden heftige Auseinandersetzungen mit divergierenden Interessen statt. 30 Jahre sind eine pauschale Einschätzung. Schon 1986 wurde nachgewiesen, dass es 600 bis 1000 Jahre dauern könnte, bis die eluierbaren Bestandteile ausgewaschen sind.

Nachdem das Ziel „Ablagerungsverbot“ erreicht und gesellschaftlich akzeptiert ist, sollte über die Sinnhaftigkeit des Weiterbetriebs von Deponien zur Erwirtschaftung der erforderlichen Rückstellungen und der notwendigen Maßnahmen kritisch nachgedacht werden.

- (a) Überführung sämtlicher Rückstellungen und Deponien in einen Pool
- (b) Bildung eines Behandlungsmarktes mit Preisfindungsfunktion und Abtrennung der Logistikströme (physisch) von den Geldströmen (virtuell)
- (c) Einbindung in CO₂-Zertifikate-Handel, Emissionsabgabe zur Finanzierung des Sanierungsbedarfs

2 Fallbeispiel

2.1 Anwendung Leitfaden

Im Rahmen eines Gebührengutachtens wurde festgestellt, dass kein Nachsorgegutachten als Grundlage für eine fiktiv kalkulierte Rückstellung für die Deponie A vorliegt und die geplante Rückstellung einfach pauschal geschätzt wurde, aber weder in Höhe und Umfang vorhanden ist. Es wurde beschlossen ein Nachsorgegutachten zu erstellen und die politischen Verantwortungsträger wurden sensibilisiert die Gebühren entsprechend zu erhöhen, um zukünftig Rückstellungen zu bilden. Methodisch wurde der Arbeitsgangkatalog aus dem *Leitfaden für den Abschluss und die Nachsorge von Hausmülldeponien* angewandt. Der Arbeitsgangkatalog wurde auf Excel übertragen und hat sich als gute Arbeitsgrundlage seit vielen Jahren bewährt.

Im Tabellenkopf sind 10 Spalten vorgesehen: [1] Pos. [2] Bezeichnung [3] Bezugsgrößen/Einheiten [4] Mengen [5] Kostenansatz in Euro/Einheit [6] Gesamtkosten in Euro [7] Erläuterungen [8] Preisindex [9] Aktivierung [10] Jahreskosten.

In den Zeilen finden sich die geplanten Maßnahmen. Die vielen Details werden in sieben Hauptgruppen zusammengefasst (vgl. Tab. 1). Die erstellte Exceltabelle hat 370 Zeilen und berechnet die Rückstellung für die Nachsorge etc. nach den 7 Hauptgruppen und gesamt.

2.2 Maßnahmenkatalog und Kostenermittlung

Die Deponie besteht aus Abschnitten die nicht vollständig verfüllt sind und 2 von 3 können über 2009 hinaus nicht weiter genutzt werden, da die Basisdichtung nicht mehr dem geforderten Standard entspricht. Es wurde vorgeschlagen den Abschnitt drei weitestgehend auf die alten Bereiche umzulagern und nur mit Deponat zu verfüllen, um die Langfristrisiken zu reduzieren und eine Trenndichtung zwischen den Alt-/Neubereichen zu erstellen. Im Detail ergeben sich vielfältige Diskussions- und Entscheidungsfragen, insbesondere da ein letzter Teilabschnitt noch gar nicht realisiert ist. Die Wechselwirkungen mit mittel- und langfristigen Strategiefragen erleichtert die Entscheidungsfindung nicht. Insgesamt wird ein Rückstellbedarf über 20 Mio. Euro ermittelt entspr. ca. 190 Euro pro Quadratmeter. Gegenüber den ursprünglich geschätzten 10 Mio. Euro ergibt sich ein erheblicher Nachholbedarf.

Tabelle 1 Aufteilung der Nachsorgekosten nach Hauptgruppen für Beispiele

	Fall A	Vergleich
1. Oberflächenabdichtung	65,9%	27,5%
2. Oberflächenwasser	3,7%	2,0%
3. Grundwasser	2,8%	1,6%
4. Sickerwasser	16,2%	53,9%
5. Deponiegas	4,2%	6,3%
6. Rückbaumaßnahmen	1,5%	2,0%
7. Weitere Nachsorgemaßnahmen und Einrichtungen	5,6%	6,7%
Σ	100,0%	100,0%

Die Auswertung der Folgekosten von 21 Hausmülldeponien zeigt, dass die spezifischen Folgekosten je Kubikmeter abgelagerten Abfalls in dem Maße sinken, je günstiger das Verhältnis von Fläche zu Volumen einer Deponie ist. In einer groben Näherung lassen sich die Folgekosten in Mio. € proportional zur Deponiefläche in ha gemäß

$$K(\text{Mio. €}) = 3,12 \times \text{Fläche (ha)} - 14,664$$

abschätzen (Kostenstand 2007). Angewendet auf den Fall A ergeben sich 18,7 Mio. €, also etwas weniger als mit dem Arbeitsgangkatalog errechnet. Burghardt/Egloffstein nennen spezifische Nachsorgekosten von ca. 200 Euro je Quadratmeter, im Minimum

55 und im Maximum 495 Euro. Auf den Kubikmeter Ablagerungsvolumen bezogen werden 14,0 Euro im Mittel und eine Spanne zwischen 4,5 und 40 €/m³ genannt. Im Fall A ergeben sich knapp 60 Euro pro Kubikmeter Ablagerungsvolumen.

Werden die Pos. Oberflächendichtung, Rekultivierung (ca. 2,1 %) und Sickerwasser in Tab. 1 zusammengefasst, sind rund 82 Prozent der Folgekosten festgelegt.

3 Nachsorgekosten und Gebühr

3.1 Betriebswirtschaftliche Handhabung

Sämtliche Kosten die in der Stilllegungs- und Nachsorgephase anfallen, sollten während der Verfüllphase angesammelt werden. Sie werden deshalb am besten nach der Verfüllmenge bzw. dem verbrauchten Verfüllvolumen (m³ L.R.) verrechnet. Insofern dies nicht von Anbeginn erfolgt, oder Korrekturbedarf besteht, gilt es zu unterscheiden zwischen dem schon verfüllten Deponiebereich und dem noch zu verfüllenden Teil. Beispielhaft ist dies in der Tab. 2 verdeutlicht.

Tabelle 2 Beispiel für die Umlegung der Nachsorgekosten

	Erläuterung	Kalkulationsansatz
1	Nachsorgekosten, lt. Technischer Ermittlung	20.000.000 EUR
2	gesamtes Verfüllvolumen	1.320.000 m ³ L.R.
3	spez. Nachsorgekosten	15,15 EUR/m ³ L.R.
31	. noch zu verfüllender Deponieteil	304.759 m ³ L.R.
32	. verfüllter Bereich HM Ende 2004	1.015.241 m ³ L.R.
4	zu kalkulieren in den Folgejahren für die lfd. Verfüllung 0,307 Mio. m ³ x 15,46 EUR/m ³	4.617.099 EUR
5	notwendige Rückstellung schon verfüllter Deponieteil 1,015 Mio. m ³ L.R. x 15,46 EUR/m ³	15.380.901 EUR
6	vorhandene Rückstellung	422.479 EUR
7	nachzuholende (fehlende) Rückstellung	14.958.423 EUR
71	verteilt auf 16 Jahre	934.901 EUR
81	pro Einwohner	6,98 EUR/E/a
82	pro Haushalt	17,45 EUR/Hh
83	pro Tonne Abfall	14,13 EUR/t
84	pro Behälter	20,59 EUR/Beh
85	pro Liter Behältvol.	0,34 EUR/l

In einem Finanzplan wird der zeitliche Verlauf zwischen den Ausgaben, den kalkulierten Einnahmen und der vorhandenen Rückstellung dokumentiert und Über-/Unterdeckungen aufgezeigt.

3.2 Gebührentechnische Handhabung der Nachsorgekosten

Im Rahmen der Einheitsgebühr führen noch nicht vorhandene Rückstellungen für die Nachsorge zur Fehllenkung. Abfallerzeuger wählen kleinere Behälter bei Behältertarifen. Die Bildung eines Grundtarifes steuert hier verursachungsgerecht gegen. Gerade das Gewerbe verabschiedet sich aus der ex post Finanzierung der Nachsorge, da die Tarife nicht wettbewerbsfähig sind. Hier sollte eine historische Analyse der Deponienutzung erfolgen, um die Einbindung der gewerblichen Mitlast zu dokumentieren und einen Anschluss- und Benutzungszwang für die Umlage zu rechtfertigen.

4 Literatur

- | | | |
|------------------------|------|---|
| Bilger, Rößler, Kraft | 2002 | Leitfaden für den Abschluss und die Nachsorge von Hausmülldeponien. Gap Gemini Ernst & Young Deutschland GmbH im Auftrag des Ministerium für Umwelt und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz. |
| Burghardt, Egloffstein | 2008 | Abschluss sowie Nachsorge- und Folgekosten von Deponien. ICP Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Karlsruhe. www.icp-ing.de |
| Fülle-Scheffold | 2007 | Nachsorgegutachten zur Deponie Wilsum, A+U GmbH Düsseldorf im Auftrag des AWB Grafschaft, Nordhorn |

Anschrift des Verfassers

Prof. Dr.-Ing. Dipl.-Ing. Karlheinz Scheffold

Fachhochschule Bingen FB1,

Berlinstr. 109,

D-55411 Bingen

Telefon +49 6721 409 – 0 (-285)

Email: scheffold@fh-bingen.de

Website: www.fh-bingen.de

ⁱ Steuerentlastungsgesetz 1999

ⁱⁱ § 86 GemO Rheinland-Pfalz

Chancen und Risiken eines Deponieausbaus am Beispiel der Deponie Wilsum

Hartmut Schrap, Heinz Maathuis, Frank Somberg, Hans-Gerd Schmitjans

Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Grafschaft Bentheim

**Chances and risks of upgrading a landfill
drawing on the example of the landfill Wilsum**

Abstract

The Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Grafschaft Bentheim has to decide, how it's landfill should be extended and developed. At the moment, different models are in discussion. Costs and the expected masses of mineral waste are essential for further engineering.

Zusammenfassung

Im Zuge der Vorplanungen für den zu realisierenden Deponieabschluss der Zentraldeponie Wilsum II ist es aus bautechnischen Gründen erforderlich, bisher nicht genutzte Deponieabschnitte zu erschließen. In Betracht kommen ein Diagonal- und ein Vollausbau der Deponie. Die Ausbaurkosten sowie die weitere Entwicklung des Abfallmarktes sind hier von besonderer Bedeutung.

Keywords

Deponie, mineralische Abfälle, Deponieausbau

landfill technology, mineral waste

1. Historie der Deponie Wilsum

Die Zentraldeponie Wilsum wurde Anfang der 80ziger Jahre geplant. Sie umfasst in der Planung drei Deponieabschnitte mit einer Gesamtgröße von rd. 40 ha und einem Fassungsvermögen von 6,3 Millionen m³. Genutzt wird derzeit der 1. Deponieabschnitt mit einer Größe von 11,8 ha und ursprünglich geplanten 2,24 Millionen m³. Die Deponieaufzeit war seinerzeit mit rd. 40 Jahren berechnet.

Bei dieser Deponie handelte es sich um die erste in der Bundesrepublik Deutschland, für die seinerzeit durch die Genehmigungsbehörde die kombinierte Abdichtung gefordert wurde. Dies hat sich insbesondere auch bei den Baukosten deutlich bemerkbar gemacht. Die Abbildung 1 verdeutlicht den schematischen Aufbau der Deponie

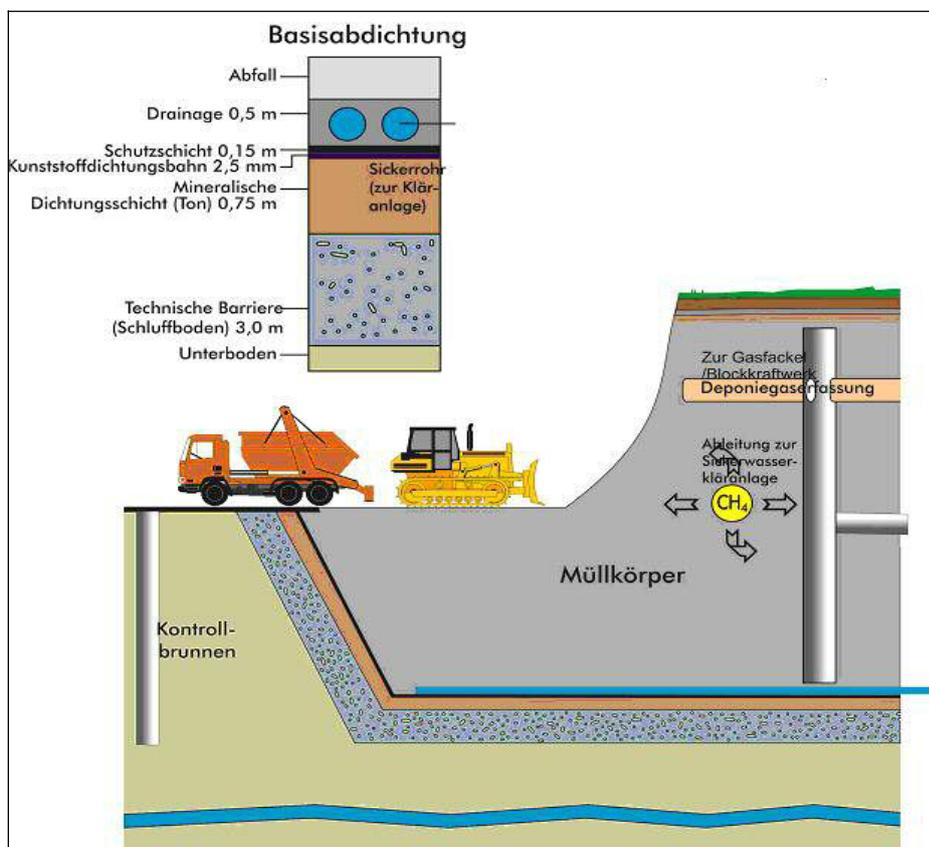


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Deponie Wilsum

Während der Planungsphase der Deponie wurden die damals steigenden Abfallmengen mit rd. 150.000 m³ pro Jahr für die Deponieaufzeit berücksichtigt. Aufgrund der geänderten Abfallpolitik sind die Abfallmengen jedoch drastisch zurückgegangen. Zur Zeit betragen die abgelagerten Abfallmengen ca. 16.000 m³ jährlich. Da die bisherige abgelagerte Abfallmenge ca. 1.050.000 m³ beträgt, ist das Verfülldatum im Gegensatz zu vielen anderen Deponien in der Region noch längst nicht erreicht (voraussichtlich erst um 2040). Die Tabelle 1 enthält alle wesentlichen Fakten zur Deponie Wilsum.

Tabelle 1: Fakten zur Deponie Wilsum

Typ	Deponieklasse II; Siedlungsabfalldeponie mit Kombinationsdichtung, Sickerwasser- und Gasfassung
Baujahr	1985
Gesamtbaukosten	20 Mio €
Fläche	10 ha Ablagerungsfläche
Abgelagerte Abfallmenge pro Jahr (Stand 2007)	16.000 cbm
Bisher abgelagerte Abfallmenge	1.050.000 cbm
Vorr. Verfülldatum	ca. 2040
Erfasstes Deponiegasvolumen	150 cbm/Std.
Höhe über N.N.	56,00 m, ab Geländeoberkante 19,00 m
Sickerwassererfassung	Sickerwasserkläranlage mit chemisch-biologischer Reinigungsstufe
Anzahl Kontrollbrunnen	19
Abschnitte	Abschnitt 1a +b <u>nicht</u> TASI konform/ jedoch mit Kombinationsdichtung Abschnitt 1c Teilfläche 1 +2 TASI konform/mit Kombinationsdichtung Abschnitt 1c Teilfläche 3 noch nicht ausgebaut

Das folgende Bild stellt den derzeitigen Zustand der Deponie Wilsum dar. Im vorderen Bereich ist der noch nicht realisierte Deponieabschnitt erkennbar.



Bild 1: Deponie Wilsum II / Entsorgungszentrum Wilsum

Derzeit werden seitens des AWB Überlegungen hinsichtlich des mittel- bis langfristigen zu realisierenden Deponieabschlusses angestellt. Ursprünglich (im Jahre 1991) war angedacht, die Deponie voll auszubauen. Aufgrund der gesetzlichen Rahmenbedingungen (TASI) und der Abfallmengenentwicklungen wurde seinerzeit auf den Vollausbau verzichtet. Ein Abschluss der Deponie aufgrund des derzeitigen ausgebauten Deponiezuschnitts erscheint aus unterschiedlichen Gesichtspunkten nicht sinnvoll. Insbesondere aus bautechnischen Gründen (nachfolgende Deponieabdeckung) erscheint nicht der unmittelbare Abschluss an die bestehenden Deponieabschnitte, sondern optional eine Erweiterung des Deponieraumes durch Diagonal- bzw. Vollausbau adäquat. Dabei dürften insbesondere die Kosten der Ausbauvarianten, die Deponieklasse sowie die möglichen zu erzielenden Einnahmen von besonderer Bedeutung sein. Der AWB hat aus diesem Grund z. Zt. verschiedene Planungsbüros zur Beantwortung dieser Fragen beauftragt. Abbildung 2 verdeutlicht die Struktur der Deponie Wilsum vor Realisierung des Deponieabschlusses.

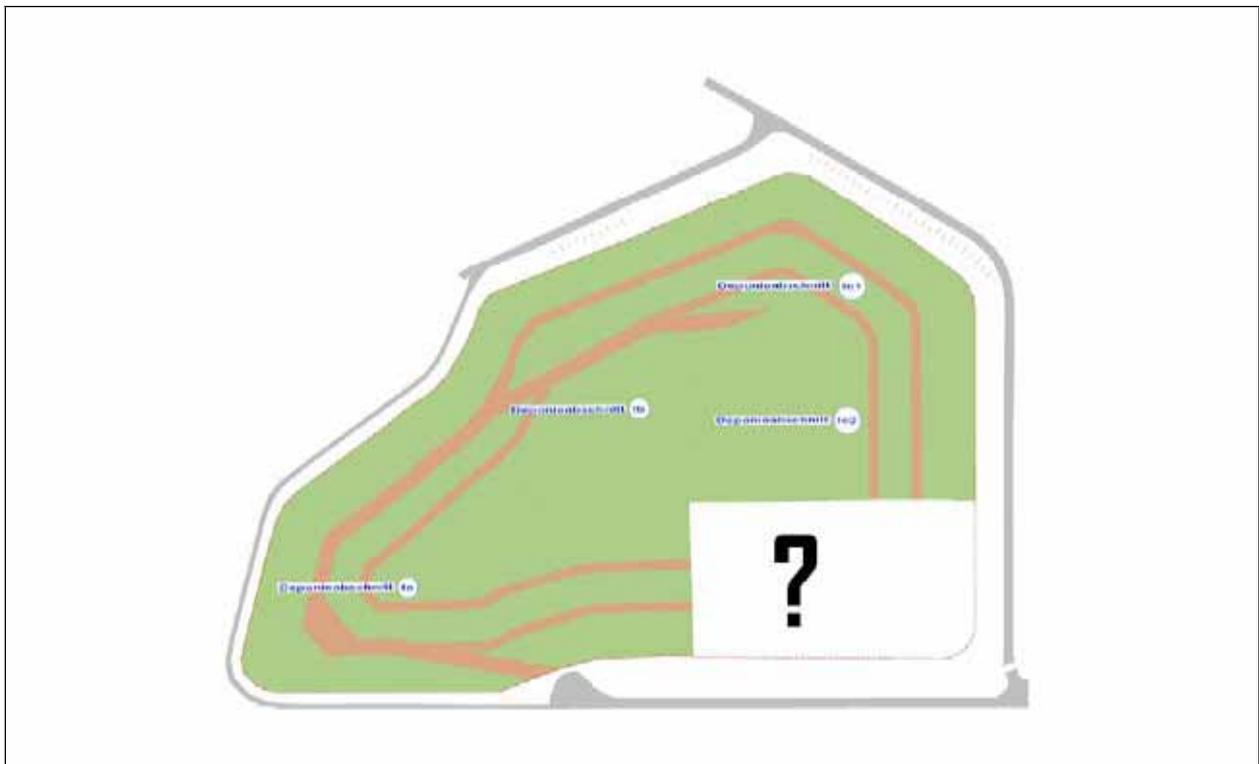


Abbildung 2: Struktur der Deponie Wilsum vor Realisierung des Deponieabschlusses

2. Ausbauvarianten

Als Ausbauvarianten kommen ein Vollausbau und Diagonalausbau der Deponie in Betracht. Der Vollausbau würde zu einer Erweiterung des derzeitigen Deponievolumens (1.577.000 m³) von 412.000 m³ auf insgesamt 1.989.000 m³ führen (siehe Abbildung 3).

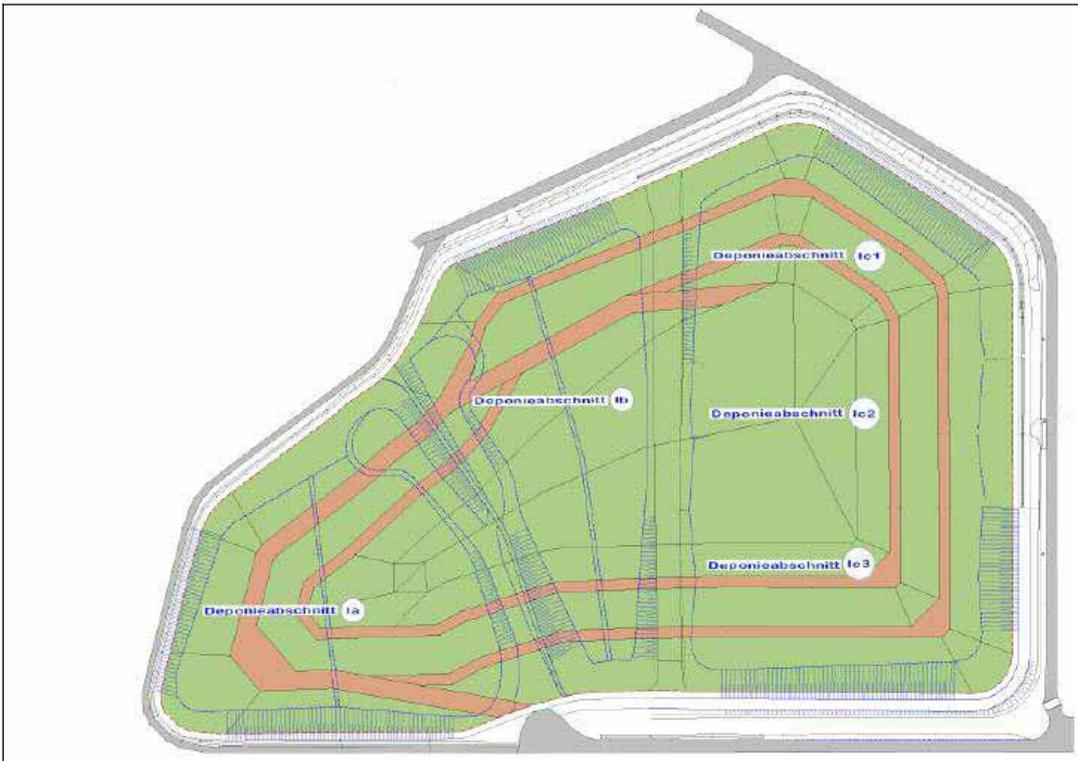


Abbildung 3: Struktur der Deponie Wilsum – Vollausbau

Ein Diagonalausbau würde mithin 183.000 m³ zusätzlich und damit insgesamt 1.760.000 m³ Deponievolumen bedeuten. Eine Darstellung der Struktur enthält Abbildung 4.



Abbildung 4: Struktur der Deponie Wilsum – Diagonalausbau

In den unten dargestellten Bildern sind die Ausbauvarianten zusätzlich als fotorealistische Simulation grafisch dargestellt.



Bild 2: Vollausbau



Bild 3: Diagonalausbau

Die Herstellungskosten dürften sich nach den vorläufigen Berechnungen bei einem Vollausbau DK I auf ca. 2,8 Mio. Euro, bei DK II auf 6,3 Mio. Euro belaufen. Der Diagonalausbau als DK I dürfte lt. Kostenberechnung ca. 1,6 Mio Euro, DK II ca. 3,5 Mio. Euro betragen.

Für den AWB stellt sich damit die Frage, welcher Ausbau unter Berücksichtigung der Marktentwicklung realisiert werden sollte.

3. Marktentwicklung

Aufgrund des vorliegenden Datenmaterials lässt sich feststellen, dass es nach den auslaufenden Übergangsfristen in der Abfallablagerversordnung im Jahre 2009 in Niedersachsen zur Schließung zahlreicher Deponien kommen wird. Danach werden voraussichtlich nur noch 3 Deponien der Klasse I sowie die Massenabfalldeponie Alvedorf eine Zulassung für die Annahme von mäßig belasteten mineralischen Abfällen besitzen. Bei den Deponien der Klasse II dürften insgesamt künftig noch 19 Anlagen zur Verfügung stehen. Die räumliche Verteilung innerhalb Niedersachsens verdeutlicht Abbildung 5.

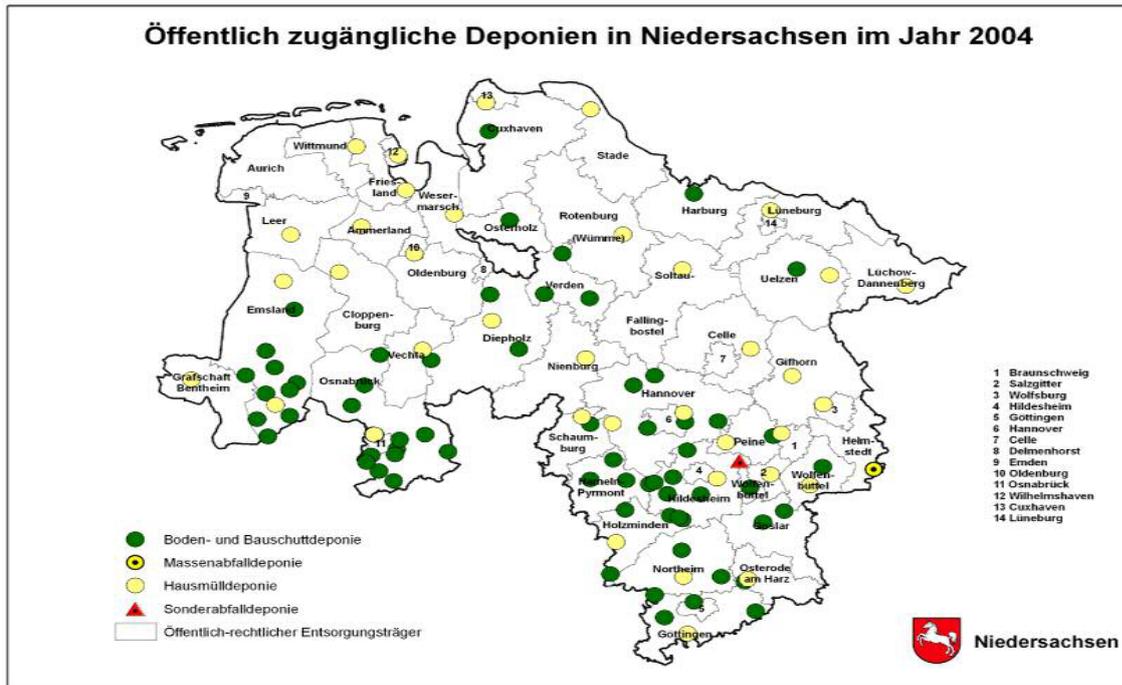


Abbildung 5: Räumliche Verteilung der niedersächsischen Deponien
(Quelle: Niedersächsisches Umweltministerium)

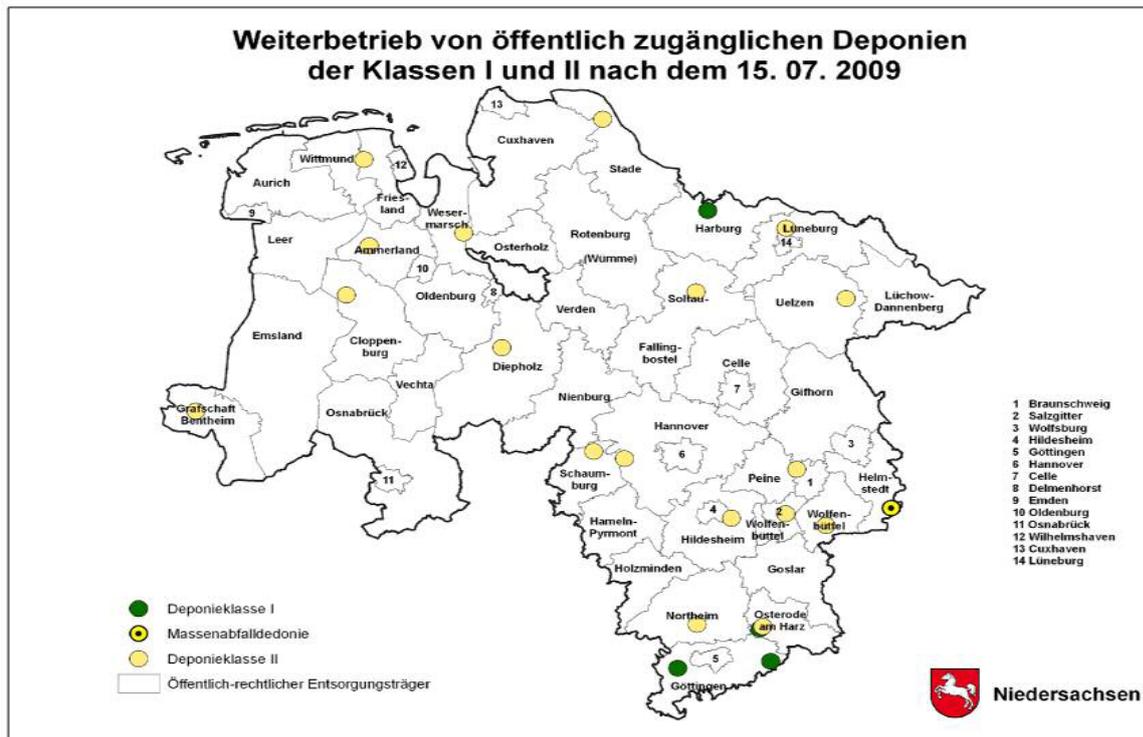


Abbildung 6: Räumliche Verteilung der niedersächsischen Deponien ab dem 15.07.2009
(Quelle: Niedersächsisches Umweltministerium)

Die oben aufgezeigten Entwicklungen könnten für den AWB LK Grafschaft Bentheim Chancen hinsichtlich einer Erweiterung der Kapazitäten durch Übernahme von Fremdmengen bedeuten. Da die bestehende Deponie Wilsum nach Einschätzung der Verfasser über genügend Restvolumen für die Deponieklasse II verfügt (ca. 500.000 m³), wird Praxistagung Deponie 2008 www.wasteconsult.de

sich der Ausbau unter Berücksichtigung der erheblichen Investitionskosten nicht wirtschaftlich darstellen lassen. Der AWB richtet seinen Focus daher auf die Erweiterung zur DK I, da sich hier aufgrund der zahlreichen Deponieschließungen ein Markt ergeben könnte. Um diesbezüglich weitere Entscheidungskriterien für den Bau einer Deponie der Klasse I zu ermitteln, wurde seitens des AWB eine Marktstudie in Auftrag gegeben, die allerdings zum Zeitpunkt des Vortrages noch nicht vorliegt. Diese hat im wesentlichen die Ermittlung des Aufkommens an mineralischen Abfällen wie Böden und Bauschutt zur Beseitigung zum Inhalt.

Wesentlichen Einfluss auf das Aufkommen hat die Transportentfernung von der Baustelle zur Entsorgungsanlage. Gerade bei mineralischen Abfällen beschränken sich Transportvorgänge aufgrund der Massen und der damit verbundenen Transportkosten in der Regel auf einen regional abgegrenzten Bereich. Die Recherche wird daher einen Radius von rund 80-100km abdecken und die dort vorhandenen Boden- und Bauschuttdeponien sowie Siedlungsabfalldeponien in der Stilllegungsphase und damit verbunden einen vermehrten Bedarf an Bodenmaterial für den Oberflächenabschluss erfassen.

Aufgrund der grenznahen Lage des Landkreises Grafschaft Bentheim zu den Niederlanden scheint es sinnvoll, auch das dortige Potential an Böden und Bauschutt einzubeziehen. Dabei ist die EU-Verbringungsverordnung (VO EG Nr. 1013/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Juni 2006) und die damit verbundene Pflicht zur Notifizierung zu berücksichtigen. Die bisherigen Erfahrungen des Abfallwirtschaftsbetriebes mit niederländischen Entsorgern und Behörden lassen jedoch den Schluss zu, dass eine Übernahme von Abfällen zur Beseitigung bzw. die Verbringung von Inertabfällen aus Holland auf die geplante Deponie DK I am Standort Wilsum sich schwierig gestalten könnte, da die niederländischen Behörden die Verbringung von Abfällen zur Beseitigung eher ablehnend gegenüberstehen. Lediglich wenn diese verwertet würden, z.B. im Zusammenhang mit Deponiebaumaßnahmen, hätte ein Abfallexport Aussichten auf Erfolg.

Ein weiterer Faktor sind rechtliche Rahmenbedingungen. Wie seitens der beauftragten AEW Plan GmbH in einer ersten Stellungnahme mitgeteilt wurde, rechnen Entsorger künftig mit einem starken Rückgang der Verwertungs-Quote in Bauwerken für schwach belastete Böden und Bauschuttabfälle von 90 % auf ca. 50 % aufgrund der derzeit diskutierten Ersatzbaustoff-Verordnung. Nach hiesiger Einschätzung wird es daher möglicherweise in einigen Regionen aufgrund fehlender Beseitigungsmöglichkeiten zu Entsorgungsengpässen kommen. Nach Ansicht des Abfallwirtschaftsbetriebes muss abwartet werden, wie die neue Verordnung umgesetzt wird. Darüber hinaus dürfte im Bereich Boden und Bauschutt die Grauzone der nicht überwachten Stoffströme relativ hoch sein. Die Art und Weise, wie Verwertungswege für mineralische Abfälle überwacht

werden, wird sich auch in der Menge der überlassenen Abfälle zur Beseitigung wieder spiegeln.

Maßgeblich für die zu erwartenden Mengen ist die veranschlagte Deponiegebühr und die Preise der übrigen Mitbewerber und regionalen Akteure auf diesem Gebiet. Die Recherche soll diesbezüglich aktuelle Marktpreise ermitteln sowie die künftige Preisentwicklung abschätzen.

4. Ergebnis, Zusammenfassung

Wie bereits mehrfach auf Tagungsveranstaltungen, Vorträgen u.a. darauf hingewiesen wurde, wird die Abfallwirtschaft auch zukünftig nicht ohne Deponien auskommen. Weder aus fachtechnischer Sicht noch aufgrund der derzeit geltenden und zukünftigen rechtlichen Rahmenbedingungen wird es eine Zukunft ohne Deponien nicht geben. Nach Einschätzung der Verfasser wird möglicherweise aus planungs- und genehmigungsrechtlichen Gründen eine Neuerrichtung von Deponien weniger in Betracht kommen als der Weiterbetrieb bzw. Ausbau von bestehenden Deponien. Hierin liegt eine Chance für jeden Deponiebetreiber, die in der Vergangenheit getätigten und auch künftig erforderlichen Investitionen wirtschaftlich darzustellen. Insbesondere die Entsorgungssicherheit, die in der Vergangenheit des AWB LK Grafschaft Bentheim und der beteiligten politischen Gremien eine besondere Bedeutung einnahm, dürfte auch künftig von entscheidender Bedeutung hinsichtlich der weiteren Überlegungen sein. Insbesondere wird man sich aus Überzeugung der Verfasser nicht davor verschließen dürfen, optional auch Finanzierungs- bzw. Beteiligungsmodelle (z.B. PPP u.a.) in Erwägung zu ziehen.

5. Literatur

AEW Plan GmbH , Hannover 2008: Vorabinformation zur Marktstudie
Technisches Büro Vennegeerts, Nordhorn 2008: Vermessung.- u. Darstellung
Nds. Umweltministerium. Hannover, 2008: Folien Marktentwicklung

Anschrift der Verfasser

Hartmut Schrap, Hans-Gerd Schmitjans, Heinz Maathuis, Frank Somberg
Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Grafschaft Bentheim
van-Delden-Str. 1-7
D-48529 Nordhorn
Telefon +49 5921 96 1666
Website: www.awb-grafschaft.de

Nachnutzung und Erwirtschaftung von Einnahmen während der Stilllegung und Nachsorge am Beispiel der Deponie Flörsheim-Wicker

Peter Pohlen

RMD Rhein-Main Deponie GmbH, Flörsheim-Wicker

**Using a landfill-location and making profit during closure and aftercare,
exemplary shown on the landfill Floersheim-Wicker**

Abstract

Very early the firms RMD and MTR recognized, that activities on the landfill will not end after closure for untrated waste at may 31, 2005. It is even necessary to continue utilizing the area because important duties persist also after closure of a landfill. For financing those tasks a lot of industry was settled that can use the infrastructure of the landfill and will suit to the sphere. The earnings of this settlement again will contribute to finance the costs of the landfill during closure and aftercare over a long term.

Zusammenfassung

Schon früh wurde bei RMD und MTR erkannt, dass der 31. Mai 2005 nicht das Ende aller Aktivitäten auf der Deponie sein muss und auch nicht sein kann, weil wichtige Aufgaben auch nach der Schließung der Deponie Wicker für nicht vorbehandelte Abfälle weiter anfallen. Um diese finanziell auf sicherere Füße zu stellen, wurde in großem Umfang Gewerbe angesiedelt, das die Infrastruktur der Deponie nutzen kann und auch von seiner Aufgabe her zum Umfeld einer Deponie „passt“. Die Einnahmen aus dieser Ansiedlung tragen wiederum dazu bei, die anfallenden Kosten während der Stilllegungs- und Nachsorgephase für die Deponie über den Zeitpunkt der Schließung hinaus und auf längere Sicht zu finanzieren.

Keywords

Aftercare – closure – financing – industrial – infrastructure – landfill – settlement

Deponie – Finanzierung – Gewerbeansiedlung – Infrastruktur – Nachsorge – Schließung – Stilllegung

1. Einführung

Die RMD Rhein-Main Deponie GmbH (nachfolgend **RMD**) wurde Ende 1995 gegründet als Nachfolgerin des Eigenbetriebs Abfallentsorgung des Main-Taunus-Kreises. Schon zuvor hatte man am Deponiestandort zwischen Frankfurt und Wiesbaden die Notwendigkeit erkannt, Abfälle nicht nur zu beseitigen, sondern – soweit möglich – auch zu verwerten bzw. verwerten zu lassen. Dass dies unter einem Gebührenregime nur mit erheblichen Schwierigkeiten möglich war, hatten die politisch Verantwortlichen bereits zu Zeiten des Eigenbetriebs erkannt und deshalb im Mai 1990 die MTR Main-Taunus-

Recycling GmbH (nachfolgend **MTR**) gegründet, die dann alle Geschäfte, bei denen es um die Verwertung von Wert- und Altstoffen ging, abwickelte.

Generell hat aber auch die Überführung öffentlich-rechtlicher Einrichtungen in eine GmbH den Zweck, über die Führungsebene der Belegschaft zu vermitteln, dass diese sich nicht mehr nur als Behördenmitarbeiter verstehen, sondern als Dienstleister, die für Kunden des Unternehmens tätig werden, und schließlich muss in die Köpfe transportiert werden, dass eine GmbH auch bei öffentlich rechtlicher Trägerschaft Geld verdienen und Gewinne erzielen muss.

2. Heutige Firmenstruktur

Seit der grundlegenden Umstrukturierung der Abfallwirtschaft in der Rhein-Main-Region zum Jahreswechsel 1998/99 stellt sich die Firmenstruktur wie folgt dar: Gesellschafter der RMD sind der Main-Taunus-Kreis und der Hochtaunuskreis zu je 50%. Dabei betreibt die RMD vorrangig das hoheitliche Geschäft der Abfall„beseitigung“ auf Gebührenbasis. Gleichzeitig ist die RMD zu 75,02% Gesellschafterin der MTR; die anderen Gesellschaftsanteile werden von den beiden Städten gehalten, auf deren Gemarkung die Deponie Wicker liegt: Das sind Hochheim (9,99%) und Flörsheim (14,99%). – Zwischen MTR und RMD besteht ein Gewinnabführungsvertrag, weil ein großer Teil der Geschäfte der Verwertung auf der Deponie Wicker abgewickelt wird. – Der Vollständigkeit halber ist noch zu erwähnen, dass die RMD im Zuge der o.g. Umstrukturierung Eigentümer von 2 weiteren Deponien wurde: Das waren im Hochtaunuskreis die Deponie Brandholz, die sich seit Ende 1999 in der Stilllegungsphase befindet, und die Schlackedeponie Offenbach. Beide werden im Zuge von Verwertungsmaßnahmen auf ihre endgültige Kubatur gebracht, spielen in den nachfolgenden Ausführungen jedoch keine Rolle.

3. Entwicklung der Entsorgung – ein Rückblick

Anfang der 70-er Jahre – in diesem Zusammenhang zur Erinnerung: In 1972 wurde das erste Abfallgesetz des Bundes (AbfG) beschlossen – wurden viele neue Deponien installiert. Seinerzeit erfolgte die Schließung zahlloser kleiner Orts- und Bürgermeisterdeponien und die Konzentration auf sog. Zentraldeponien, auch wenn diese – bezogen auf ihr Entsorgungsgebiet – selten zentral lagen. In der Regel waren das die großen Deponien bzw. solche, wo noch ein erhebliches Verfüllvolumen vorhanden war, und es waren solche Deponien, die wegen der jetzt meist größeren Entfernungen auch an ein leistungsfähiges, in der Regel das überörtliche Straßennetz angebunden waren oder im Laufe der folgenden Zeit angebunden wurden. Darauf wird später noch zurück zu kommen sein.

Technische Standards im heutigen Sinne gab es damals noch nicht; allenfalls bei der Neuanlage von Deponien achtete man schon auf einen möglichst dichten Untergrund, wobei es dafür zunächst noch keine verbindlichen Kriterien (z.B. k_f -Werte) gab. Erst seit 1991 gaben die TA Abfall und seit dem 01. Juni 1993 die TA Siedlungsabfall (TASi) Kriterien vor, wie ein neuer Deponiestandort zu suchen und wie dieser dann einzurichten sei.

Diese älteren Deponien sind inzwischen zum großen Teil stillgelegt, da sie den Anforderungen der durch die Abfallablagerungs-Verordnung (AbfAbIV) verrechtlichten TASi nicht mehr genügten. Für die meisten von ihnen war nach Ablauf der immerhin 12-jährigen (!) Übergangsfrist der TASi der 31. Mai 2005 der letzte Tag, an dem sie unvorbehandelte Abfälle annehmen durften. Nichts ändern wird daran auch die noch im Rechtssetzungsverfahren befindliche Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts, deren Artikel 1 die „Verordnung über Deponien und Langzeitlager (Deponieverordnung – DepV)“ ist bzw. sein wird, die in der Sache unverändert die gleichen Zuordnungswerte wie bisher enthalten wird.

4. Die Deponie Wicker

Die Deponie Wicker ist eine der klassischen Deponien aus dieser Zeit. Als Folge des AbfG von 1972 übernahm die Deponie Wicker die Funktion einer Zentraldeponie zunächst für den Main-Taunus-Kreis. Sie war eine von vielen ausgebeuteten Kiesgruben; man sprach sogar in dieser Gegend von einer Kiesgrubenlandschaft, die lediglich durch die verbliebenen Straßen getrennt waren, und wo, wie es zu dieser Zeit durchaus üblich war, überall der Müll wild abgelagert wurde. Die kleineren Gruben wurden geschlossen und rekultiviert, was zur damaligen Zeit bedeutete: Erde drüber und bepflanzen. Lediglich Wicker mit seiner 83 ha Fläche wurde zur Deponie ausgebaut und das hieß: Es wurde ein Zaun drumherum gebaut, und der Müll wurde mit Maschinen ordentlich eingebaut. Dafür benötigte man Personal, für das entsprechende Gebäude einschließlich Infrastruktur (Ver- und Entsorgung sowie Kommunikation) errichtet wurden. Mitte der 80-er Jahre wurde auch eine Waage installiert und von der Volumen- auf die Gewichtsabrechnung umgestellt.

Im Laufe der Jahre wurde den umliegenden Gemeinden der zunehmende Verkehr lästig; sie drängten gegenüber dem Bund zunächst auf einen Ausbau der B 40 mit Anschluss an die lokale A 671 und damit an das überörtliche Straßennetz. Nachdem diese Baumaßnahme realisiert war, sperrte eine Gemeinde nach der anderen ihre Ortsdurchfahrt für LKW's > 7,5 t, was zunächst dazu führte, dass die Anlieferer Umwege fahren mussten und dies schließlich über die ebenfalls lokale A 66 auch taten. Es hatte aber auch zur Folge, dass die Deponie Wicker auf einmal bestens an das übergeordnete Straßennetz angeschlossen war, ohne dass der Betreiber das selbst bezahlen musste.

Mit dem weiter fortschreitenden Stand der Technik wurde vielen Betreibern klar, dass die frühere Art der Rekultivierung mittels Erdabdeckung keinesfalls eine abschließende Maßnahme war, sondern dass der Betrieb einer Deponie lange über die Zeit der Ablagerung hinaus andauert und für die Zeit, in der keine Einnahmen aus der Anlieferung mehr zu erzielen sind, Rückstellungen zu bilden waren; so geschah es auch bei der RMD.

5. Entwicklung zum Gewerbestandort

Es begann schon 1987 mit einer aus Genehmigungsgründen zunächst semimobilen Bauschuttzubereitungsanlage, die später stationär betrieben wurde. Schon damals war der Hauptgedanke, die riesigen Massen an Bauschutt zu reduzieren und sie als Baumaterial wieder in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen. Das lief auch viele Jahre sehr erfolgreich in Zusammenarbeit mit einem Unternehmen, das den Betrieb der Anlage und die Vermarktung der Produkte besorgte. Bald darauf folgte eine Dederichs-Trommel zur Baustellenabfallaufbereitung, die den schon länger in der Abfallwirtschaft Tätigen heute allenfalls noch vom Namen her bekannt ist und Mitte der 90-er Jahre wieder demontiert wurde. Mangels Masse und vor allem wegen der inzwischen weit verbreiteten mobilen Bauschuttzubereitungsanlagen wurde in 2007 auch die ursprüngliche Bauschuttzubereitungsanlage aufgegeben und demontiert. Das alles war aber nur ein erster Schritt und diente damals noch nicht so sehr der langfristigen Finanzierung, sondern war eher der Massenreduzierung und der erwünschten Verlängerung der Deponielaufzeit geschuldet.

Die im Laufe der Jahre technisch vorzüglich ausgebauten Einrichtungen der Infrastruktur und die sehr guten Verkehrsanbindungen, die zwischenzeitlich installierten Brandschutzeinrichtungen und Umweltmonitoringsysteme sowie die vorhandenen Werkstätten und der bestehende Fuhrpark drängten sich auch unter dem Aspekt der Kosteneinsparung durch gemeinsame Nutzung für einen Gewerbestandort geradezu auf. Nach dem Wegfall der Ablagerungskapazitäten gilt dies insbesondere für Behandlungskapazitäten, zumal für die Deponien auch erhebliche Mengen an Stoffen für die Abdichtung und Rekultivierung erforderlich sind, die größtenteils vor ihrer Verwendung ebenfalls aufbereitet werden müssen. Insofern sind viele der bisherigen Deponiestandorte zunächst einmal grundsätzlich geeignete Standorte für derartige Aktivitäten, und es liegt nahe, an dieser Stelle solches Gewerbe anzusiedeln, das in benachbarten Bereichen der Entsorgung tätig ist. Wicker hat in diesem Zusammenhang den Vorteil, dass es aufgrund seiner Lage zwischen den beiden Großstädten Frankfurt am Main und Wiesbaden sowie am Rande des Ballungsraums Rhein-Main auch die notwendig großen Mengen zusammen bekommt, die für einen wirtschaftlichen Betrieb notwendig sind. Und die Deponie ist weiterhin dafür bekannt, dass der „Papierkram“ sehr ordentlich abgewickelt

wird, was manche Unternehmen bei geringen Preisdifferenzen dazu bewegt, auch geringfügig höhere Entsorgungskosten in Kauf zu nehmen.

Neben der bereits genannten Bauschuttzubereitung wurde in Wicker ein sog. Technikgebäude errichtet, in dem die Einrichtungen der Grund- und Sickerwasserbehandlung sowie der Deponiegasverwertung konzentriert sind. Der Betrieb dieser Anlagen war jedoch eine Maßnahme, die in dieser oder ähnlicher Form ohnehin erforderlich gewesen wäre, und da diese Aufgaben zu den ursächlichen Bereichen eines Deponiebetreibers gehören, blieb diese Aufgabe der RMD zugeordnet; die Anlage wurde allerdings mangels eigenem know-how von einem privaten Unternehmen als Kooperationspartner betrieben.

Allerdings genügt auch die Gründung einer GmbH, deren Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter Ausbildung und / oder Erfahrung in der Abfallentsorgung haben, noch nicht, um überall selbst tätig zu werden. RMD und MTR haben sich deshalb dafür entschieden, mit weiteren privaten Partnern zusammen zu arbeiten, und zwar vorrangig mit solchen, die entweder selbst das Behandeln verstehen und / oder im Vertrieb der behandelten Stoffe tätig sind. RMD bzw. MTR vermieten dann das Grundstück und leisten wie früher im eigenen Betrieb Servicedienste (z.B. Werkstatt, Betankung, Straßenreinigung). Damit wurde auch den eigenen Mitarbeitern eine Arbeitsplatzsicherheit über den Zeitpunkt der Deponiestilllegung hinaus geboten: Zwar kann die bisherige Tätigkeit nicht auf Dauer zugesagt werden, aber es bleibt das erklärte Ziel, allen bisherigen Mitarbeitern zumindest eine ähnliche Tätigkeit anzubieten und niemanden zu entlassen; erfreulicherweise ist das auch bis heute gelungen.

RMD und MTR sind weiterhin Inhaber der Genehmigung. Zunächst werden die erforderlichen Genehmigungsunterlagen in Abstimmung mit dem zukünftigen Partner erarbeitet, und nach der Anlagengenehmigung werden dann auf privatrechtlicher Basis alle Auflagen, jedenfalls soweit möglich, auf den Partner übertragen. Damit behalten RMD und MTR letztlich ein Druckmittel, um den vertragsgemäßen Gebrauch der Anlage einschließlich der finanziellen Verpflichtungen des Partners sicher zu stellen.

In diesem Sinne ist die Deponie Wicker ein gelungenes Beispiel einer solchen Entwicklung von einer Müllkippe zum Recycling- und Energiepark, und so wurde konsequenterweise das Einheitschild zur Deponie von „Abfallbeseitigungsanlage“ nach dem 31.05.2005 ausgewechselt und die gesamte Einrichtung in „Rhein-Main-Deponiepark“ umbenannt. Wie bereits an einigen Projekten dargestellt, war und ist dies aber nicht nur ein Kleiderwechsel gewesen, sondern es entsprach dem Verständnis und der Überzeugung der dort Handelnden. Die Bauschuttzubereitung, die schon vor Jahren mit einem solchen Kooperationspartner errichtet und betrieben wurde, war da nur ein Anfang. Zwischenzeitlich wurden Anlagen zur Wertstoffsartierung (vorrangig Sperrmüll), inzwi-

schen umgebaut zur Brennstoffherstellung, zur Schlackeaufbereitung, zur Bodenreinigung und Immobilisierung sowie zur Altholzaufbereitung errichtet und in Betrieb genommen.

Allein im Bereich „Erneuerbare Energien“ wurden in den vergangenen Jahren folgende Anlagen in Betrieb genommen:

- Deponiegaskraftwerk mit 3,7 MW
- Biomassekraftwerk mit 15 MW
- Groß-Photovoltaikanlage (20.000 m²) mit 445 kWp
- Biogaskraftwerk mit 1,4 MW
- Fassaden-Photovoltaikanlage Biogaskraftwerk mit 50,2 kWp

Seitdem ist die Deponie Wicker der größte Bio-Stromerzeuger im Main-Taunus-Kreis.

Zusätzlich wurden auf einer weiteren Deponie der RMD im benachbarten Hochtaunuskreis weitere Anlagen in Betrieb genommen:

- Agrogasanlage mit 0,7 MW
- Deponiegaskraftwerk mit 1,1 MW

Bereits seit Jahren gehört zu den Aufgaben der Mitarbeiter der Deponie Wicker auch der Einsatz im Winterdienst. Gerade weil etliche Tätigkeiten auf einer Deponie im Winter mit geringerem Einsatz betrieben werden können, bietet es sich an, das Personal in dieser Jahreszeit mit anderen Aufgaben auszulasten, die winter-typisch sind. So fahren die Mitarbeiter der RMD für die Straßenmeistereien in Hochtaunus und Main-Taunus regelmäßig Einsätze.

Für die Zeit nach dem 31. Mai 2005 ergab sich als weiteres Geschäftsfeld die Umladung von Abfällen für weitere Transporte sowie die Zwischenlagerung in Ballen ab. Dafür wurde eine der beiden bestehenden großen Hallen mit minimalen Mitteln umgebaut: Es genügte, die Innenwände mit kräftigen Blechen so zu verstärken, dass ein Radlader beim Beladen seine Schaufel vor diese Wand drücken konnte, um einen Gegenpunkt zu bekommen. Seit dem 01.06.2005 – die Umstellung erfolgte tatsächlich von heute auf morgen, und am Abend des 31.05. wurde auch noch die letzte Müllanlieferung auf der Deponie gefeiert – wird auf der Deponie der Abfall umgeladen, weil die Müllverbrennungsanlage Frankfurt-Nordweststadt, die eigentlich schon 2005 fertig saniert sein sollte, auch heute noch nicht mit der vollen Leistung in Betrieb ist.

Installiert wurde weiterhin auf einem nach Süden gelegenen und bereits nach TASI-Standard abgedichteten Deponieteil eine große Solaranlage (über 3.000 m²); zwar weiß

man, dass die Gewinne hier nicht riesig sind, aber immerhin bringt auch diese Installation jährlich einen 5-stelligen Betrag ein.

Zur Zeit in der Inbetriebnahmephase befindet sich eine Anlage zur Vergärung von Bioabfällen. Mit dieser sollen nicht nur 90.000 t Bioabfälle behandelt, sondern auch Strom erzeugt werden, um den erwarteten Rückgang des Deponiegases zumindest teilweise auszugleichen.

Alle diese Anlagen sind kein Selbstzweck, sondern stärken neben den Rücklagen die finanzielle Situation von RMD und MTR.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Peter Pohlen
RMD Rhein-Main Deponie GmbH
Steinmühlenweg 5
65439 Flörsheim-Wicker
Tel.: 06145.9260-0
eMail: db@rmd-gmbh.de und p@pohlen.net
Website: www.rmd-gmbh.de

Anforderungen an Weiterbetrieb und Stilllegung von Altdeponien am Übergang zur neuen Deponieverordnung

Achim Willand

[Gaßner, Groth, Siederer & Coll.] Rechtsanwälte, Berlin

Requirements on continued operation and closure of landfills at the transition to the new landfill ordinance

Zusammenfassung

Da kaum noch neue Deponien errichtet werden, sind die rechtlichen Anforderungen an Altdeponien von besonderem Interesse. Der Beitrag befasst sich mit den absehbaren Regelungen der neuen Deponieverordnung (Entwurf der Bundesregierung vom 24.09.2008). Insbesondere wird thematisiert, welche Spielräume künftig für innovative Verfahren bestehen, und inwieweit künftig noch von Regelanforderungen abgewichen werden kann.

Keywords

Deponie, Stilllegung, Nachsorge, Oberflächenabdichtung, DepV

Landfill, site-closure, aftercare

1 Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts

Am 24.09.2008 hat das Bundeskabinett den Entwurf einer Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts beschlossen. Es handelt sich nunmehr um den 4. Entwurf eines Regelwerks, mit dem das zersplitterte Deponierecht (DepV, AbfAbIV, DepVerwV, TASI, TA Abfall) zusammengeführt, vereinfacht und entsprechend dem Stand der Technik weiterentwickelt werden soll. Alle vorgenannten Regelungen sollen aufgehoben werden und in einer neuen Deponieverordnung aufgehen. Außerdem soll die EG-Bergbauabfallrichtlinie im Bereich der nicht dem Bergrecht unterliegenden Abfälle umgesetzt und Anhang 51 der Abwasser-VO modifiziert werden.

Die Verordnung bedarf der Zustimmung des Bundesrates und – wegen der Regelungen zu Deponieersatzbaustoffen – auch des Bundestages. Der Bundesrat befasst sich im November mit dem Verordnungsentwurf und wird vermutlich zahlreiche Änderungen beschließen.

2 Flexibilisierung der Anforderungen an die Deponiestilllegung

Der Entwurf zur neuen Deponieverordnung (nachfolgend: DepV-E) beinhalten deutliche Änderungen am bisherigen Stilllegungs- und Nachsorgemodell an, das nach neueren Erkenntnissen bei zahlreichen Siedlungsabfalldeponien keine Entlassung aus der Nachsorge binnen überschaubarer Zeiträume ermöglicht. Unter anderem soll es mehr Flexibilität im Bereich der Basisabdichtung und der Oberflächenabdichtung geben. Der Anwendung von Stabilisierungsverfahren am Deponiekörper (Wasserinfiltration, Belüftung) sollen Impulse gegeben werden. Erleichterungen im Bereich der Oberflächenabdichtung werden z. T. an den erfolgreichen Einsatz solcher Verfahren geknüpft. Außerdem werden die Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge modifiziert und z. T. abgeschwächt.

3 Wegfall von Ausnahmeregelungen zur Herabsetzung von Regelanforderungen

Bisher existierende Ausnahmeregelungen, z. B. im Bereich der geologischen Barriere und Basisabdichtung (§ 3 Abs. 8 DepV) und für die Stilllegung von Altdeponien (vgl. § 14 Abs. 6 DepV) sollen wegfallen. Von besonderem Interesse sind deshalb die Übergangsregelungen in §§ 26 und 27 DepV-E. Sie gelten für „Altdeponien“: Dies sind die Deponien, die sich bei Inkrafttreten der neuen DepV in der Ablagerungs-, Stilllegungs- oder Nachsorgephase befinden (§ 2 Ziff. 2 DepV-E). Altdeponien können nur dann zu den bisher geltenden Bedingungen weiterbetrieben bzw. stillgelegt werden, wenn diese Bedingungen in einer bestandskräftigen Planfeststellung/-genehmigung oder in einer Anordnung nach § 35 oder § 36 Abs. 2 KrW-/AbfG festgelegt sind.

4 Stilllegung nach altem Recht oder Neuregelung abwarten?

Aus Behörden- wie Betreibersicht ist abzuwägen, ob möglichst noch vor Inkrafttreten der neuen DepV eine behördliche Regelung herbeigeführt werden sollte. Dies betrifft zum einen Deponien, auf denen die Fortsetzung der Ablagerung angestrebt wird, die aber nicht nach dem Stand der Technik errichtet worden sind (z. B. im Hinblick auf die Basisabdichtung). Ist eine Nachrüstung auf den Stand der Technik beabsichtigt, geben die Regelungen der neuen DepV größere Flexibilität. Sofern der Betrieb jedoch unter größeren Abweichungen vom Stand der Technik mit der Begründung fortgesetzt werden soll, unter den gegebenen Bedingungen seien Beeinträchtigungen des Allgemeinwohls ausgeschlossen, kann der Ablagerungsbetrieb nach altem Recht im Anwendungsbereich des bisherigen DepV (DK 0 und DK III) nur noch auf Grundlage einer ent-

sprechenden Behördenentscheidung fortgesetzt werden (§ 3 Abs. 8 DepV bzw. Nr. 24 TASI/TA-Abfall). Eine für den Weiterbetrieb ausreichende Zulassung kann nur noch im Zeitraum bis zum Inkrafttreten der Neuregelung erlangt werden. Manche Betreiber kommen auf die Idee, ihre Deponie „umklassifizieren“ zu lassen von DK I/II in DK III, um die Ausnahmeregelung in § 3 Abs. 8 DepV in Anspruch nehmen zu können, da eine entsprechende Abweichungsmöglichkeiten für die der AbfAbIV unterfallenden DK I/II-Deponien fehlt.

Ähnliche Überlegungen sind nötig bei Altdeponien in der Stilllegungsphase, auf die § 14 DepV anwendbar ist. Sofern die Regelanforderungen an die Oberflächenabdichtung „durchgezogen“ werden sollen (in der Praxis selten), wird die neue Rechtslage mehr Flexibilität als Anhang 1 Nr. 2 DepV ermöglichen. Größere Abweichungen – z. B. der Verzicht auf Abdichtungskomponenten oder deren Ersatz durch hydraulische Maßnahmen – können jedoch nur auf Grundlage des geltenden Rechts erfolgen. Insbesondere wer die Ausnahmeregelung in § 14 Abs. 6 DepV in Anspruch nehmen möchte, sollte sich umgehend um einen entsprechenden Bescheid bemühen und auch möglichst dafür Sorge tragen, dass dieser Bescheid rechtzeitig bestandskräftig wird. Dies setzt u.a. voraus, dass der Bescheid nicht in Rechte Dritter eingreift, die Widerspruch bzw. Klage erheben könnten.

5 Auswirkungen auf laufende Verwaltungs- und Klageverfahren

Praktische Bedeutung hat auch die Frage, wie sich die bevorstehende Rechtsänderung auf laufende Verwaltungs- und Klageverfahren auswirkt, die noch unter Geltung des bisherigen Rechts eingeleitet wurden (z.B. Planfeststellungs- und -genehmigungsverfahren wegen wesentlicher Änderungen oder der Aufbringung einer Oberflächenabdichtung, nachträgliche Auflagen, Verfahren/Anordnungen nach § 35 und § 36 Abs. 2 KrW-/AbfG). Zumindest für nachträgliche Auflagen nach § 32 Abs. 4 sowie Anordnungen nach § 35 und § 36 Abs. 2 KrW-/AbfG, die bis zum Inkrafttreten der neuen DepV noch nicht bestandskräftig sind (z.B. weil noch ein Widerspruchsverfahren läuft oder ein Gerichtsverfahren, das nicht durch rechtskräftiges Urteil abgeschlossen ist), gilt: Sie müssen nach den allgemeinen verwaltungsrechtlichen Grundsätzen i.V.m. den Übergangsregelungen (§§ 26, 27 DepV-E) an das neue Recht angepasst werden, weil dieses für die Beurteilung ihrer Rechtmäßigkeit und Zweckmäßigkeit maßgeblich ist.

Anschrift des Verfassers

Dr. Achim Willand
[Gaßner, Groth, Siederer & Coll.] Rechtsanwälte
Stralauer Platz 34
D-10243 Berlin
Telefon +49 30 72 61 02 60
Email berlin@ggsc.de
Website: www.ggsc.de

Vermeidung der Selbstentzündung bei Deponiestoffen und Recyclingmaterialien

Anka Berger und Ulrich Krause

Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung Berlin

Prevention of self-ignition for wastes and recycling materials

Abstract

Fires during storage of wastes or recycling products show high fire loads and extreme development of smoke. Fire fighting requires large efforts of personnel and material and often take days, sometimes even weeks or months.

Therefore the clue in handling these materials is in fire prevention. The current paper presents a novel method developed at BAM which combines experimental tests on lab-scale with numerical simulations in order to obtain permissible geometries of deposits and storage times at which self-ignition can be certainly avoided.

Zusammenfassung

Brände bei der Lagerung von Deponiestoffen und Recyclingprodukten sind durch hohe Brandlasten und extreme Rauchentwicklung gekennzeichnet. Löscharbeiten erfordern einen hohen Personal- und Materialaufwand und ziehen sich häufig über Tage, manchmal sogar über Wochen oder Monate hin.

Der Schwerpunkt im Umgang mit solchen Materialien muss deshalb auf der Brandprävention liegen. Der Vortrag stellt eine in der BAM entwickelte Methodik vor, bei der in einer Kombination von Labortests und numerischen Simulationsrechnungen Haldengeometrien und zulässige Lagerungszeiten abgeleitet werden können, bei denen Selbstentzündung sicher vermieden wird.

Keywords

Solid wastes, recycling materials, fire prevention, self-ignition, numerical simulation

Abfallstoffe, Recyclingstoffe, Brandverhütung, Selbstentzündung, numerische Simulation

1 Einleitung

1.1 Rahmenbedingungen für die Lagerung von Recyclingstoffen

Seit Sommer 2007 wird durch das Abfallgesetz AbfR 1.2.1 (Version 03) die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen geregelt. Dieses neue Gesetz gilt im Besonderen für die Vermeidung, Verwertung und Beseitigung von Recyclingstoffen. Einen großen Umgestaltungsprozess in der Abfallwirtschaft verursachte die Einführung des schrittweisen Verbotes der Deponierung im Juni 2005.

Organische Abfälle aus Kunststoffen, etwa aus dem Dualen System, eignen sich unter bestimmten Voraussetzungen als Brennstoffe für thermische Prozesse. In Bezug auf das Brandverhalten werden sie der Brandklasse B (flüssige bzw. unter Wärmeeinwirkung flüssig werdende Stoffe) zugeordnet. Um zu hohe Verbrennungstemperaturen zu vermeiden, werden sie mit organischen Stoffen der Brandklasse A (feste, glutbildende Stoffe) zu etwa gleichen Anteilen gemischt, so dass daraus ein sog. mittelkalorischer Brennstoff entsteht.

Da der Ausbau der Kapazitäten an Feuerungsanlagen für Ersatzbrennstoffe noch am Anfang ist, ergibt sich ein steigender Bedarf an Zwischenlagern.

Brandschutztechnische Anforderungen an solche Lager sind in der für das jeweilige Bundesland geltenden Kunststofflager-Richtlinie dargelegt. Die dort erhobenen Forderungen begründen sich jedoch in erster Linie aus Gesichtspunkten des abwehrenden Brandschutzes, d.h. der Brandbekämpfung. Die Prävention von durch Selbstentzündung entstehenden Bränden ist nicht berücksichtigt. Weiterhin handelt es sich nur um eine Richtlinie, die keinen Gesetzescharakter trägt.

Bedingt durch die weitgehende Vermeidung der Deponierung organischer Reststoffe sowie durch Engpässe bei deren Aufbereitung entstehen gegenwärtig zahlreiche Zwischenlager für recyclingfähige Materialien, wie in Abb. 1 gezeigt. Diese Zwischenlager haben ein hohes Brandrisiko. Zwischen 2003 und 2007 kam es allein in Sachsen zu mehr als 50 Bränden in solchen Einrichtungen [1].

Weiterhin gibt es verschiedentlich Lager, die durch Insolvenz des Betreibers „verwaist“ sind und bei denen sich die Suche nach einer Möglichkeit für die Verwertung des lagernden Materials über längere Zeit hinzieht.

1.2 Charakteristika von Bränden bei Deponie- und Recyclingstoffen

Brände bei der Lagerung von Massenschüttgütern, Deponiestoffen und Recyclingprodukten sind durch hohe Brandlasten und extreme Rauchentwicklung gekennzeichnet.

Löscharbeiten erfordern einen hohen Personal- und Materialaufwand und ziehen sich häufig über Tage, manchmal sogar über Wochen oder Monate hin. In einigen Fällen konnten solche Brände nicht nachhaltig gelöscht, sondern zur Einschränkung von Emissionen und zur Temperaturabsenkung nur mit mineralischen Schichten abgedeckt werden. Dabei besteht die Gefahr, dass im Inneren des Halden- oder Deponiekörpers weiterhin Schwelbrände ablaufen, die später erneut zum Ausbruch eines offenen Brandes führen können.



Abb.1. Recycling-Zwischenlager für Kunststoffe (Quelle: LUA Brandenburg)

Der Schwerpunkt im Umgang mit solchen Materialien muss deshalb auf der Brandprävention liegen. Der Vortrag stellt Ergebnisse eines Forschungsvorhabens zum Zünd- und Brandverhalten derartiger Materialien mit dem Schwerpunkt Selbstentzündung dar. Die Untersuchungen zeigten, dass eine Beimischung von Inertmaterial (z.B. bei sog. Baumischabfällen) nicht zwangsläufig zur Absenkung der Selbstentzündungsgefahr führt. Bei Stoffen, die unter Wärmeeinwirkung schmelzen, erhöht sich die Selbstentzündungsneigung sogar, weil die Schmelze an den inerten Partikeln koaguliert und sich dadurch erst eine poröse Schüttung bildet.

Mit Unterstützung der lokalen Umweltbehörden konnten auch Feldmessungen zur Temperatur- und Gaskonzentrationsverteilung auf drei Halden mit Baumischabfällen vorgenommen werden.

Die Messungen wurden ergänzt durch numerische Simulationen zur Vorhersage der thermischen Langzeitstabilität (bzw. des Eintretens von Selbstentzündung), um Aussagen über sichere Haldengeometrien und Lagerungszeiten treffen zu können. Diese Berechnungen beruhen auf der Finite-Elemente-Methode. Für Beispiele ausgewählter Haldengeometrien werden die örtliche und zeitliche Temperaturentwicklung sowie die Verteilung der Stoffkonzentrationen der wichtigsten Reaktionsgase vorgestellt.

1.3 Selbstentzündung

Selbstentzündung tritt ein, wenn die Reaktionswärme aus im Haldenkörper ablaufenden chemischen Reaktionen aufgrund der thermischen Isolationswirkung des porösen Haufwerks nicht vollständig an die Umgebung abgegeben werden kann.

Bei der Lagerung von Recycling- oder Deponiestoffen laufen exotherme Reaktionen solange ab, wie brennbares Material vorhanden ist. Häufig ist die brennbare Fraktion mit inertem Material gemischt (z.B. Baumischabfälle). Eine Frage ist dabei, bis zu welchem Anteil inertem Materials noch gefährliche Wärmeentwicklung befürchtet werden muss.

Da die Wärmefreisetzungsrates eine volumenbezogene Größe, die Wärmeverlustrate hingegen eine oberflächenbezogene Größe ist, ergibt sich eine inhärente Skalenabhängigkeit des Selbstentzündungsproblems. Das führt dazu, dass sich große Haufwerke wie Halden oder Deponien bei ausreichender chemischer Reaktivität des Materials bereits bei Umgebungstemperaturen selbst entzünden. Dies geschieht unter der Voraussetzung, dass die Lagerungsdauer die sog. Induktionszeit (gelegentlich auch Inkubationszeit genannt) überschreitet.

Da Selbstentzündungsversuche im technischen Maßstab nicht möglich sind, wurde ergänzend zu experimentellen Untersuchungen im Labormaßstab die Methode der numerischen Simulation angewendet, um Vorhersagen für Brandszenarien auf Halden und Deponien zu treffen.

2 Experimentelle Untersuchungen

Es wurden Warmlagerungsversuche nach DIN EN 15188 [2] zur Beurteilung des Selbstentzündungsverhaltens durchgeführt. Der Versuchsaufbau ist in Abb. 2 dargestellt. Er besteht aus einem Labortrockenschrank mit etwa 130 l Innenvolumen, in welchem die zu untersuchenden Proben bei voreingestellter, konstanter Temperatur gelagert wurden. Die charakteristische Probenabmessung ist deren Volumen/Oberflächen-Verhältnis.

Die Proben werden in Drahtnetzkörben in den Ofen eingebracht und an eine Makro-Thermowaage gehängt. Auf diese Weise lässt sich der Massenverlust während der Selbstentzündung aufzeichnen. Weiterhin wird die Temperaturentwicklung in der Probe gemessen.

Die Rauchgase werden über ein Fourier-Transform-Infrarot (FTIR) -Spektrometer geleitet, um die Volumenanteile der wesentlichen am Umsatz beteiligten Komponenten CO_2 , CO , CH_4 und H_2O zu bestimmen. Weitere Komponenten wie etwa HCl , NH_3 , SO_2 oder NO_x können qualitativ bestimmt werden. Im Ergebnis erhält man eine simultane Aufzeichnung von Temperatur, Massenabnahme und Zusammensetzung des Brandgases und somit umfassende Informationen zum Reaktionsverlauf.

Die verwendeten Probenvolumina betragen 31 ml, 100 ml, 400 ml und 800 ml. Die Probenbehälter waren zylindrisch mit einem Verhältnis von Durchmesser zu Höhe von 1.

Für die Versuche mit heterogener Brennstoffverteilung befanden sich vier brennbare Einschlüsse von Zellulose in einer inerten Schüttung aus Vermiculite, s. Abb. 3.

Die Volumina der Einschlüsse betragen jeweils 100 ml, das gesamte Volumen der Anordnung betrug 12,8 l.

Zunächst wurde der Einfluss der Gemischzusammensetzung (brennbare Anteile/inerte Anteile) auf die Selbstentzündungstemperaturen untersucht. Hierzu wurde ein Modellgemisch von Zellulose (brennbarer Anteil) und Kieselgur (inertes Anteil) in verschiedenen Zusammensetzungen hergestellt.

Anschließend wurden verschiedene Gemische aus Abfällen mit 80 % brennbaren (Kunststoffe, Altholz, Alttextilien) und 20 % nichtbrennbaren (Sand) Massenanteilen untersucht, s. Abb. 3.

3 Ergebnisse

Für das Modellgemisch Zellulose/Kieselgur wurde beobachtet, dass die Selbstentzündungstemperaturen (SET) mit wachsendem Inertstoffanteil zunahm. Selbst für einen Brennstoffanteil von 2,5 % an der Gesamtmasse wurde noch eine Temperatursteigerung um 70 °C auf eine Reaktionstemperatur von 350 °C beobachtet.



Abb. 2. Versuchsaufbau für die Warmlagerung selbstentzündlicher Recyclingstoffe, 1 – Labortrockenschrank, 2 – Makro-Thermowaage, 3 – FTIR-Spektrometer



Abb. 3 Proben aus Recyclingmaterial für Selbstentzündungsversuche

Abbildung 4 zeigt die Abhängigkeit der SET vom Massenanteil der brennbaren Fraktion für vier Probenvolumina. Man erkennt die bekannte Tendenz abnehmender SET mit wachsendem Probenvolumen sowie zusätzlich die Zunahme der SET mit sinkendem Anteil der brennbaren Fraktion.

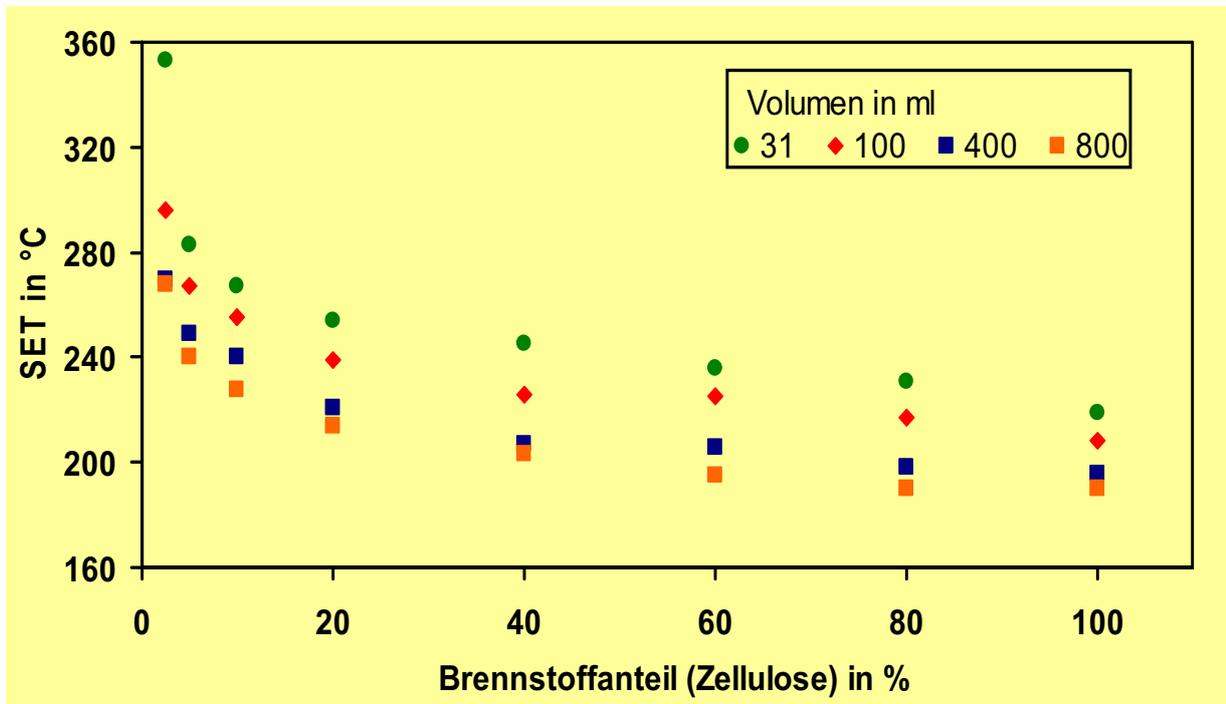


Abb. 4 Abhängigkeit der Selbstentzündungstemperaturen (SET) von Gemischen aus brennbaren und inerten Feststoffen vom Massenanteil der brennbaren Fraktion für verschiedene Probenvolumina

In Abb. 5 ist der zeitliche Temperaturverlauf in der Probe für verschiedene Mischungsverhältnisse dargestellt. Bemerkenswert ist dabei, dass die Maximaltemperaturen bei Gemischen mit etwa gleichen Anteilen von brennbaren und inerten Anteilen auftreten.

In Abb. 6 ist ein typischer Brandverlauf bei der Selbstentzündung des Kunststoff/Inertstoff-Gemisches anhand des Temperaturverlaufes im Mittelpunkt der Probe und auf dem halben Abstand zur Oberfläche sowie der Volumenkonzentrationen von CO, CO₂, H₂O und CH₄ sowie des Sauerstoffs dargestellt. Zusätzlich ist der Masseverlust der Probe abgebildet. Man erkennt die zeitliche Koinzidenz der Anstiege von Proben-temperatur und Konzentration von H₂O im Abgas sowie dem Absinken der O₂-Konzentration.

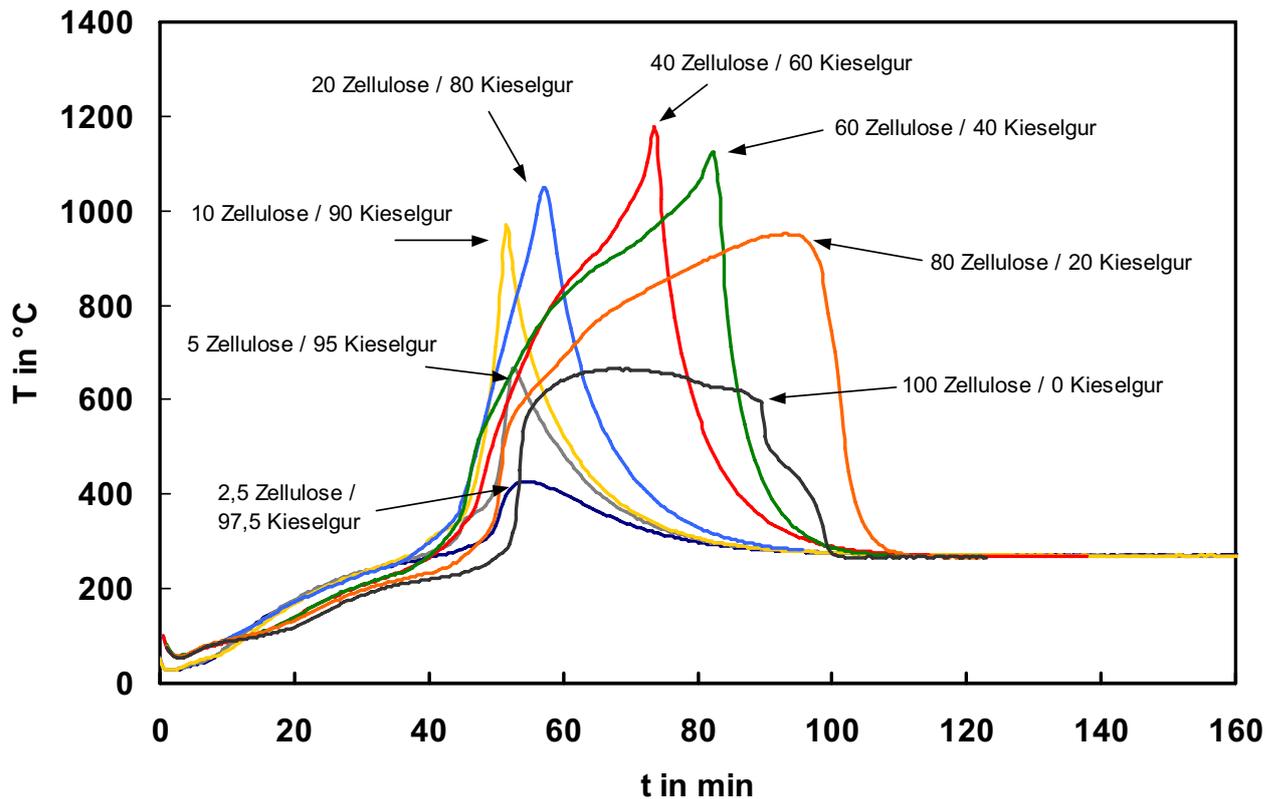


Abb. 5 zeitlicher Temperaturverlauf bei der Selbstentzündung von Brennstoff/Inertstoff-Gemischen (Probenvolumen 400 mL)

Eine Stoffmengenbilanz zeigt, dass sich die Konzentration von H_2O in dieser frühen Phase der Selbstentzündung nicht allein aus der Verdampfung physisorbierten Wassers in der Feststoffprobe erklären lässt. Es kommt also zur Bildung von Reaktionswasser deutlich bevor die Bildung der anderen Reaktionsgase einsetzt.

Bemerkenswert ist weiterhin die Bildung relativ hoher Konzentrationen von CO (bis zu 2 Vol.%, zum Vergleich: MAK-Wert: 0,0003 %, lethale Dosis: 1,3 % bei 1 bis 3 min Exposition).

4 Numerische Simulation von Brandszenarien für Haldenkörper

Es bedarf keiner näheren Erläuterung, weshalb Brandversuche im Realmaßstab an Recyclinghalden oder auf Deponien nicht möglich sind.

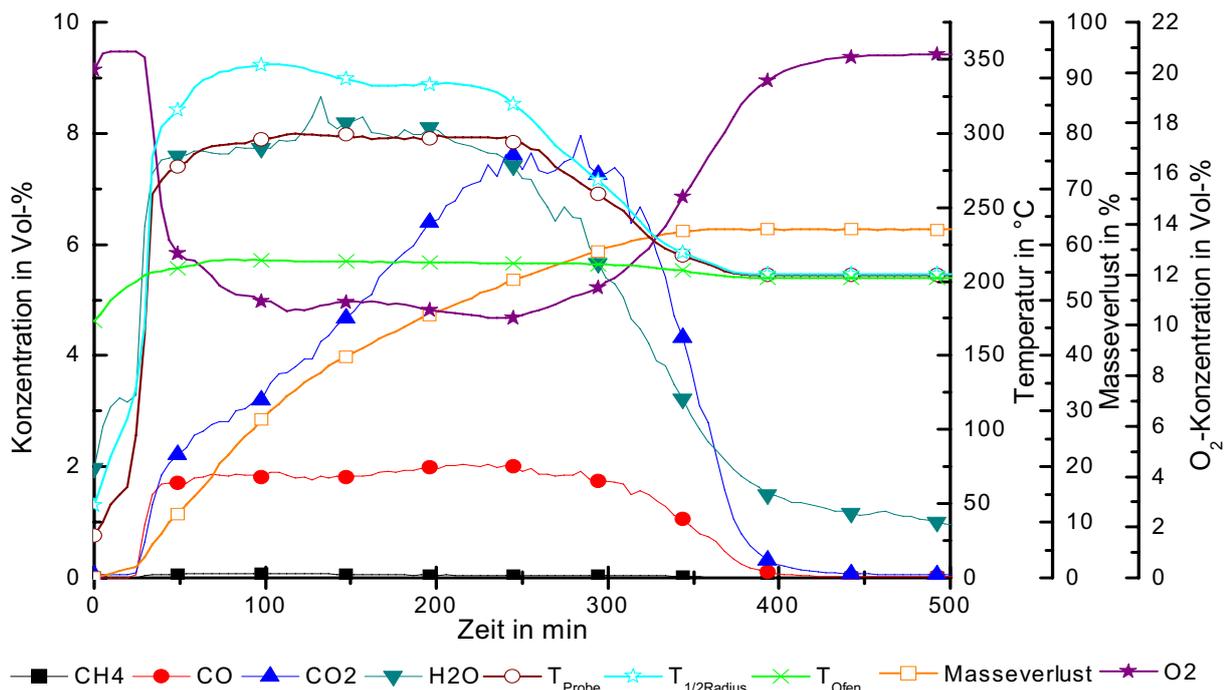


Abb.6. Selbstentzündung und Brandverlauf einer Probe Kunststoff/Inertstoff-Gemisch (Probenvolumen 400 ml, Lagerungstemperatur 203 °C)

Um dennoch fundierte Aussagen zur Gefahr der Selbstentzündung treffen zu können, wird die Methode der numerischen Simulation benutzt. Hierfür sind vier Arbeitsschritte nötig:

- Bestimmung der thermischen und chemischen Eigenschaften der beteiligten Stoffe sowie der maßgeblichen Reaktionen im Labormaßstab,
- Aufstellung eines Berechnungsmodells,
- Validierung des Modells anhand von Experimenten im Labor oder halb-technischen Maßstab,
- Anwendung des Modells auf Brandszenarien im Realmaßstab.

Das hier verwendete Modell betrachtet den dreidimensionalen Wärme- und Stofftransport im Haldenkörper zeitabhängig. Die abhängigen Variablen sind die Temperatur, die Massenkonzentration des Brennstoffs sowie die Volumenkonzentration des Sauerstoffs. Ausführlich beschrieben wurde das Modell in [3].

Der numerische Lösungsalgorithmus beruht auf der Methode der Finiten Elemente. Es wurde das kommerzielle Programm COMSOL Multiphysics® verwendet.

Als Berechnungsbeispiel diene eine Halde mit einer Grundfläche von 20 m x 120 m und einer Höhe von 12 m bei einem Böschungswinkel von

60 °. Es ergibt sich ein Volumen von etwa 19 000 m³. Es wurde angenommen, dass die Halde zu 60 % aus homogen verteilten brennbaren Anteilen besteht.

Aus Symmetriegründen umfasst das Berechnungsgebiet nur ein Viertel der Halde, wobei angenommen wird, dass die Umströmung der Halde von allen Seiten gleichmäßig erfolgt. Zur Vernetzung des Berechnungsgebietes wurden 112 000 Elemente verwendet.

Abbildung 7 zeigt das Berechnungsergebnis für die Temperaturentwicklung in der Halde. Links oben ist das Temperaturfeld bei ungestörter Lagerung bei einer mittleren Umgebungstemperatur von 10 °C nach 5 Jahren und 27 Tagen dargestellt. Man erkennt eine Temperaturerhöhung auf etwa 160 °C im Inneren des Haldenkörpers. Durch den Fortgang der chemischen Reaktionen erhöht sich die Temperatur weiter und beträgt nach 5 Jahren und 142 Tagen bereits 260 °C. Gleichzeitig ist eine Ausbreitung des erwärmten Bereiches in Richtung der äußeren Oberfläche erkennbar.

Nach 5 Jahren und 248 Tagen erreichen große Teile des Innenkörpers bereits 300 °C. Dieses Temperaturniveau ist typisch für die Ausbreitung eines Schwelbrandes.

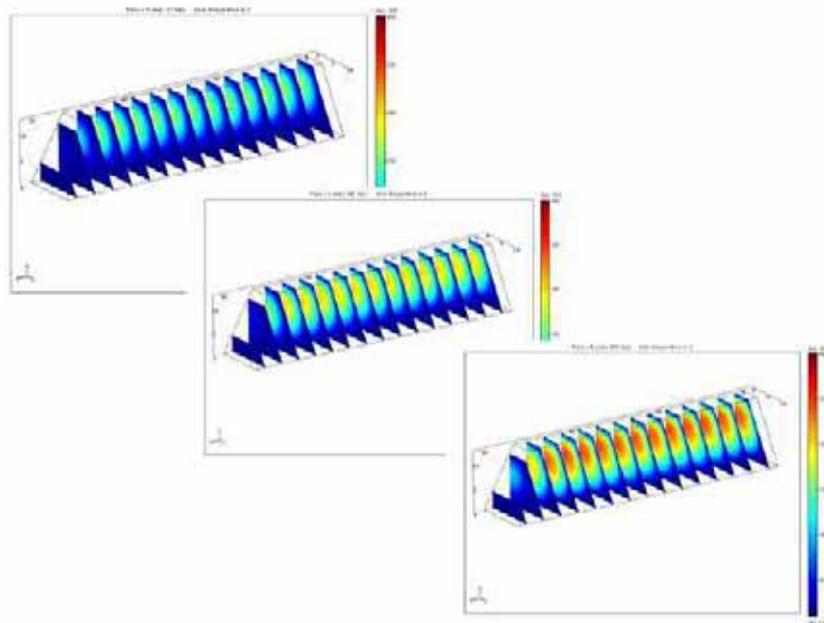


Abb.7 Berechnete Temperaturentwicklung in einer Reststoffhalde mit 60 % brennbaren Anteilen

5 Schlussfolgerungen

Im Ergebnis der experimentellen und numerischen Untersuchungen lassen sich folgende praxisrelevanten Folgerungen ableiten:

- Die Selbstentzündungsneigung von Kunststoffabfällen erhöht sich durch Zumischung von Stoffen der Brandklasse A oder Inertstoffen.
- Kunststoffe schmelzen und koagulieren um inerte Partikel und bilden so poröse Schüttung mit großen aktiven Oberflächen. Dadurch erhöht sich die Selbstentzündungsneigung im Vergleich zu reinen Kunststoffen.
- Die höchsten Brandtemperaturen traten bei Gemischen von Kunststoff mit Stoffen der Brandklasse A oder inerten Stoffen auf (nicht beim reinen Kunststoff) – trotz Verminderung des Brennwertes.
- Selbst bei geringen brennbaren Anteilen tritt noch gefährliche Wärmeentwicklung auf.

Diese Umstände sollten in einem Brandschutzkonzept berücksichtigt werden, um durch Selbstentzündung verursachte Brände sicher zu vermeiden.

6 Literatur

- | | | |
|---|------|---|
| | 2007 | Sächs. Staatsministerium für Umwelt und Wirtschaft, Brände bei Recyclingfirmen in Sachsen, 26.9.2007, http://www.gruene-fraktion-sachsen.de/abfall.html |
| | 2007 | DIN EN 15188 „Self ignition behaviour of dust accumulations“, Beuth Verlag Berlin, |
| Krause, U., M. Schmidt, and C. Lohrer,. | 2006 | A numerical model to simulate smouldering fires in bulk materials and dust deposits. <i>Journal of Loss Prevention in the Process Industries</i> 19, p. 218-226. |

Anschrift der Verfasser(innen):

Dr. rer.nat. Anka Berger
Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung
Fachgruppe II.2 „Reaktionsfähige Stoffe und Stoffsysteme“
Unter den Eichen 87
D-12205 Berlin
Telefon +49 30 8104 3402
Email: anka.berger@bam.de
Website: www.bam.de

Dir. u. Prof. Dr.-Ing. habil. Ulrich Krause
Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung
Fachgruppe VII.3 „Brandingenieurwesen“
Unter den Eichen 87
D-12205 Berlin
Telefon +49 30 8104 1740
Email: ulrich.krause@bam.de
Website: www.bam.de

Probenahme und Analytikkonzept zur Sanierung der Sondermülldeponie Kölliken

Lutz Zabel

SGS Institut Fresenius, Kölliken

Sampling and analysis concept for the decontamination of the hazardous waste landfill Kölliken

Abstract

Within the scope of the decontamination of the hazardous waste site Kölliken (SMDK) in Switzerland, about 600.000 t of contaminated waste site content will be removed, in the time frame of 2007 – 2012, and will be recirculated for an ecological disposal. ARGE Triage Kölliken (ATK), consisting of the companies SGS Institut Fresenius and IBL, were installed by SMDK as an independent instrument attending and monitoring the decontamination. ATK's task is the waste-characterized sample taking of batches provided for deposit and their declaration on the designated disposal paths. In specially established on-site laboratories sized 400 m² and a contractually warranted processing time of 48 h, ATK analyzes and declares up to 60 samples per day.

SMDK decided to employ a Disposal Management. All companies involved with the decontamination constantly feed online data into the DMS during the entire decontamination period. The inspecting authority can monitor the system any time via a secure VPN access.

The ATK analysis concept is based on a waste clustering. The waste clustering is conducted based on a set of screening parameters. The analytical declaration that follows comprises 118 single and summation parameters.

Barcodes generated by DMS are delivered to LIMS. Using barcodes for every sub step – from the sample drawing to the analysis - reduces the risk of mix-up and increases the declaration reliability. The acceptance criteria of the individual disposal paths are provided in LIMS. LIMS then suggests the most favorable one from a list of all possible disposal paths and provides it, together with the complete dataset, via file transfer to the DMS of the contracting party.

Zusammenfassung

Im Rahmen der Sanierung der Sondermülldeponie Kölliken (SMDK) in der Schweiz werden im Zeitraum 2007–2012 ca. 600.000 t im unterschiedlichen Maß kontaminierter Deponieinhalt ausgebaut und einer umweltverträglichen Entsorgung zugeführt. Der Gesamtprozeß von der Bereitstellung der Abfallchargen bis zur Entsorgung in geeigneten Entsorgungsanlagen wird durch ein Deponiemanagementsystem (DMS) dokumentiert. Diese eigens für die SMDK programmierte Software verzahnt über Schnittstellen die Tätigkeiten der am Rückbau beteiligten Lose und ist das Instrument des Bauherren zur lückenlosen Überwachung aller Rückbauaktivitäten. Die ARGE Triage Kölliken (ATK) wurde seitens der SMDK als unabhängiges Instrument zur sanierungsbegleitenden

Überwachung installiert. Aufgabe der ATK ist die abfallcharakterisierende Beprobung der zur Entsorgung bereitgestellten Chargen und deren Deklaration auf die vorgesehenen Entsorgungsschienen. Das aufwändige Analysenkonzept mit einer Probenahmedichte von durchschnittlich 2 Proben/t und 1 Analyse/19 t hat einen Anteil von rund 6 % an den Gesamtkosten und sorgt dafür, dass sich das Mengengerüst nicht in Richtung teurer Entsorgungsschienen verlagert.

In dem eigens geschaffenen Baustellenlabor werden Beprobungs- und Untersuchungskapazitäten von 600 Primär- und 60 Analysenproben/d realisiert. Die verbindliche Bearbeitungszeit von 48 h/Probe sichert eine kurze Verweildauer der Entsorgungschargen auf der Baustelle. Durch die zwingend einzuhaltende Schrittsteuerung und die elektronische Unterschrift im DMS wird ein laufender verbindlicher Abgleich von Daten erzielt und eine lückenlose Nachvollziehbarkeit der Rückbauaktivitäten sichergestellt.

Keywords

SMDK, Kölliken, ARGE Triage, SGS

1 Einleitung

Die Sondermülldeponie Kölliken wurde im Zeitraum von 1978–1985 in einer ehemaligen Tongrube inmitten der Ortschaft Kölliken betrieben. In diesem Zeitraum wurden ca. 250.000 m³ zum Großteil gefährlicher Abfälle in Gebinden als auch loser Form eingelagert. Eine zunehmende Schadstoffemission bedingte 1985 eine Schließung der Deponie und im Weiteren ein weltweit einmaliges Projekt der Deponiesanierung inmitten bewohnten Gebietes. Die Gesamtkosten der Sanierung liegen im Bereich von 300 Mio. €, die Dauer des Deponierückbaus ist auf 5–6 Jahre konzipiert. Die Gesamtmenge des auszubauenden Deponieinhalts und deren Zuweisung auf verschiedene Entsorgungsschienen sind auf 600.000 t veranschlagt.

2 Probenahme und Analytikkonzept

2.1 Aufgaben Los Probenahme/Analytik (Los P/A) – ARGE Triage Kölliken

Die Auftragsvergabe für das Los P+A erfolgte am 27.08.2007, der Beginn der Tätigkeiten war auf den 01.11.2007 festgelegt. Durch die ATK sind nachfolgende Aufgaben abzusichern:

- Sach- und fachgerechte Probenahme,
- Bau eines on-site-Labors (400 m²) mit einer Kapazität von 600 Einzelproben und 60 Mischproben/ Tag mit ca. 120 Analysenparametern,
- Vorschlag der Entsorgungsschiene,
- Verbindliche Absicherung der Bearbeitungszeiten 48 h (72 h bei Deponierungsproben),
- Bildung von Rückstellmustern (Beweissicherung) mindestens 30 Wochen (ca. 75.000 Gebinde, davon ca. 1/3 im Kühllager),
- Datenübergabe und Datenpflege im Datenmanagement des Auftraggebers und Führung der Analysendatenbank.

Das Projekt sieht zwei Bauphasen mit einer zwischenzeitlichen Umbauphase vor. Infolge der damit verbundenen unterschiedlichen Rückbauleistungen ergibt sich für die ATK ein stufenweiser Aufbau der Kapazitäten

Bauphase I: November 2007–Juni 2008

- Probenahmeteam (drei FTE; Kapazität 13 Probe/d),
- Installation mobiler Laborkapazitäten November 2007,
- Inbetriebnahme on-site-Labor Dezember 2007,
- Stufenweise Inbetriebnahme Analytik/Laborpersonal bis Ende Bauphase I,
- Einbindung Backup-Labore unter Absicherung der vertraglich zugesicherten Bearbeitungszeiten,

Bauphase II: ab 2009

Erweiterung Probenahmekapazitäten,

- volle Leistungskapazität des on-site-Labors,
- Backup-Labore zur Redundanzabsicherung und Spezialanalytik (PCDD/F).

2.2 Entsorgungsschienen und Grenzwerte

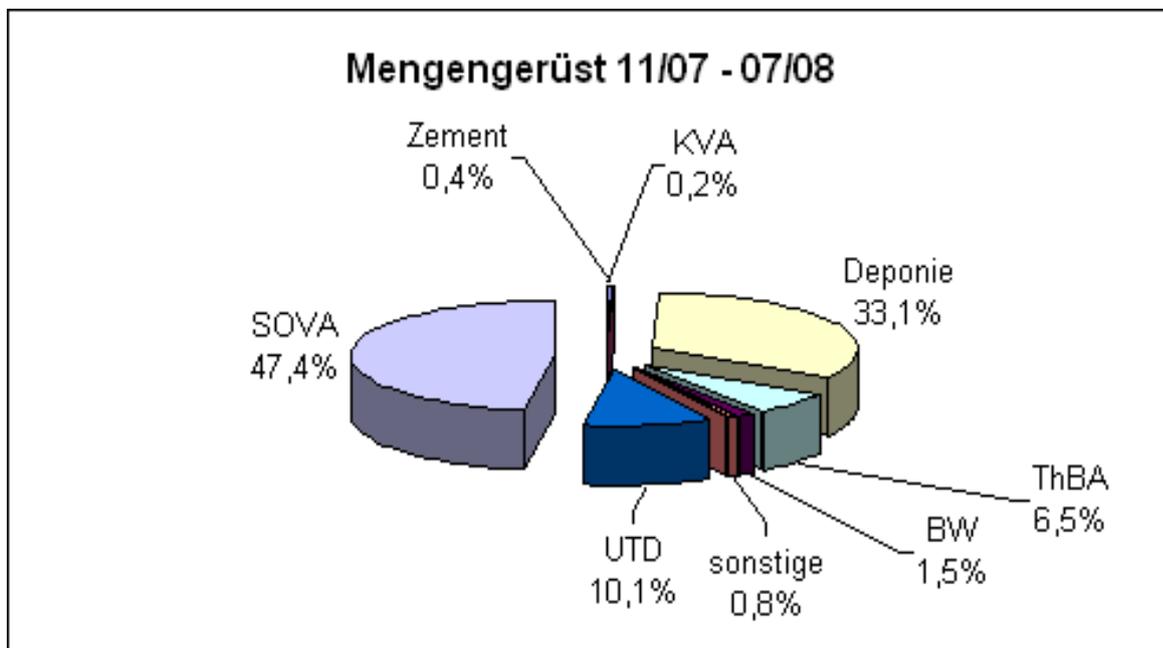
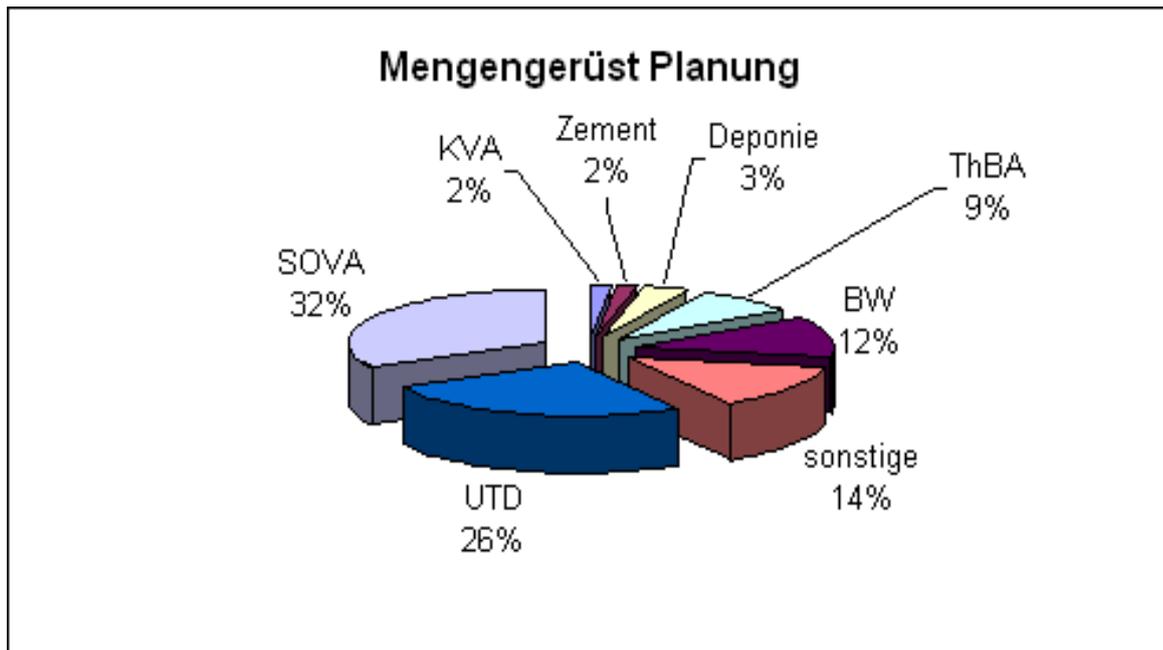
Zur Entsorgung der Deponie sind u.a. nachfolgend aufgeführte Entsorgungsschienen geplant.

- Wiederverwertung (Aushubrichtlinie)
- Oberflächendeponierung (Technische Verordnung über Abfälle)
- Bodenwäsche (anlagenspezifische Grenzwerte)
- Verwertung im Zementwerk (Richtlinie Entsorgung von Abfällen in Zementwerken)
- Thermische Bodenbehandlung (anlagenspezifische Grenzwerte)
- Müllverbrennung (anlagenspezifische Grenzwerte)
- Untertagedeponierung (anlagenspezifische Grenzwerte)
- Sonderabfallverbrennung (anlagenspezifische Grenzwerte)

Insgesamt sind zur vollständigen Abbildung der Entsorgungsschienen 118 Einzelparameter erforderlich.

- Screeningparameter (u.a. Ausgasung, Feinanteil, Fremdstoffanteil, Organoleptik)
- Summenparameter (u.a. TOC, Flammpunkt, Brennwert, Glühverlust, Alkalinität)
- Feststoffparameter
 - anorganisch (22 Metalle/Halbmatalle, Halogene, Schwefel, Cyanide)
 - organisch (u.a. CKW/BTEX, PAK, EOX/S, PCB/T, Phenole, Aniline, PCDD/F, KW_{C5 – C40})

Nachfolgende Diagramme stellen die Annahme und die reale Situation (Stand 2007/2008) der Zuweisungen zu den Entsorgungsschienen dar. In den Differenzen beider Darstellungen dokumentiert sich der zum Zeitpunkt vorliegende überproportionale Anteil der Deponieabdeckung sowie hauptsächlich organische Abfälle, die eine Untertagedeponierung ausschließen.



Legende: KVA – Kehrlichtverbrennungsanlage; SOVA – Sonderabfallverbrennungsanlage; UTD - Untertagedeponie; BW – Bodenwäsche; ThBA - Thermische Bodenbehandlungsanlage

Abbildung 1 Zuordnung von Entsorgungsschienen

2.3 Probenahmekonzept

Gemäß der Einlagerungsdatenbank ergibt sich zur Probenahmeplanung nachfolgendes Mengengerüst.

Tabelle 1 Mengengerüst zur Probenahmeplanung

	Baumassen [t]	Primärproben Gesamtsumme	Primärproben je Tag	Mischproben je Tag
Schüttgut	258.500	8.615	13	6,5
Deckmaterial	74.600	746	1	0,5
Sohle/Damm	75.300	763	1	0,5
Sonstiges	21.200	4.238	6	1,0
BigBag	27.900	69.763	106	21,0
Fässer	64.500	215.017	327	16,0

2.4 Analytikkonzept

Das Konzept der ATK basiert auf einer Abfallclusterung. Ziel dieser Abfallclusterung sind die Zusammenfassung einzelner Proben zu Mischproben sowie die Reduzierung der Analytik aller Entsorgungsschienen auf die Untersuchungsparameter, die für die anschließende Entsorgung notwendig werden. Letzteres ergibt sich zwingend aus der vereinbarten Bearbeitungszeit von 48 h, die eine Komplettanalytik von 118 Parametern unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten ausschließt. Die Abfallclusterung erfolgt auf der Grundlage eines Satzes von Screeningparametern (u.a. organoleptische Ansprache, Brennbarkeit, Glühverlust, Löslichkeit, pH-Wert).

Nachfolgendes Schema zur Abfallclusterung deckt verschiedene Entsorgungsschienen ab und sichert somit die Entsorgungssicherheit bei widersprüchlichen Screeningergebnissen:

Bodenverwertung	Deponien	Zement	Wäsche	Therm. Bodenb.	UTD	SAV	KVA	Matrix	
A1								mineralische Rückstände Produktionsrückstand organisch hausmüllähnliche Abfälle kontaminierte mineralische Rückstände	
			B5				B5		
		B7							B6

Abbildung 2 Abfallcluster

2.5 Labor-Konzept

Das Baustellenlabor (Abbildung 2) wurde im Zeitraum vom 27.08.2007 – 05.12.2007 projektiert, durch die Behörden genehmigt, errichtet und mit allen Ver- und Entsorgungseinrichtungen ausgestattet.

Die offizielle Übergabe erfolgte am 05.12.2007, die erste Etappe der Installation der Gerätetechnik wurde zum Jahreswechsel abgeschlossen



Abbildung 2 Baustellenlabor

In der Übergangsphase vom Projektstart am 01.11.2007 bis zur Laborübergabe am 05.12.2007 wurde ein Mobillabor für die Probenannahme und –vorbereitung genutzt (Abbildung 3).



Abbildung 3 SGS-Mobillabor

2.6 LIMS-Konzept

Als Laborinformations- und Managementsystem (LIMS) wird ein SAP ERP 2004-System, basierend auf einer Oracle Datenbank eingesetzt. Das LIMS des on-site Labors nutzt die gleiche Datenbasis wie die Back up-Labore. Damit besteht jederzeit Transparenz über Probenergebnisse aus allen beteiligten Laboren.

Bei der Aktivierung des Laborauftrags im LIMS erhalten die Mischproben ein Label mit Barcode und Labornummer zur eindeutigen Zuordnung. Mit diesem Barcode werden die Proben eingescannt, um den Startpunkt der Analytik festzuhalten. Mit diesem Einscannen werden gleichzeitig weitere Labels (Barcode und Klartext) für alle Analysenschritte ausgedruckt, die eine lückenlose Dokumentation erlauben. Die Nutzung von Barcodes bei allen Teilschritten der Analytik verringert das Verwechslungsrisiko und erhöht damit die Sicherheit der Analytik.

Die Annahmekriterien der einzelnen Entsorgungsschienen sind im LIMS hinterlegt und determinieren über einen Abgleich der Ergebnisse mit den jeweils hinterlegten Annahmegrenzwerten die Liste der je Probe möglichen Entsorgungsschienen. In der Folge wird vom Los P+A aus der Liste der möglichen Entsorgungsschienen die günstigste vorgeschlagen. Das LIMS stellt dem DMS Daten via Filetransfer zur Verfügung. Hierfür werden die Dateien mittels VPN /VPN-Kopplung in einem definierten Verzeichnis abgelegt. Zusätzlich wird ein pdf-Ergebnisbericht erstellt und in das entsprechende Verzeichnis des DMS eingestellt. Diese Vorgehensweise sorgt für ein Minimum an redundanter Datenerfassung und reduziert Fehlerquellen.

3 Zusammenfassung

Bei der Sanierung der SMDK entstehen spezifische Sanierungskosten von rund 1.000 CHF/t. Die Entsorgungskosten inkl. Transport liegen bis auf wenige Ausnahmen je nach Entsorgungsschiene zwischen 25 und 475 CHF/t. Das aufwändige Analysenkonzept mit einer Probenahmedichte von durchschnittlich 2 Proben/t und 1 Analyse/19 t hat einen Anteil von rund 6 % an den Gesamtkosten und sorgt dafür, dass sich das Mengengerüst nicht in Richtung teurer Entsorgungsschienen verlagert.

In dem eigens geschaffenen Baustellenlabor werden Beprobungs- und Untersuchungskapazitäten von 600 Primär- und 60 Analysenproben/d realisiert. Die verbindliche Bearbeitungszeit von 48 h/Probe sichert eine kurze Verweildauer der Entsorgungschergen auf der Baustelle.

Durch die zwingend einzuhaltende Schrittsteuerung und die elektronische Unterschrift im DMS wird ein laufender verbindlicher Abgleich von Daten erzielt und eine lückenlose Nachvollziehbarkeit der Rückbauaktivitäten sichergestellt.

Anschrift des Verfassers

Dr. Lutz Zabel

SGS Institut Fresenius GmbH

Hauptstrasse 174

CH-5742 Kölliken

Telefon +41 764485822

E-Mail lutz.zabel@sgs.com

Website: www.institut-fresenius.de

Standicherheit und Ablagerungsbetrieb der MBA-Deponie Hillern

Karsten Hupe¹, Wolfgang Oltmanns², Kai-Uwe Heyer¹,

Rainer Jäger³, Rainer Stegmann¹

¹IFAS – Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner, Hamburg

²PROF. DR.-ING. WALTER RODATZ UND PARTNER,
Beratende Ingenieure für Geotechnik GmbH, Braunschweig

³AHK – Abfallwirtschaft Heidekreis,
Kommunale Anstalt des Landkreises Soltau-Fallingb., Soltau

Stability and Operation of the MBP-landfill Hillern

Abstract

The technical requirements for landfilling of MBP-residues on landfills in Lower Saxony are described and the realisation of the requirements on the MBP-landfill Hillern is explained. In terms of a certain compliance with the geomechanical stability of the MBP-landfill body recommendations for the landfill operation are developed based on extensive site-specific investigations and stability calculations.

Zusammenfassung

Es werden die Anforderungen des Landes Niedersachsen an den Einbau von MBA-Material und die Umsetzung dieser Anforderungen im MBA-Deponieabschnitt der Deponie Hillern erläutert. Im Hinblick auf die sichere Einhaltung der geomechanischen Stabilität des MBA-Deponiekörpers werden auf der Grundlage umfassender standortbezogener Untersuchungen und Stand sicherheitsbetrachtungen Empfehlungen zum Einbaubetrieb abgeleitet.

Keywords

MBA-Deponie, Einbautechnik, Stabilitätsbetrachtungen, Stand sicherheitsnachweis, MBP-landfill, landfill operation, stability calculation, stability proof

1 Einleitung

Seit Mitte 2005 dürfen Hausmüll und hausmüllähnliche Siedlungsabfälle in Deutschland nur noch nach einer Vorbehandlung abgelagert werden. Aufgrund der Vorbehandlung unterscheiden sich die abzulagernden Abfälle bzw. Behandlungsrückstände signifikant von den bis dahin abgelagerten Abfällen sowohl hinsichtlich der chemisch-physikalischen und biologischen als auch der abfallmechanischen Eigenschaften. Die großtechnischen Erfahrungen zum Ablagerungsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Abfällen (MBA) waren zum Zeitpunkt der Umstellung gering. Differen-

zierte Vorgaben zum Ablagerungsbetrieb und zum Aufbau entsprechender Deponiekörper mussten unter Berücksichtigung standortbezogener Randbedingungen, der jeweils spezifischen Abfallzusammensetzung und der physikalischen sowie mechanischen Eigenschaften erst entwickelt werden.

Der vorliegende Beitrag skizziert die Anforderungen des Landes Niedersachsen an den Einbau von MBA-Material und deren Umsetzung im MBA-Deponieabschnitt der Deponie Hillern im Landkreis Soltau-Fallingb. In diesem Zusammenhang werden die Ergebnisse geotechnischer Nachweise zum Aufbau des MBA-Deponiekörpers und die daraus resultierenden Vorgaben zum Einbaubetrieb dargestellt.

Das Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner (IFAS), hat die Einbauversuche zur Ablagerung des MBA-Materials auf der Deponie Hillern Mitte 2005 koordiniert und begleitet seitdem den Einbaubetrieb (Hupe et al., 2006). Die Durchführung der geotechnischen Untersuchungen und die geotechnischen Nachweise zum Einbau der MBA-Materialien erfolgten in Zusammenarbeit mit dem Ingenieurbüro Prof. Dr.-Ing. Walter Rodatz und Partner, Beratende Ingenieure für Geotechnik GmbH (RuP) und dem Institut für Grundbau und Bodenmechanik der Technischen Universität Braunschweig (IGB-TUBS).

2 Randbedingungen

2.1 Grundsätzliches zur Standsicherheit von MBA-Deponien

Standsicherheitsprobleme wie Böschungsbrüche sind bei Siedlungsabfalldeponien in Deutschland, auf denen bis Mitte 2005 Abfälle unvorbehandelt abgelagert wurden, bisher kaum aufgetreten. Maßgeblich dafür ist u.a. die vergleichsweise hohe Zugfestigkeit des frischen Hausmülls, insbesondere durch festigkeitserhöhende Fasern, die sog. Faserkohäsion (Kölsch, 1996) und teilweise grobstückige Deponate sowie die vergleichsweise hohe Durchlässigkeit infolge der heterogenen Struktur.

MBA-Material hat dagegen eine grundsätzlich andere strukturelle Zusammensetzung und geotechnische Charakteristik: Durch die Ausschleusung von bewehrungsartigen Fasermaterialien wird u.a. die Zugfestigkeit vermindert und durch die Vorbehandlung das Deponat wesentlich feiner, homogener und auch geringer durchlässig. Die mechanisch-hydraulischen Eigenschaften von MBA-Material können danach zwischen grobstrukturiertem konventionellem Hausmüll und feinstrukturiertem Klärschlamm erwartet werden.

Standsicherheitsprobleme in Deponien stehen häufig in engem Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt und dem Entwässerungsverhalten der abgelagerten Abfälle. Rodatz und Oltmanns (1993) erläutern beispielsweise die Rutschung von 80.000 m³ kondi-

tioniertem Klärschlamm (Festigkeit $\varphi' = 34^\circ$, Durchlässigkeit $k_f = 1 \times 10^{-9}$ m/s) einer 19 m hohen Böschung infolge Porenwasserüberdruck bei Umlagerungsarbeiten.

Porenwasserdruck $u = \gamma_w \times h_w$ entsteht in wassergesättigten Deponaten, insbesondere bei hohem Einbauwassergehalt oder Vernässung und ungünstiger Drainage, und ist bei Standsicherheitsnachweisen zu berücksichtigen (s. a. NMU, 2007/8) Porenwasserüberdruck Δu entsteht bei Spannungsinkrementen $\Delta \sigma$ z.B. infolge weiterer Schüttstufen oder bei Deformationen des Deponiekörpers. Bei Totalspannungsanalysen muss u.a. die undränierete Festigkeit bekannt sein und darf der Porenwasserüberdruck vernachlässigt werden. Bei Effektivspannungsanalysen u.a. mit dränierten Festigkeiten muss der Porenwasserüberdruck berücksichtigt werden.

Praxisüblich werden von MBA-Materialien die dränierten Festigkeitsparameter Reibungswinkel φ' und Kohäsion c' sowie die Steifigkeit E_s labortechnisch ermittelt und nach den einschlägigen geotechnischen Methoden daraus charakteristische Werte für Standsicherheits- und Gebrauchstauglichkeitsnachweise abgeleitet. Mit den charakteristischen Festigkeiten, Wichten und ggf. Wasserständen werden dann für den geplanten Deponieaufbau

- die Standsicherheit, hier: die Böschungsbruchsicherheit, für erforderliche globale Sicherheiten (bis 2007) bzw. mit Partialsicherheiten (spätestens ab 2008) und
- die Gebrauchstauglichkeit, hier: systemverträgliche Deformationen, nachgewiesen.

Erforderliche Sicherheiten orientieren sich dabei im Allgemeinen an geotechnischen Situationen resp. Lastfällen.

2.2 MBA-Abschnitt der Deponie Hillern

Die mechanisch-biologische Abfallbehandlung der auf der Deponie Hillern abgelagerten Abfälle erfolgt in der RABA Bassum. Die Einbaufläche im MBA-Abschnitt beträgt an der Basis ca. 5.000 m². Bei einer Ablagerungsmenge von 26.000-30.000 Mg/a ab 2008 beträgt die jährliche Zunahme der Ablagerungsmächtigkeit ca. 4-5 m. Der MBA-Deponiekörper wird den angrenzenden Deponieabschnitt, der bis Mitte 2005 mit unvorbehandelten Siedlungsabfällen befüllt wurde, in zwei Böschungsbereichen überlagern.

Auf der Grundlage der im Sommer 2005 von IFAS betreuten Untersuchungen zur verordnungsgemäßen Ablagerung des MBA-Materials im MBA-Versuchsfeld erfolgt der Regeleinbau mit einer Raupe und einem 30 Mg-Kompaktor, der bereits vorher im Einbaubetrieb eingesetzt wurde. Die dabei erreichbare Einbaudichte im Regelbetrieb liegt bei 0,65 kg_{TM}/l (bzw. 95% des Wertes gemäß Anhang 3 AbfAbIV) bei einem anzustrebenden Wassergehalt von 25-30 % bezogen auf die Feuchtmasse (Hupe et al., 2006). Im Einbaubetrieb wurde im Zeitraum 2005-2008 eine mittlere Einbaudichte von 0,66-

0,86 kg_{TM}/l bei einem Wassergehalt von 17-32% bezogen auf die Feuchtmasse erreicht. Damit liegen die ermittelten Einbaudichten in einer Größenordnung, die auch an anderen Standorten festgestellt werden:

- Einbaudichten für eine MBA-Reststofffraktion < 60 mm von 0,6-0,9 kg_{TM}/l (Kühle-Weidemeier, 2004)
- Trockendichten in Abhängigkeit von der Trockenrohdichte des Materials und der gewählten Einbautechnik: 0,75-0,88 kg_{TM}/l (Entenmann, 2007)
- Ergebnisse der Bestimmung der Trockendichten für 7 Deponien 0,75-1,12 kg_{TM}/l (Entenmann, 2008)

2.3 Abfallmechanische und -hydraulische Parameter

Für die geotechnischen Nachweise wie die Standsicherheit der Deponieaußenböschungen und das Last-Zeit-Setzungsverhalten, müssen die charakteristischen abfallmechanischen und -hydraulischen Parameter der abzulagernden Abfälle bekannt sein. Da diese Parameter für MBA-Material aus üblichen (geotechnisch) klassifizierenden Parametern nicht indirekt ableitbar sind, waren dafür projektspezifische Laboruntersuchungen erforderlich. Bei MBA-Materialien ist u.a. zu berücksichtigen, dass es sich um nicht bodenähnliche Abfälle handelt und die gegenüber herkömmlichen unbehandelten Siedlungsabfällen Zugkraft aufnehmenden und bewehrend wirkenden Abfallbestandteile weitgehend fehlen. Für die Nachweise der Standsicherheit und Gebrauchstauglichkeit wurden labortechnisch folgende Parameter analog zu geotechnischen Verfahren standortbezogen bestimmt (s. a. Abschnitt 4):

- Wassergehalt nach DIN 18 121
- Proctordichte und optimaler Wassergehalt nach DIN 18 127
- Korngrößenverteilung über Nasssiebung nach DIN 18 123
- Scherparameter im Scherversuch im Großrahmenschergerät nach DIN 18 137
- Durchlässigkeit gemäß DIN 18 130 (k-Wert-Bestimmung)

3 Anforderungen an den Einbau von MBA-Material

3.1 Niedersächsische Anforderungen

Das Niedersächsische Umweltministerium hat im April 2007 Festlegungen zum Einbau mechanisch-biologisch behandelter Abfälle getroffen. Die Festlegungen wurden vom Niedersächsischen Umweltministerium im Januar 2008 durch Hinweise zur Ermittlung

der abfallmechanischen Parameter, zur Überwachung des Porenwasserüberdrucks und zur Minimierung der Sickerwasserbildung ergänzt. Im Folgenden werden die Anforderungen an die geotechnische Stabilität aufgegriffen sowie Maßnahmen zur Minimierung des Eintrags von Niederschlagswasser und zur Begrenzung der Sickerwassermenge in MBA-Deponien/Deponieabschnitten erläutert. Hinsichtlich der geotechnischen Stabilität werden dabei Anforderungen an folgende Parameter und Maßnahmen formuliert:

- Standsicherheit
- Prüfung und Einsatz geeigneter bautechnischer Maßnahmen
- Einbaubetrieb
- Monitoringmaßnahmen (in Verbindung mit betriebsbegleitenden Nachrüstungsmaßnahmen)
- Dokumentation und Auswertung der Betriebs- und Überwachungsmaßnahmen

3.2 Standsicherheit und Einbaubetrieb

Wesentliche Anforderungen zur Ablagerung von MBA-Material auf Deponien/ Deponieabschnitten in Niedersachsen sind:

Standsicherheit: „Es muss daher sichergestellt sein, dass die Standsicherheit durch Reibung im Deponiekörper oder durch Widerlager gewährleistet ist. Porenwasserüberdruck kann maßgeblich zur Reduzierung der Reibung beitragen und somit zur Gefährdung der Standsicherheit führen. Sofern kein ausreichendes Widerlager vorhanden ist, darf das Entstehen von Porenwasserüberdruck nur zugelassen werden, wenn nachweislich die Standsicherheit hierdurch nicht gefährdet wird. Anderenfalls sind Maßnahmen zu ergreifen, um das Entstehen von Porenwasserüberdruck grundsätzlich zu vermeiden.“

Entwässerungselemente im Deponiekörper: „Der Gefahr der Bildung von Porenwasserüberdruck in gering durchlässigen Deponiekörpern kann auch durch Verkürzung des Fließweges des Sickerwassers begegnet werden. Hierzu können grundsätzlich linienförmige sowie horizontale oder senkrechte flächige Entwässerungselemente im Deponiekörper eingebaut werden. Für die Herstellung derartiger Dränkörper können auch geeignete Abfälle verwendet werden, wenn sie die Anforderungen der AbfAbIV bzw. DepVerwV einhalten. Die Dränkörper sind unmittelbar an die Sickerwasserfassung der Deponie anzuschließen.“

Zum Nachweis der Standsicherheit sind standortbezogen Laborversuche zur Bestimmung der Scherfestigkeit, Wasserdurchlässigkeit und Kompressibilität vorzunehmen. Alternativ können die Messwerte entsprechender Parameter aus Verbundprojekten zu-

grunde gelegt werden, wenn ein Sachverständiger die Übertragbarkeit zu der jeweiligen Einzeldeponie bestätigt. Auf dieser Grundlage erfolgt bezogen auf die Deponierandbedingungen der Nachweis, unter welchen Voraussetzungen ein Porenwasserüberdruck und eine Gefährdung der Standsicherheit nicht auftreten.

Bei den Nachweisen müssen die Aufbaugeschwindigkeit des MBA-Deponiekörpers und die möglichen Auswirkungen auf den Porenwasserdruck berücksichtigt werden. In diesem Zusammenhang ist durch Versuche nachzuweisen, dass zur Vermeidung von standsicherheitsgefährdendem Porenwasserdruck der Deponiekörper auch bei kompakter Lagerung eine ausreichende Wasserdurchlässigkeit bzw. zügige Konsolidation, d.h. einen zügigen Abbau der Porenwasserüberdrücke, aufweist.

Mit Blick auf kritische Porenwasserdrücke bzw. -überdrücke wurden für die MBA-Deponie Hillern vorsorglich drainierende Zwischenschichten entwickelt und in die rechnerische Nachweisführung einbezogen (s. a. Abschnitt 5). Mit dieser konstruktiven Möglichkeit zur Minimierung potenzieller Porenwasserdrücke kann auf Messungen der Porenwasserdrücke während des Deponiebetriebs verzichtet werden.

3.3 Maßnahmen zur Minimierung des Niederschlagseintrags und der Sickerwasserbildung

Nach der Änderung der AbfAbIV ist es nicht mehr zwingend vorgeschrieben, die Oberfläche des Einbaubereichs für MBA-Abfälle mit wasserundurchlässigen Materialien abzudecken. Nur „soweit erforderlich sind weitere bautechnische Maßnahmen zur Minimierung des Eintrags von Niederschlagswasser zu treffen“.

Für die Deponie Hillern hat es sich im Einbaubetrieb der MBA-Abfälle als vorteilhaft herausgestellt, wenn aus technischen wie betrieblichen Gründen auf eine temporäre Abdeckung des aktuellen Einbaubereichs mit wasserundurchlässigen Materialien verzichtet wird. Es werden dafür u.a. ergänzende Monitoringmaßnahmen zur Überwachung des Wasserhaushalts durchgeführt.

Gemäß den niedersächsischen Anforderungen zur Ablagerung von MBA-Material muss die Sickerwasserbildung in einem MBA-Deponieabschnitt so gering wie nach dem Stand der Technik möglich gehalten werden und darf die Größenordnung von 7% des Jahresniederschlags nicht übersteigen .

Der Einbaubetrieb auf dem MBA-Abschnitt der Deponie Hillern wird dieser Anforderung weitestgehend gerecht, indem folgende Maßnahmen ergriffen werden:

- Der offene Einbaubereich wird auf das Maß begrenzt, das für einen technisch einwandfreien, reibungslosen Einbaubetrieb erforderlich ist.

- Über längere Zeit nicht beschickte Bereiche werden im Winterhalbjahr nach Erfordernis mit einer temporären Abdeckung versehen, so dass Niederschlagswasser abgeleitet wird.
- Die MBA-Abfälle werden relativ trocken abgelagert und weisen eine nennenswerte Wasserhaltekapazität auf, so dass auch über die Verdunstung der offenen Einbaufläche wenig Niederschlag in den tieferen MBA-Deponiekörper eindringt und zur klimatischen Sickerwasserneubildung führt.

Die bisherigen Beobachtungen zum Sickerwasserabfluss bestätigen diesen Sachverhalt. Im Sommer 2006 und 2007 war über längere Zeiträume keinerlei Sickerwasserabfluss in der Basisdrainage festzustellen. Im Winter fließt Sickerwasser nur sehr geringfügig. Selbst nach Regenereignissen tritt kein nennenswert erhöhter Sickerwasserabfluss auf. Damit werden die Anforderungen an die Minimierung der Sickerwasserbildung erfüllt.

4 Laboruntersuchungen zur Bestimmung geotechnischer Parameter

4.1 Gesamtübersicht

Die Ergebnisse der projektspezifischen Laboruntersuchungen an repräsentativen MBA-Abfallfeststoffen, hier: frische MBA-Abfälle und drei Monate abgelagerte MBA-Abfälle aus dem Deponiekörper, sind in der Tabelle 4.1 zusammengestellt.

Tab. 4.1: Geotechnische Parameter an frischen und abgelagerten MBA-Feststoffproben der Deponie Hillern

MBA-Feststoffprobe	Wassergehalt DIN 18121		Durchlässigkeit k_{10}	Steifemodul E_s	Proctordichte ρ_{pr}	
	Mittelwert [% TM]	Mittelwert [% FM]			Bezug TM [g/cm ³]	Bezug FM [g/cm ³]
3 Monate abgelagertes MBA-Material (MBA-A mit je drei Einzelproben)						
MBA-A1	58	37	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
MBA-A2	64	39	3×10^{-10}	1,1 - 2,5	0,862	1,411
Frisches MBA-Material (MBA-N mit je drei Einzelproben)						
MBA-N1	47	32	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
MBA-N2	47	32	2×10^{-6}	1,4 - 2,1	0,856	1,260

TM: Trockenmasse; FM: Feuchtmasse; n.b.: nicht bestimmt

4.2 Wassergehalt

Von den vier Probenchargen wurden jeweils drei Einzelproben entnommen und auf die Wassergehalte untersucht. Die beiden Frischproben zeigen sehr homogene Wasserge-

halte von etwa 47 %-TM bzw. 32 %-FM. Die Abfallproben nach 3-monatiger Lagerung zeigen dagegen heterogene Wassergehalte, die den kleinräumig unterschiedlichen Wasserhaushalt im MBA-Deponiekörper widerspiegeln. Sie liegen im Mittelwert bei 58 – 64 %-TM bzw. bei 37 – 39 %-FM.

4.3 Verdichtbarkeit (Proctordichte)

Die Verdichtbarkeit des MBA-Materials wurde im Proctorversuch gemäß DIN 18127 (Proctorarbeit $W \approx 0,6 \text{ MNm/m}^3$, Versuchszylinder $D = 20,4 \text{ cm}$) bestimmt.

Tab. 4.2: Ergebnisse der Laboruntersuchungen zur Proctordichte an MBA-Material der Deponie Hillern (IGB TUBS)

Parameter	Frischmaterial	Abgelagertes
	MBA-N2	Material MBA-A2
Wassergehalt [%-FM]	32,1	38,9
Wassergehalt [%-TM]	47,2	63,8
Proctordichte ρ_{pr} [g/cm^3]	0,856	0,862
Dichte der feuchten Probe [g/cm^3]	1,260	1,411

FM: Feuchtmasse, TM: Trockenmasse

Die Untersuchungsergebnisse liegen im oberen Bereich der Proctordichten, die bereits bei vorangegangenen Untersuchungen im Bereich von $0,77$ bis $0,84 \text{ g/cm}^3$ bei w_{Pr} von 47–52 % für frisches MBA-Material bestimmt wurden. Die Ergebnisse liegen in der praxisüblichen MBA-Bandbreite.

4.4 Durchlässigkeit

Die Ermittlung der Wasserdurchlässigkeit erfolgte nach DIN 18130-1 an zwei MBA-Feststoffproben über einen Zeitraum von fünf Wochen. Die bei den Laborversuchen ermittelten Durchlässigkeitsbeiwerte k_{10} (Elementversuch) betragen:

- Frischmaterial MBA-N2 $k_{10} = 2 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}$
- Abgelagertes Material MBA-A2 $k_{10} = 3 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$

Aufgrund der stofflichen Zusammensetzung mit einem vergleichsweise geringen Feinanteil wurde unter Berücksichtigung der Literaturangaben für die Standsicherheits- und Deformationsnachweise für das MBA-Material der Deponie Hillern der Durchlässigkeitsbeiwert $k_f = 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s}$ (mittlere Systemdurchlässigkeit) angesetzt. Zudem wurde als Grenzfallbetrachtung im Rahmen einer Sensitivitätsstudie die Standsicherheit für lokale Durchlässigkeiten $k_f = 1 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ untersucht.

4.5 Steifigkeit

Der Steifemodul E_S wurde in Anlehnung an DIN 18135 unter den in Tabelle 4.3 aufgeführten Randbedingungen ermittelt. Die Kompressionsversuche erfolgten in acht Laststufen $\sigma_v = 0,02-0,25 \text{ MN/m}^2$ mit Ent- und Wiederbelastungszyklen zwecks Simulation der in situ Spannungen (Verdichtungs- und Überlagerungsdruck) mit Spannungsincrementen infolge Überschüttung sowie drei Zeitsetzungsaufnahmen an zwei MBA-Proben.

Tab. 4.3: Ergebnisse der Laboruntersuchungen zum Steifemodul E_S an MBA-Material der Deponie Hillern (IGB TUBS)

Parameter	Frischmaterial	Abgelagertes
	MBA-N2	Material MBA-A2
Einbau-Wassergehalt [%-TM]	47	64
Ausbau-Wassergehalt [%-TM]	41	48
Einbaudichte $\rho_{d,E}$ [g/cm ³]	0,85	0,86
E_S [MN/m ²] bei $\sigma = 0,02$ bis $0,06 \text{ MN/m}^2$	1	1
E_S [MN/m ²] bei $\sigma = 0,06$ bis $0,12 \text{ MN/m}^2$	2	2
E_S [MN/m ²] bei $\sigma = 0,12$ bis $0,25 \text{ MN/m}^2$	7	7

TM: Trockenmasse

Beim frischen wie beim abgelagerten MBA-Material wurden bei gleichen Belastungsstufen die gleichen Steifemoduli ermittelt. Bei beiden Feststoffproben trat ein ausgeprägtes Zeit-Setzungsverhalten auf. Der (geotechnische) Übergang von Konsolidationssetzungen (endliche Primärsetzungen) zu Kriechsetzungen ('unendliche' Sekundärsetzungen) war nicht eindeutig. Während bei dem abgelagerten Material im Versuch nach etwa drei Wochen die Primärsetzungen abklagen, waren bei dem Frischmaterial nach 4–5 Wochen gleiche bis teilweise zunehmende Setzungsgeschwindigkeiten zu verzeichnen. Die Ursache hierfür dürfte bei dem frischen Material der noch etwas aktivere biologisch-chemische Abbauprozess sein.

Bei den Nachweisen wurde die Steifigkeit der MBA-Deponate mit Blick auf das Zeit-Setzungsverhalten bzw. auf potenzielle Kriechsetzungen zur sicheren Seite angesetzt mit $E_{S,k} = 1 \text{ MN/m}^2$ bei $\Delta\sigma = 0,02-0,25 \text{ MN/m}^2$.

5 Geotechnische Nachweise

5.1 Annahmen und Randbedingungen

Die geotechnischen, hydraulischen und geostatischen Berechnungen erfolgten für den MBA-Deponiekörper in Hillern unter Berücksichtigung

- der standortbezogenen Randbedingungen,
- der Ergebnisse der Laboruntersuchungen,
- der zur Zeit gültigen Vorschriften, Normen und Empfehlungen,
- der Verkehrslasten auf dem Gelände,
- des Einbaus von drainierenden Zwischenschichten in den MBA Deponiekörper und
- des Versagens der drainierenden Zwischenschichten, was letztlich einem Vergleich zur Standsicherheit ohne drainierende Zwischenschichten entspricht.

Für die geotechnischen Nachweise wurden aufgrund der eigenen Untersuchungen im Spiegel weiterer Literaturangaben folgende Parameter gewählt:

- mittlere Feuchtwichte $\gamma_k = 12 - 15 \text{ kN/m}^3$
- Sättigungsgrad S_R bei mittleren Korndichten $\rho_s = 2,0 - 2,5 \text{ g/cm}^3$ für
 - frisches MBA-Material $S_R = 65 - 75 \%$ bei $w = 47 \%$
 - abgelagertes MBA-Material $S_R = 85 - 95 \%$ bei $w = 64 \%$
- Berechnungen mit Sättigungsgrad S_R konservativ, d.h. auf der sicheren Seite mit
 - MBA-Material Hillern $S_R = 100 \%$

Weitere Randbedingungen der Ablagerung der MBA-Abfälle auf der Deponie Hillern sind:

- Einbaufläche an der Basis: ca. 5.000 m^2
- Ablagerungsmenge jährlich: $20.000 - 24.000 \text{ Mg/a}$
- Zunahme der Ablagerungsmächtigkeit jährlich: ca. $4 - 5 \text{ m/a}$
- Variation der Einbaumengen bzw. saisonal- oder witterungsbedingter diskontinuierlicher Einbaubetrieb resp. variierende Schüttgeschwindigkeiten

Drainierende flächige Zwischenschichten werden im MBA-Deponiekörper mit 5 m vertikalem Abstand, 30 cm Mächtigkeit und $1,5\%$ Gefälle nach außen angelegt und in den geotechnischen Nachweisen entsprechend berücksichtigt. In Verbindung mit der möglichen Sättigung des MBA-Materials von $S_R = 100\%$ ergibt sich danach bei den Regelastfällen mit sukzessiver Erhöhung des Abfallkörpers u. a. ein jeweils auflastinduzierter Porenwasserüberdruck infolge 1 m mächtiger Schüttlage mit Konsolidation von 5 m mächtigen Lagen bei druckloser Entwässerung in die Drainagen.

5.2 Böschungsstandsicherheit

Die Böschungsstandsicherheit η wurde im Sinne der DIN 4084 unter Variation möglicher kreisförmiger und polygonaler Gleitflächen unter Berücksichtigung des lagenweisen Aufbaus und jeweils zeitlich überschneidender Konsolidation der lagenweise eingebauten Schichten berechnet. Die nachzuweisende (in 2007: globale) Sicherheit wurde für den Betriebszustand mit $\eta \geq 1,3$ (LF 2: Bauzustand gemäß DIN 1054) und für den Endzustand mit $\eta \geq 1,4$ (LF 1 gemäß DIN 1054) angesetzt. Für die Situation „Ausfall der drainierenden Zwischenschichten“ wurde $\eta \geq 1,2$ (LF 3 gemäß DIN 1054) gewählt.

Die Durchlässigkeit des MBA-Materials wurde aufgrund der Untersuchungen generell mit $k_f = 1 \cdot 10^{-9}$ m/s angesetzt. Die zulässige maximale Schüttgeschwindigkeit wurde mit $\max. v \approx 8$ m/a anfangs bis abnehmend auf $\max. v = 6$ m/a bei Erreichen der Endhöhe festgelegt. Die über die Zeit veränderlichen maximalen Schüttgeschwindigkeiten v_{MBA} betragen danach

$$H_{MBA} = 0 - 3 \text{ m} \quad v_{MBA} = 0,7 \text{ m/Monat}$$

$$H_{MBA} = 3 - 13 \text{ m} \quad v_{MBA} = 0,6 \text{ m/Monat}$$

$$H_{MBA} = 13 - 18 \text{ m} \quad v_{MBA} = 0,5 \text{ m/Monat}$$

Auszugsweise betragen für Betriebszustände $H_{10} = 10 \text{ m} + 1 \text{ m}$ (Einbauhöhe) = 11 m Gesamthöhe, $H_{15} = 16 \text{ m}$ und $\max. H_{18} = 19 \text{ m}$ Gesamthöhe unter Berücksichtigung des generellen Durchlässigkeitsbeiwerts $k_f = 1 \cdot 10^{-9}$ m/s die Böschungsstandsicherheiten η :

$$H_{10} = 11 \text{ m Gesamthöhe} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 3,05$$

$$H_{15} = 16 \text{ m Gesamthöhe} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 1,86$$

$$H_{18} = 19 \text{ m Gesamthöhe} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 1,34 \quad \eta > 1,3 \text{ (LF 2)}$$

sowie bei reduzierter Durchlässigkeit ($k_f = 1 \cdot 10^{-10}$ m/s)

$$H_{18} = 19 \text{ m Gesamthöhe} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-10} \text{ m/s} \quad \eta = 1,18 \quad \eta < 1,3 \text{ (LF 2)}$$

Mit wachsender Schütthöhe nimmt die Böschungsstandsicherheit sukzessive ab, weist jedoch auch im Endzustand noch die erforderliche Standsicherheit auf. Rechnerisch läge die Böschungsstandsicherheit unmittelbar nach Erreichen der Endhöhe bei einer reduzierten Durchlässigkeit von $k_f \approx 1 \cdot 10^{-10}$ m/s in einer Schicht und insgesamt vollständig gesättigtem MBA-Material mit $\eta = 1,18$ bereits auf dem Niveau für den LF 3: Ausfall von Betriebseinrichtungen/Havarien und unter der erf. Sicherheit $\eta \geq 1,3$ (LF 2). Bei einer mittleren Durchlässigkeit des Materials der MBA-Hillern von $k_f \geq 1 \cdot 10^{-9}$ m/s kann der Einbaubetrieb planmäßig und ohne weitergehende Nachweise, z.B. für - im Sinne der Standsicherheit positive - langsamere Verfüllungen oder teilgesättigte Depo-nate erfolgen.

Als vorsichtige Annahme zur sicheren Seite wurden bei den Standsicherheitsnachweisen hohe Verfüllgeschwindigkeiten von $v_{MBA} = 0,5 - 0,7$ m/Monat angesetzt. Bereits etwa einen Monat nach Abschluss der Verfüllung auf Endhöhe erhöht sich die Böschungsstandsicherheit von $\eta = 1,34$ auf $\eta = 1,49$:

$$H_{18} = 19 \text{ m Endhöhe (1 Monat)} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 1,49 \quad \eta > 1,4 \text{ (LF 1)}$$

Bei Ausfall einer drainierenden Zwischenschicht oder wenn keine Drainagezwischenschichten eingerichtet würden, beträgt die Sicherheit statt $\eta = 1,49$ nur $\eta = 1,11$:

$$H_{18} = 19 \text{ m Gesamthöhe} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 1,11 \quad \eta < 1,3 \text{ (LF 2)}$$

Die Nachweise zeigen die positiven Auswirkungen resp. Notwendigkeit drainierender Zwischenschichten im Deponieböschungsbau bei sehr schwach durchlässigem MBA-Material. Weitere Vergleichsberechnungen bei höheren Schüttgeschwindigkeiten ergaben bei einer Höhe $H_{15} = 16$ m für

$$v_{MBA} = 0,8 \text{ m/Monat} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 1,69$$

$$v_{MBA} = 1,1 \text{ m/Monat} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 1,32 \quad \eta > 1,3 \text{ (LF 2)}$$

$$v_{MBA} = 1,7 \text{ m/Monat} \quad k_f \approx 1 \cdot 10^{-9} \text{ m/s} \quad \eta = 0,63 \quad \eta \ll 1,3 \text{ (LF 2)!}$$

Danach besteht bei Schüttgeschwindigkeiten deutlich über 1 m/Monat bei gleichzeitig ungünstigem Wasserhaushalt und geringer Wasserdurchlässigkeit des Abfalls kurz nach der Schüttstufe die Gefahr eines großräumigen Böschungsbruchs. Diese Gefahr wird im Ablagerungsbetrieb auf der MBA-Deponie Hillern betrieblich und konstruktiv vermieden. Die Berechnungen wurden mit einem Reibungswinkel $\varphi_k' = 35^\circ$ des MBA-Materials durchgeführt. Scherfestigkeitsuntersuchungen am MBA-Material der RABA Bassum im Oktober 2005 hatten Reibungswinkel $\varphi' = 37 - 41^\circ$ ergeben. Die mindestens erforderliche Scherfestigkeit für die notwendige Böschungsstandsicherheit unter sonst gleichen Bedingungen ($k_f \approx 1 \cdot 10^{-9}$ m/s, $S_R = 100$ %, max. $v_{MBA} = 0,8$ m/Monat) beträgt für das Material der MBA-Hillern erf. $\varphi_k' \geq 34^\circ$:

$$\eta_{34^\circ} = 1,30 \text{ statt } \eta_{35^\circ} = 1,34 \quad \text{und damit } \eta \geq 1,3 \text{ (LF 2)}$$

5.3 Deformationsprognosen

Für die drainierenden Zwischenschichten (Schichtstärke 0,3 m, jeweils nach maximaler MBA Ablagerungsmächtigkeit bis 5 m, Neigung $N \approx 1,5\%$ nach außen) wurden unter Berücksichtigung des Aufbaus und jeweils zeitlich überschneidender Konsolidation der lagenweise eingebauten Schichten die Setzungen S ermittelt. Für die erläuterten Schüttgeschwindigkeiten wurden jeweils Konsolidationsgrade $U = 50\%$ (= 50% Restsetzungen) der unteren MBA-Schichten beim Einbau der Flächendrainagen bzw. der obe-

ren MBA-Schichten berücksichtigt. Zudem wurden als Orientierung die Setzungen für jeweilige Konsolidationsgrade $U = 100\%$, also allein aus der Kompressibilität des MBA-Materials infolge weiterer Überbauung, als mindestens zu erwartende Setzung ermittelt. Die Durchlässigkeit wurde mit $k_f \approx 1 \cdot 10^{-9}$ m/s, die Steifigkeit mit $E_{s,k} = 1$ MN/m² und die mittlere Feuchtdichte mit $\rho_k = 1,2$ g/cm³ für das MBA-Material angesetzt. Gemäß Setzungsberechnung betragen die maximalen Setzungen über dem Böschungsfuß der Altdeponie unter bzw. bei höchster Überschüttung auf dem Niveau:

$$H_{\text{Drain}} \approx 3 \text{ m} \quad \text{max. } S_{\text{Drain}} \approx 0,64 \text{ m} \quad \text{min. } S_{\text{Drain}} \approx 0,60 \text{ m}$$

$$H_{\text{Drain}} \approx 10 \text{ m} \quad \text{max. } S_{\text{Drain}} \approx 1,27 \text{ m} \quad \text{min. } S_{\text{Drain}} \approx 1,06 \text{ m}$$

$$H_{\text{Drain}} \approx 15 \text{ m} \quad \text{max. } S_{\text{Drain}} \approx 1,42 \text{ m} \quad \text{min. } S_{\text{Drain}} \approx 0,86 \text{ m}$$

$$H_{\text{DOF}} \approx 19 \text{ m} \quad \text{max. } S_{\text{DOF}} \approx 1,07 \text{ m}$$

H_{Drain} Höhenlage der drainierenden Zwischenschicht

H_{DOF} Höhenlage der Deponieoberfläche (Endhöhe MBA-Deponiekörper)

S_{Drain} Setzungen der drainierenden Zwischenschicht

Die berechneten Setzungen der Drainagen müssen durch Überhöhungen beim Einbau mit Blick auf die angestrebte Neigung $N \geq 1,5\%$ im Endzustand kompensiert werden. Die berechneten Setzungen der zwecks Abfluss von Niederschlägen geneigten Deponieoberfläche können durch Überhöhung beim Einbau oder mit Nachprofilierungen kompensiert werden.

6 Empfehlungen

Durch die mechanisch-biologische Behandlung von Siedlungsabfällen werden neben der Zusammensetzung der abzulagernden Materialien auch deren chemisch-physikalische, biologische sowie abfallmechanische Eigenschaften verändert. So müssen für neue MBA-Deponien geotechnische Nachweise erbracht und neue Anforderungen an den Einbau der MBA-Materialien berücksichtigt werden.

Im Rahmen des Beitrages werden die niedersächsischen Anforderungen an den Einbau der MBA-Materialien diskutiert und deren Umsetzung exemplarisch für den MBA-Bauabschnitt der Deponie Hillern der Abfallwirtschaft Heidekreis im Landkreis Soltau-Fallingb. dargestellt.

Im Hinblick auf die sichere Einhaltung der geomechanischen Stabilität des MBA-Deponiekörpers in Hillern und vergleichbarer MBA-Deponien leiten sich folgende Empfehlungen ab:

- Die Durchlässigkeit des MBA-Materials soll, insbesondere bei Veränderung des angelieferten MBA-Outputs, überprüft werden.
- Die Scherfestigkeit des MBA-Materials soll, insbesondere bei Veränderung des angelieferten MBA-Outputs, überprüft werden.
- Geotechnische Methoden (Kornverteilung, Wassergehalt, Verdichtbarkeit) haben bei der Klassifikation von MBA-Material orientierenden Charakter und sollten insb. hinsichtlich Festigkeit, Steifigkeit und Durchlässigkeit nicht überinterpretiert werden.
- Zur Entspannung potenzieller Porenwasserüberdrücke sollen drainierende Zwischenschichten mit Überhöhung zwecks Setzungskompensation entsprechend der Dimensionierung eingebaut werden; bei der Deponie Hillern sind dies angeordnet
 - in der Böschung zwischen dem MBA-Deponiekörper und dem angrenzenden Hausmüll (Altdeponiekörper) und
 - im MBA-Deponiekörper im vertikalen Abstand $\Delta H \approx 5$ m bei maximalen MBA-Schichtdicken $D \approx 5$ m sowie
 - mit Schichtstärke der Drainage mindestens 30 cm und
 - mit Neigung der Drainage nach Abklingen der Setzungen mindestens 1,5%.
- Die max. Schüttgeschwindigkeit soll im Regelbetrieb 5 m/Jahr nicht überschreiten.
- Die Verfüllung soll durch ein raumzeitliches Abfallkataster dokumentiert werden.
- Die geotechnischen Nachweise sollen, insbesondere wenn sich die technischen Randbedingungen auf der Deponie oder die Qualität des angelieferten MBA-Outputs ändern, überprüft und ggf. aktualisiert werden.
- Für den Einbaubetrieb sind weitere grundlegende Aspekte zu beachten:
 - Bei geringen Einbauwassergehalten und funktionstüchtiger Drainage sowie langsamer Aufbaugeschwindigkeit kann die Entstehung von Porenwasserüberdrücken minimiert werden. Damit werden die Standsicherheit erhöht und Deformationen reduziert.
 - Geneigte, glatte MBA-Oberflächen im Einbauzustand minimieren die Vernässung durch Niederschlag, mithin die ungünstige Sättigung.
 - Längerfristig nicht beschickte Ablagerungsbereiche sollen mit einer temporären Abdeckung zur Ableitung von Oberflächenwasser versehen werden.
 - Böschungen sollen im Betriebszustand maximale Neigungen von 1:3 aufweisen.

Zum Betrieb des MBA-Abschnitts auf der Deponie Hillern ist festzustellen, dass die Anforderungen des Niedersächsischen Umweltministeriums und der ZUS AWG an den Einbau von MBA Material erfüllt werden bezüglich

- der Standsicherheit,
- der Prüfung und des Einsatzes geeigneter bautechnischer Maßnahmen,
- des Einbaubetriebs,
- der Monitoringmaßnahmen (in Verbindung mit betriebsbegleitenden Nachrüstungsmaßnahmen),
- voraussichtlich der Begrenzung der Sickerwassermenge sowie
- der Dokumentation und Auswertung der Betriebs- und Überwachungsmaßnahmen.

7 Literatur

- | | | |
|---|------|--|
| Hupe, K., Heyer, K.-U.,
Stegmann, R. | 2006 | Einbauversuche mit MBA-Reststoffen – Erfahrungen von der Deponie Hillern. In: Deponietechnik 2006 (Hrsg.: Stegmann, Rettenberger, Bidlingmaier, Bilitewski, Fricke), Hamburger Berichte 29, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 111-130. |
| Kölsch, F. | 1996 | Der Einfluss der Faserbestandteile auf die Scherfestigkeit von Siedlungsabfall. Mitteilungen Heft 133/1996, Leichtweiss-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig |
| Rodatz, W., Oltmanns, W. | 1993 | Rutschung einer Klärschlammdeponie bei Sanierungsmaßnahmen. 8. Christian Veder Kolloquium, Institut für Bodenmechanik und Grundbau, TU Graz |
| Kühle-Weidemeier, M. | 2004 | Konstruktion und Betrieb einer MBA-Deponie unter Berücksichtigung der rechtlichen Vorgaben und aktueller Erkenntnisse. In: AVL-Workshop „2005“ – Deponien stilllegen – Deponien weiterbetreiben – am 05.05.04 in Ludwigsburg |
| Entenmann, W. | 2007 | Einbau von MBA-Material und anderen Reststoffen auf Deponien. In: Müll-Handbuch (Hrsg.: Bilitewski, Schnurer, Zeschmar-Lahl), Erich Schmidt Verlag, Berlin, 4350 |
| Entenmann, W. | 2008 | Einbau von MBA-Material – Anforderungen, Monitoringmaßnahmen, Emissionen, Erfahrungen. In: Deponietechnik 2008 (Hrsg.: Stegmann, Rettenberger, |

		Bidlingmaier, Bilitewski, Fricke, Heyer), Hamburger Berichte 31, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 249-263.
Niedersächsisches Umweltministerium	2007	Ablagerung von mechanisch-biologisch behandelten Abfällen: Umsetzung AbfAbIV Anhang 3 Nr.2 Satz 3“; ZUS AWG, Dezernat 32 – Abfallwirtschaftliche Beratung, 10.04.2007
Niedersächsisches Umweltministerium	2008	Annahme und Einbau mechanisch-biologisch behandelte Abfälle: Ergänzende Hinweise vom 16.01.2008 zum Erlass vom 10.04.2007

Anschrift der Verfasser(innen)

Dr.-Ing. Karsten Hupe, Dr.-Ing. Kai-Uwe Heyer, Prof. Dr.-Ing. Rainer Stegmann
IFAS – Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, Prof. R. Stegmann und Partner
Schellerdamm 19-21
21079 Hamburg
Telefon: 040 / 7711 0741 (42)
Email: info@ifas-hamburg.de

Dipl.-Ing. Wolfgang Oltmanns
PROF. DR.-ING. WALTER RODATZ UND PARTNER
Beratende Ingenieure für Geotechnik GmbH
Nußbergstraße 17
38102 Braunschweig
Telefon: 0531 / 70 136 11
Email: info@rup-geotechnik.com

Dipl.-Ing. Rainer Jäger
AHK – Abfallwirtschaft Heidekreis
Kommunale Anstalt des Landkreises Soltau-Fallingb.ostel
Bornemannstraße 4
29614 Soltau
Telefon: 05191 / 970 681

Schäden in Sickerwasserleitungen aus PE

Ursachen, Auswirkungen und Sanierungsmöglichkeiten

Wolfgang Edenberger, Gerd Burkhardt

Ingenieurgesellschaft Prof. Czurda und Partner mbH, Karlsruhe/Urbach

Damages of leachate pipes made of PE: Causes, consequences and repair

Abstract

For over 20 years, PE pipes have been considered to be most suitable for leachate drainage in landfills for municipal solid waste. They are resistant against the common substances of leachate and will sustain high loads caused by backfilled waste.

PE pipe will also follow deformation of the subsoil (due to settlement under waste load) to a certain extent.

Nevertheless, during annual TV- inspections of leachate drainage pipes, more frequently damage to leachate drainage pipes is detected.

The following presentation intends to give an updated summary of the frequently observed damages to PE leachate drainage pipes, their relevance for the long term performance of a leachate drainage system and the most common reasons for their failure along with the latest technical solutions for pipe rehabilitation.

Inhaltsangabe

Seit mehr als 20 Jahren haben sich Rohre aus PE als diejenigen herausgestellt, welche den Anforderungen an Sickerrohre in (Hausmüll-) Deponien am meisten entsprechen. Sie sind resistent gegenüber allen relevanten Inhaltsstoffen im Deponiesickerwasser und können bei entsprechender Dimensionierung auch hohe Auflasten durch die Überdeckung mit Abfall überstehen. Eventuellen Verformungen des Untergrunds (Setzungen durch Auflast etc.) können Sie flexibel folgen.

Trotzdem werden bei der jährlichen TV-Inspektion von Entwässerungssystemen in Deponien immer häufiger auch Schäden an PE-Sickerrohren festgestellt. In diesem Beitrag sollen in einer Art aktuellen Bestandsaufnahme Schäden bzw. Schadensbilder hinsichtlich deren Relevanz für eine dauerhafte Entwässerung der Deponie beleuchtet deren häufigste Ursachen benannt sowie der technische Stand von Sanierungsmöglichkeiten aufgezeigt werden.

Keywords

Risse, Sanierungsmöglichkeiten, Schäden, Sickerwasserleitungen, Verformungen

fractures, rehabilitation, damages, leachate pipe, deformation

1 Schäden an Sickerrohrleitungen von Deponien

Zunächst soll kurz eine Übersicht über häufig vorkommende Schäden in Deponien gegeben werden. Folgende Schäden können sich an Leitungen in Deponien generell ergeben:

- Senken / Versackungen (meist verbunden mit Wasserrückstau)
- Unzulässige Verformungen ($\delta_v \geq 6$ bzw. 9 %)
- Risse (Risse sind ein untypischer Schaden für PE-Leitungen, treten jedoch in letzter Zeit immer häufiger auf)
- Schäden oder Mängel durch Fehler beim Verlegen und Verschweißen (z. B. Verdrehungen der Rohre, Muffenspalte, Muffenversatz, falsche oder ungenügende Bettung)

1.1 Senken

Senken (Versackungen) stellen sich durch örtliche Verformung des Rohrauflegers ein. Ursache hierfür können örtlich schlechterer Baugrund (ungenügend verdichtetes Auflager oder schlecht verdichtete mineralische Abdichtung) oder örtlich erhöhte Lasten (z. B. Überfahrten) sein. Der Rohrquerschnitt bleibt in der Regel - abhängig vom Biegeradius - weitgehend erhalten.

Im Bereich von Senken ergibt sich häufig ein Aufstau von Sickerwasser auf der Basisabdichtung. Da eine Behebung des Schadens in der Regel nur durch großräumiges Freilegen möglich ist, werden geringe Senken in entsprechend überschütteten Deponien in der Regel hingenommen.

Ursache für diese Senken ist oft auch ein ungenügend verdichtetes oder nachträglich wieder aufgeweichtes bzw. falsches Rohrauflegermaterial. In Süddeutschland wurde häufig gefordert, dass das Rohraufleger aus bindigem Material (z. B. mineralischem Dichtungsmaterial, fertigen Mischungen aus Sand und Bentonit etc.) ausgebildet wird. Teilweise wurde dies sogar in Genehmigungsunterlagen als Auflage formuliert. Mit bindigen Materialien lassen sich jedoch in der Regel nur ungenügende Bettungsmodule erreichen. Zudem besteht während der Bauzeit die Gefahr, dass das Material durch Niederschlagswasser wieder aufgeweicht wird.

Es kann daher nur empfohlen werden, das Rohraufleger aus nicht bindigen Materialien (Sand, Splitt) auszubilden. Zwar besteht auch hier die Gefahr, dass das Material während der Bauausführung durch Niederschläge erodiert wird. Doch ist eine Behebung solcher Schäden einfach möglich.

1.2 Verformungen des Rohrquerschnittes

Verformungen des Rohrquerschnittes ohne Risse treten nur bei sogenannten biegeweichen Rohren (Kunststoffrohren) auf. Ursache hierfür sind zu hohe Lasten (bzw. eine fehlende oder fehlerhafte Rohrstatik nach dem Stand der Technik), unsachgemäße Auflagerung (Rohrbettung), starke Senken (Versackungen) oder zu hohe Temperaturen. In Deponien wurden Temperaturen bis zu 80 °C festgestellt /9/. Noch höhere Temperaturen können in Schlackendeponien oder bei Deponiebränden auftreten.

Leider wird heute noch die Dimensionierung der Rohre hinsichtlich der Auflasten oft erst in der Bauausführung vorgenommen. Die Erstellung der Rohrstatik wird häufig als Bauleistung mit ausgeschrieben. Hierzu ist zu sagen, dass die Erstellung einer Rohrstatik sicherlich zu den Aufgaben des Planers gehört, wenn sie auch als Sonderleistung gesondert zu honorieren ist. Eine Dimensionierung in der Bauphase ist für die Planung von Details zu spät bzw. verschiebt Planungsleistungen auf die Baufirma.

Für biegeweiche Rohre ist eine vertikale Durchmesseränderung δ_v im Langzeitnachweis von 6 % zulässig. (Berechnung δ_v siehe ATV A 127 /1/ und ATV M 127 /2/). Wird die Standsicherheit nach dem Ansatz der Theorie 2. Ordnung gemäß den Bemessungsgrundsätzen des Deutschen Instituts für Bautechnik (DIBt) nachgewiesen, ist unter gewissen Voraussetzungen eine Verformung von bis zu $\delta_v = 9$ % zulässig. Larjomaa /7/ gibt den in Tabelle 2 aufgeführten Klassifizierungsvorschlag zur Beurteilung verformter relativ dünnwandiger Kanalrohre:

Tabelle 1: Schwedischer Klassifizierungsvorschlag zur Beurteilung der Verformung biegeweicher Kanalrohre /7/

Klasse	Querschnittsveränderungen	Beurteilung
I	$\delta_v < 8$ %	Tauglich
II	8 % < $\delta_v < 12$ %	Tauglich mit Vorbehalten
III	12 % < $\delta_v < 16$ %	Tauglich mit Bedenken
IV	$\delta_v > 16$ %	Untauglich

Ein vollständiges Beulen (Zusammenfallen des Rohrquerschnittes) bei Kanalrohren aus PE tritt nach Lauer und Brömstrup /4, 8/ bei etwa 35 bis 40 % Verformung ein. Der Entwurf der GDA-Empfehlung A 4-16 gibt für Sickerrohre aus PE in Deponien folgende Hinweise /6/:

Überschreiten die sich einstellenden Verformungen (δ_v) 9 %, so ist die betreffende Haltung auf eine Verstärkung des Schadensbildes über die Zeit hin zu beobachten. Bei Verformungen über etwa 15 % ist die Kamerabefahrung und Beobachtung zu intensivieren. Bei Verformungen ab etwa 25 bis 30 % sind wegen des drohenden Kollabierens geeignete Sanierungsmaßnahmen einzuleiten. Für PVC-Rohre gelten diese Empfehlungen nicht.

Diese Empfehlungen können Tabelle 2 nochmals zusammengefasst entnommen werden.

Tabelle 2: Handlungsempfehlungen des Arbeitskreises 6.1 „Geotechnik der Deponien“ der Deutschen Gesellschaft für Geotechnik (DGGT) /6/

Querschnittsveränderungen	Beurteilung / Handlungsempfehlung
$\delta_v \leq 9 \%$	Verformungen unbedenklich
$> 9 \% < \delta_v \leq 15 \%$	tauglich mit Vorbehalten, Verformung ist zu beobachten
$> 15 \% < \delta_v < 30 \%$	Verstärkte Beobachtung des verformten Bereichs
$\delta_v \geq 30 \%$	Sanierungsmaßnahmen sind einzuleiten, da totales Versagen droht

Bei der Beurteilung von Querschnittsverformungen ist des weiteren von Belang, ob das betreffende Rohr zukünftig durch zusätzliche Aufschüttung (durch Abfall oder Profilierungsmaterial) höhere Lasten erfährt, oder ob das Rohr nicht mehr zusätzlich belastet wird. In letzterem Falle kann sich eine stabile Situation einstellen, da sich das Rohr durch die Verformung zumindest teilweise der Last entzieht.

Erfahrungen aus der Praxis haben gezeigt, dass der Zustand verformter Rohre durchaus stagnieren kann (zumindest über Beobachtungszeiten von bis zu einer Dekade). Hier kann auf Sanierungsmaßnahmen verzichtet werden oder sie können zumindest verschoben werden. In diesem Fall ist die Verformung allerdings weiter sorgfältig zu beobachten.

Des weiteren sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass der Grad der Verformung oft nicht exakt gemessen werden kann. Daher sind Abweichungen von mehreren Prozent als Fehler durchaus möglich.

Eine genauere Messung der Verformungen kann über eine spezielle Software vorgenommen werden. Hierzu muss die TV-Befahrung jedoch über ein entsprechend ausgerüstetes Fachbüro ausgewertet werden.

Typische Verformungen von PE-Rohren weisen in ihrer Entwicklung verschiedene Stadien auf (Abbildung 1 bis 3), die erfahrungsgemäß jedoch auch noch in extremen Ausprägungen zum Stillstand kommen können. Stagnieren die Verformungen jedoch nicht kann dies zu einem Kollabieren und damit völligen Verschluss der Leitung führen.



Abbildung 1, 2 und 3: Entwicklungsstadien bei der Verformung von PE-Leitungen

1.3 Risse

Risse treten normaler Weise nur bei sogenannten biegesteifen Rohren (wie z.B. Steinzeug) auf. Sie werden nach ATV M 143 /3/ unterschieden in:

- Längsrisse
- Querrisse
- Risse von einem Punkt ausgehend

Längsrisse in biegesteifen Rohren z. B. im Bereich der Kämpfer, der Sohle und des Rohrscheitels müssen nicht zwangsweise zum völligen Versagen einer Rohrleitung führen. Sie sind jedoch bei den Kamerabefahrungen sorgfältig zu beobachten. Dasselbe gilt für reine Querrisse /5/.

Sich verzweigende Risse (längs und quer) führen zu einer Scherbenbildung und letztlich zu Rohrbruch (als Rohrbruch wird das Fehlen mehr oder weniger großer Stücke der Rohrwandung bezeichnet) sowie im Extremfall zum Einsturz der Leitung.

Bei beginnender Scherbenbildung besteht die Gefahr, dass durch Spülarbeiten im Rohr erste Scherben aus der Rohrwandung herausgelöst werden (durch den Hochdruckstrahl oder einen schlagenden Spülkopf).

Bei den in diesem Beitrag betrachteten Leitungen handelt es sich jedoch um biegeeweiche Rohre (PE). Ein derartiges Schadensbild ist für biegeeweiche Rohre eigentlich atypisch. Es treten jedoch in letzter Zeit immer häufiger auch Risse in PE-Rohren auf, wobei diese Schäden aufgrund des Materials nach erstmaligem Auftreten ständig weiter fortschreiten.

Auffällig ist, dass die Schäden verstärkt bei Deponien auftraten, bei welchen die PE-Leitungen auf einer Zwischenabdichtung verlegt wurden. Hier wurden, wahrscheinlich aufgrund der Wärmebildung ober- und unterhalb der Dichtung sehr hohe Temperaturen von dauerhaft über 50 °C beobachtet.

Als Ursache für eine Rissbildungen in PE-Rohren können eventuell ungeeignete PE-Formmassen oder dauerhaft hohe Temperaturen (s. o.) und dadurch stark beschleunigte Versprödung vermutet werden.

Eine zusätzliche Beanspruchung der Rohre besteht in der Lochung bzw. Schlitzung. Durch die Lochung und insbesondere die Schlitzte wird eine Kerbwirkung mit einer Spannungsüberhöhung an bestimmten Stellen verursacht, die zu einer Rissbildung führen kann (siehe hierzu Abb. 4). Eingehendere Bearbeitungen zu dieser Problematik sind derzeit im Gange.



Abbildung 4 An einem Drainageschlitz beginnende Rissbildung

Ebenso wie in geschlitzten Rohren treten auch in gelochten Rohren derartige Rissbilder auf (Abb. 5).



Abbildung 5 An einem Drainageloch beginnende Rissbildung

Immer häufiger wird festgestellt, dass diese Art der Risse nicht unbedingt mit einer vorherigen Verformung der Leitung einhergeht. Haben sich im Bereich der Löcher oder Schlitzte erst einmal Risse gebildet, schreiten diese immer weiter fort. In aller Regel geschieht dies von Loch zu Loch (Abb. 6) oder über die Ecken der einzelnen Drainageschlitzte.

Derartige Strukturen können sich über mehrere Meter fortsetzen. Anders als bei den im Steinzeugrohr verwendeten Steckmuffen, an denen in aller Regel Streckenrisse unterbrochen werden und sich dadurch verlieren, springen die Risse in den formschlüssigen Schweißverbindungen der PE Rohre in den nächsten Rohrstrang über.



Abbildung 6 Sich von Loch zu Loch fortsetzender Riss

Als besonders problematisch erscheint jedoch in vielen Fällen die Tatsache, dass sich Risse nicht nur an den Schwachstellen (Loch oder Schlitz) einstellen, sondern auch in der Rohrsohle oder im Rohrscheitel (Abb. 7). Prägnanterweise zeigen sich derartige Risse oftmals ohne vorherige Verformung der Leitung.



Abbildung 7 Riss in der Rohrsohle einer PE-Leitung

Kommt es zu einer Überlagerung der verschiedenen Längrisse mit Querrissen, kann dies zu einem Einsturz der PE Leitung führen wie er ansonsten nur von den biegeweichen Steinzeugleitungen bekannt ist (Abb. 8 und 9).



Abbildung 8 und 9 Einsturz einer gelochten und geschlitzten PE-Leitung

2 Schäden und Mängel durch falsche Verlegung

2.1 Verdrehungen des Rohres

In manchen Fällen wurde beobachtet, dass Rohre verdreht verlegt wurden. In diesen Fällen wurde oft nicht auf die Ausbildung der Fließbettsohle geachtet, so dass die Lochung oder Schlitzung nach unten oder seitlich verlegt wurde. Hier hat nicht nur die Baufirma fehlerhaft verlegt sondern auch die örtliche Bauüberwachung versagt. Die Rohre hätten so niemals abgenommen werden dürfen.

Bei dünnwandigeren Rohren (z. B. bis PN 10) besteht in diesen Fällen die Gefahr, dass beim Reinigen mittels Hochdruckspülung Bettungsmaterial ausgespült wird und so die Bettung des Rohres verschlechtert wird.

2.2 Muffenspalte und Muffenversatz

Muffenspalte ergeben sich durch unsachgemäße Rohrverlegung, zu großen Abwinkelungen und bei PE-Rohren insbesondere durch Nichtbeachtung des Temperaturdehnungsverhaltens (große Ausdehnung bei Erwärmung). Muffenspalten in Sickerrohrleitungen sind ohne Belang solange sie Spülarbeiten und die TV-Befahrung der Rohre nicht beeinträchtigen sowie kein Ausspülen von Bettungsmaterial auch im Hinblick auf die Standsicherheit bzw. kein Einbrechen des Flächenfilters zu befürchten ist. Dies gilt im Wesentlichen auch für Muffenversätze.

Muffenspalten bzw. –versätze bei ungelochten Kanalrohren außerhalb der Ablagerungsfläche deuten auf Undichtigkeiten hin.

Muffenspalte und –versätze ergeben sich durch unsachgemäße Verlegung. Hier kann durch eine eingehende Überwachung während der Verlegung sowie durch eine TV-Inspektion vor der Abnahme der Leitungen entgegengewirkt werden.

2.3 Zu große Schweißwulste

Schweißwulste entstehen bei jeder Spiegel-Stumpfschweißung. Dies ist unvermeidbar und stellt bei fachgerechter Schweißung auch kein Problem für die TV-Inspektion oder die Reinigung dar. Durch zu hohen Anpressdruck, durch zu langes Anpressen oder zu hohe Schweißtemperaturen entstehen jedoch zu große Schweißwulste, die im späteren Betrieb zu Schwierigkeiten führen

Diese Mängel müssen spätestens bei der TV-Inspektion zur Abnahme erkannt und im Rahmen der Gewährleistung behoben werden.

2.4 Fehlerhafte Verschweißung mittels Elektroschweißmuffen

Bei der Verschweißung mittels Elektroschweißmuffen ist darauf zu achten, dass sich keine Lochung oder Schlitzung im Schweißbereich befindet, da das durch den Schweißvorgang verflüssigte PE-Material sonst in das Rohrinne gelangen kann. Siehe hierzu Abb. 10 und 11.

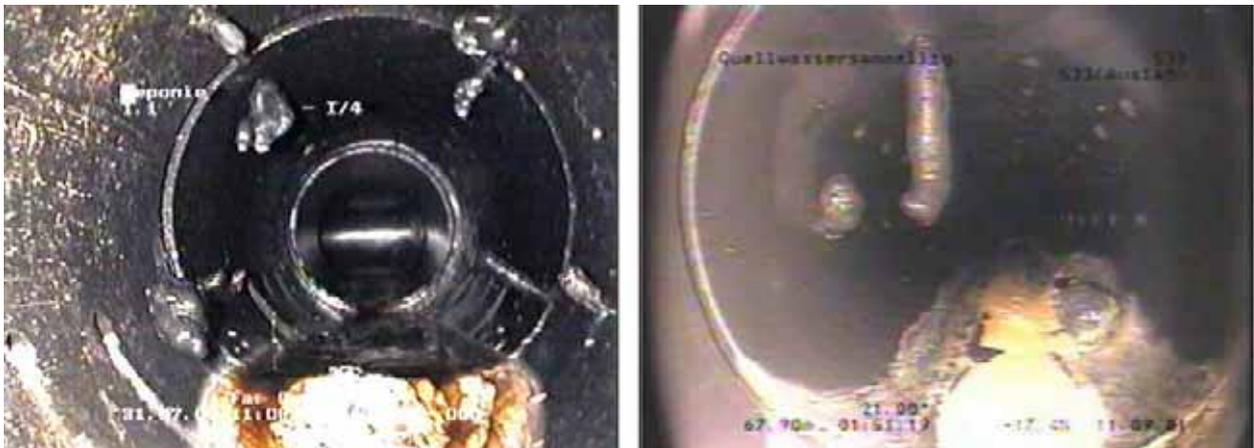


Abbildung 10, 11 Eingedrungenes PE-Material durch Verschweißung von gelochten Leitungen mittels E-Muffe

3 Sanierungsmöglichkeiten

Nach wie vor stellt das **statische Berstverfahren** die derzeit technisch am Besten umsetzbare Möglichkeit der Sanierung von verformten PE Leitungen dar. Unter günstigen Randbedingungen werden Einzugslängen bis ca. 60 m erreicht.

Hierbei wird die bestehende Leitung mit einem Schneidkopf (Abb. 12) aufgetrennt und im Nachgang eine neue PE Leitung eingezogen. Der Einzug der neuen Leitung erfolgt in der Regel über tiefe Baugruben wie z.B. Tandemschächte (Abb. 13).



Abbildung 12 und 13 Schneidkopf und Baugrube für die Durchführung des PE-Berstens

Große Einzugsängen werden bei der Durchführung von **Relining-Verfahren** erreicht. Bei entsprechend großen Durchmessern des Altröhres kann ein Neurohr bis zu einer Länge von 400 m eingezogen werden.



Abbildung 14 und 15: Zugkopf und auf der gesamten Länge vorab verschweißtes Reliningrohr

4 Literatur

/1/ Abwassertechnische Vereinigung (ATV): ATV-DVWK-Arbeitsblatt A 127 „Richtlinie für die statische Berechnung von Entwässerungskanälen und -leitungen“, August 2000

/2/ Abwassertechnische Vereinigung (ATV): ATV- Merkblatt M 127 1, Teil: „Richtlinie für die statische Berechnung von Entwässerungsleitungen für Sickerwasser aus Deponien – Ergänzung zum Arbeitsblatt A 127, März 1996

/3/ Abwassertechnische Vereinigung (ATV): Merkblatt M 143, Teile 1 bis 3, Inspektion, Instandsetzung Sanierung und Erneuerung von Abwasserkanälen und Leitungen, Dez. 1989

/4/ Brömstrup, H. (1983): Das Tragverhalten biegeweicher Rohre, Vortrag im Rahmen des Seminars „Wechselwirkung zwischen Statik und Bauausführung erdverlegter Abwasserkanäle“, Hamburg 15./16.03.1983

/5/ Burkhardt, Edenberger, Egloffstein und Schneider (1996): Schäden an Entwässerungsleitungen und mögliche Sanierungen, Müllhandbuch Kennziffer 4596, Erich Schmidt Verlag, 1996

/6/ Deutsche Gesellschaft für Geotechnik (DGGT,): Empfehlung A 4-16 (Entwurf)

/7/ Larjomaa, I. (1980): Ergebnisse der Überprüfung erdverlegter Kanalisationsrohre, Straßen und Tiefbau, s + t, 1980

/8/ Lauer, H. (1978): Statische Berechnung von erdverlegten Entwässerungskanälen aus PVC-Hart und PE-hart, 3R International 17 (1978), Heft 2

/9/ Müllner, B. (1993): Temperaturmessungen in Hausmülldeponien, Vortrag anlässlich des 9. Nürnberger Deponieseminars, LGA Nürnberg, 1993

Sanierung von Sickerwasserdrainageleitungen in Deponien

2 Fallbeispiele für statisches und dynamisches Berstlining

Dirk Hütteroth

Prof. Steffen, Hütteroth & Schröder GmbH, Immenhausen

Restoration of drainage pipes at landfill sites

2 case studies of static and dynamic pipe-bursting

Abstract

The restoration of drainage pipes at landfill sites is being demonstrated by 2 projects. The damage symptoms of the pipe-materials "PEHD" and "vitrified clay" appeared as deformation of the profile, so that a collapse of the pipes could be expected. Based on extensive surveys, which were required to prepare an adequate restoration, the tendering, the award of contract, the construction work and the supervision are being described.

Zusammenfassung

Die Sanierung von Sickerwasserdrainageleitungen in Deponien wird am Beispiel von 2 Bauvorhaben vorgestellt. Die Schadensbilder an den Rohrleitungsmaterialien PE-HD und Steinzeug zeigten sich als Querschnittsverformungen, die ein Zusammenbrechen der Leitungen erwarten ließen. Ausgehend von den umfangreichen durchgeführten Voruntersuchungen, die erforderlich waren, um eine sinnvolle Sanierung durchführen zu können, werden Ausschreibung, Vergabe, Bauausführung und Überwachung beschrieben.

Keywords

Landfill Site, Drainage Pipe, Restoration, Pipe-bursting

1 Einleitung

Für viele Deponiebetreiber stellte sich nach Beendigung der Ablagerungsphase im Jahr 2005 die Frage nach den erforderlichen Maßnahmen zur Stilllegung und der Minimierung der Nachsorgekosten. Dabei ist die Frage des wie und wann der Oberflächenabdichtung meist beherrschend. Im Hinblick auf die zu erwartenden Nachsorgekosten ist auch die Sickerwasserfassung- und -entsorgung nicht unbedeutend. Das Sickerwasserfassungssystem muss dauerhaft bis zum Ende der Nachsorgephase funktionieren, nur dann ist der Nachweis der Inertisierung zu führen.

Das Sickerwasserfassungssystem ist zur Erfassung und Ableitung erforderlich, die Kenntnis der Funktionalität dieses Systems ist jährlich der Aufsichtsbehörde nachzuweisen. Die als Eigenkontrolle durchzuführenden Kamerabefahrungen geben die nötigen Informationen über den Zustand der Rohrleitungen, über Schäden, Verformungen und bei konsequenter Betrachtung deren Entwicklung, lassen sich Versagungszeiträume abschätzen.

Die SIG HESSEN INGENIEURE, Prof. Steffen, Hütteroth & Schröder GmbH, wurde von verschiedenen Deponiebetreibern beauftragt, eine Bestandsbewertung und Sanierungsempfehlung für Deponierohrleitungen mit beginnender oder fortgeschrittener Schädigung zu erarbeiten. Diese Bearbeitung wurde durch eine Nachbewertung der Kamerabefahrungen mit einer anschließenden Auswertung der Verformungsgrößen der Rohrleitung an ausgewählten Stationen und in Abhängigkeit der Verfüllungshöhen der Deponie durchgeführt.

2 Sanierungsfall 1: PE-HD Leitung DA 355 PN10 in einer Hausmülldeponie

2.1 Schadensbild

Aus den Untersuchungen der Rohrleitung gemäß Deponieeigenkontrollverordnung gingen Verformungen dieser Rohrleitung in einem begrenzten Teilbereich bereits ab Mitte der 90er Jahre hervor. Diese Verformungen, die im Bereich einer Rohrleitungslänge von ca. 12 m festgestellt wurden, blieben mit ca. 10 % Querschnittsreduzierung bis etwa 1999 relativ konstant. Erst mit Ende der Einlagerung nahmen die Verformungen bis auf einen Verformungswert von ca. 34% des Ausgangrohrdurchmessers im Juni 2006 zu.

Durch eine Vermessung der Rohrleitungsgeometrie, entnommen aus den Kameraaufzeichnungen, dabei Höhe und Breite der verbleibenden Öffnung, gemessen an Rohrleitungsübergängen, konnte in Kenntnis der ehemaligen Rohrleitungsdimension mit $d_i = 290$ mm Innendurchmesser eine Berechnung der Verformung erfolgen. Diese wurde dann jeweils auf die ehemalige Rohrleitungsdimension bezogen und entsprechend der Kamerabefahrung in zeitlichen Abhängigkeiten dargestellt. Im Weiteren wurde die Verformung der Rohrleitung über die Länge für ausgewählte Zeitschnitte berechnet.

Neben der Querschnittsverformung wurden zusätzlich eine Rissbildung in den Schlitzungen sowie eine zunehmende Rissbildung im Scheitel der Rohrleitung festgestellt.

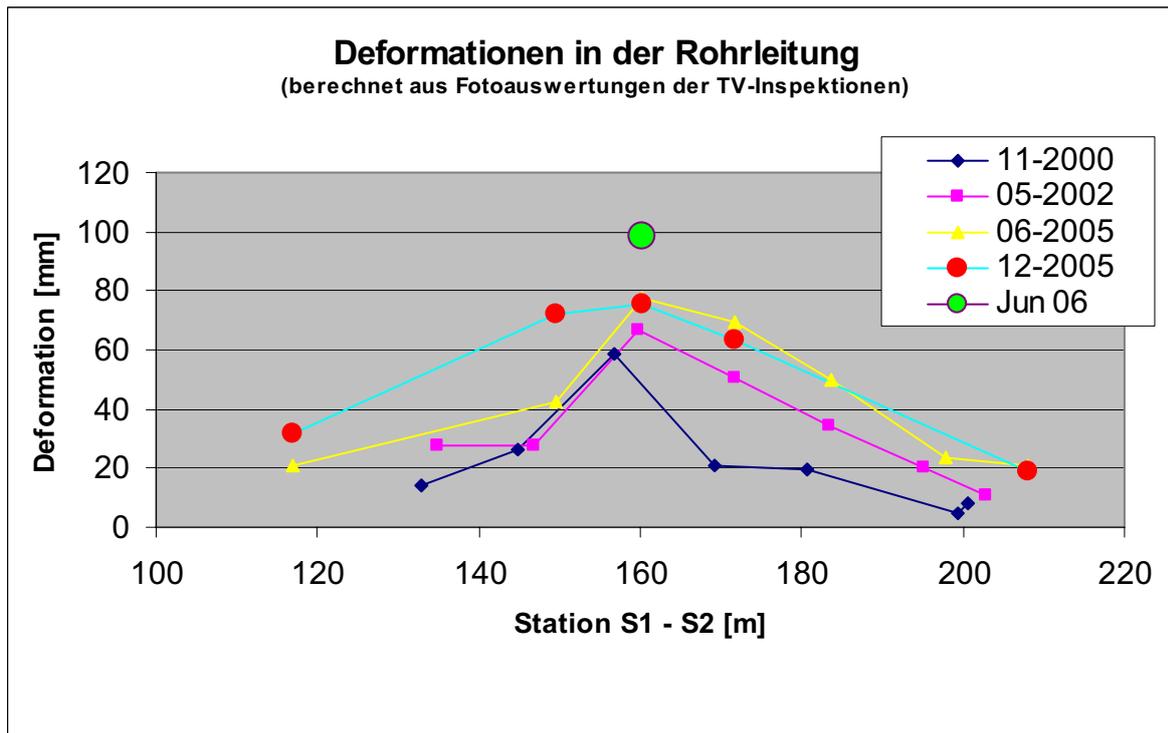


Abbildung 1: Entwicklung der Deformationen in der Rohrleitung



Abbildung 2: Deformation der Rohrleitung 1999 bis 2005

Da die Rohre qualifiziert und überwacht eingebaut wurden, müssen als Ursache für die Deformationen der Rohre zusätzlich zu den hohen Auflasten weitere auslösende Faktoren angenommen werden. Die zusätzlich zu den Verformungen aufgetretenen Risse im Scheitel weisen dabei auf eine Versprödung des Rohrmaterials hin. Zu den Rissen im Bereich der Schlitzungen liegen Ergebnisse von statischen Berechnungen vor, die zeigen, dass in den nicht ausgerundeten Schlitzecken erhebliche Kerbspannungen auftreten, die ein Mehrfaches der nach üblichen Berechnungsmethoden ermittelten Rohrumfangsspannungen betragen können. Durch Materialauswahl und Ausführung der Perforation als Lochung wurde diesen Erkenntnissen später Rechnung getragen. Da eine

Versprödung durch die Temperatur in der Rohrwand beschleunigt wird, wurden die Temperaturprofile des Sickerwassers in die Untersuchungen aufgenommen. Für die Rohrleitungsdimensionierung der Sanierungsrohre wird dabei angenommen, dass in der Altdeponie die Temperaturen geringer werden, das heißt dauerhaft unter 40°C verbleiben.



Abbildung 3: Rissbildung in Drainagerohrschlitzungen

2.2 Sanierungsvorschlag

Aufgrund der vorgesehenen Stilllegung der Deponie in Verbindung mit einer noch erforderlichen Profilierung der Oberfläche und dem Aufbau einer Wasserhaushaltsschicht als Oberflächenabdichtung werden in diesem derzeit mit ca. 28 – 30 m Abfall überdeckten Bereich der Rohrleitung nochmals ca. 8 bis 10 m Bodenüberdeckung aufzubringen sein.

Dem Betreiber wurde ein Sanierungsvorschlag unterbreitet, der den Austausch der Rohrleitung PE-HD DA 355 PN 10 auf der Gesamtlänge von 70 m, somit zwischen zwei Sammleranschlüssen und den Dimensionswechseln dieser Rohrleitung auf DA 355 PN 6 bzw. DA 400 PN 12,5, vorsieht. Damit wird dann der gesamte Bereich dieses Materials gegen ein Rohr der Dimension PE100 DA315 SDR 7,4 ausgewechselt. Die Auswechslung wurde als statisches Berstlining vorgeschlagen, die Sanierungsrohrdimension wurde mit der hier maximal möglichen gewählt.

Eine statische Vorbemessung der Sanierungsrohre wurde von der LGA Bautechnik GmbH durchgeführt. Diese Bemessung berücksichtigt die zukünftigen Lastzustände nach Abschluss der Deponie und gibt die gewählte Rohrdimension mit dem Rohrmaterial PE100 sowie einem FNCT-Wert > 1600 h vor.

Die Planung sah vor, die Erstellung der Sanierungsschächte im Stahlrohrverbau auszuführen. Dies hatte vor allem die Gründe in der Erfordernis der Durchörterung des Asbestmonolagers der Deponie am Startschacht und damit der Minimierung des Aushubs

und der zu ergreifenden Arbeitsschutzmaßnahmen während des Aushubs und des Schachtverbaus. Weiterhin waren die Erkenntnisse über den Sickerwasseranfall aus einer anderen Baumaßnahme ein weiterer Grund für die Vorgabe dieser Verbauart. Die Vergabe der Bauleistung erfolgte nach beschränkter Ausschreibung.

2.3 Bauausführung

Während dem Niederbringen der Schächte war festzustellen, dass in dieser Deponie keine Wasserlinsen oder wasserführenden Schichten durchörtert wurden, die zu Sickerwassereinstau in den Schächten führten. Die Sorge des Betreibers und auch der Genehmigungsbehörden, hier eine erhebliche Sickerwassermenge mit erhöhten Konzentrationen zwischenspeichern oder fremd entsorgen zu müssen, war unbegründet. Die Reinigung der Sickerwässer stellte jedoch erhöhte Anforderungen an den Betrieb der Sickerwasserreinigungsanlage. Ein Ansteigen der CSB-Gehalte bis über 8.000 mg/l war während und nach der Sanierung festzustellen.



Abbildung 4: Schachtbau



Abbildung 5: Schacht mit Stahlrohrverbau

Die Baumaßnahme wurde mit Ausnahme der Rohrschweißungen, die nur bei einer Temperatur von mindestens 5°C durchgeführt werden können, durch die Bauzeit im Winter nicht beeinträchtigt. Nach dem Niederbringen der Schächte und der Herrichtung der Schachtsohlen wurde das Ziehgerät zum statischen Bersten in den unten liegenden Schacht eingebaut. Hierbei handelte es sich um eine Zugmaschine der Tractotechnik, GRUNDOBURST 1250 G, mit einer Nenn-Zugkraft bis zu 120 t.

Der Vorbereitung der Rohrleitung, dem Verschweißen der einzelnen Rohrleitungsstränge der Dimension DA 315 SDR 7,4 - PE100, folgte das Einbringen des Zug- und

Schneidkopfes. Die Rohrleitung wurde anschließend innerhalb von 9 Stunden eingezogen, bereits am Folgetag war die Rohrleitung im Zielschacht freigelegt und die Zugmaschine ausgebaut.



Abbildung 6: Kiesüberdeckung des freigelegten Altrohrs



Abbildung 7: Eingezogenes Sanierungsrohr

Die Freigabe der Berstrohre erfolgte nach dem Vorliegen der Unterlagen zum Qualitätsmanagement des Rohrherstellers, wobei insbesondere der Einsatz eines möglichst riss-unempfindlichen PE-Materials gefordert wurde. Die Schweißungen des Rohrstranges wurden überwacht und protokolliert. Schweißwulste wurden entfernt. Die Berstmaßnahme wurde protokolliert und nach der Fertigstellung des Rohreinzieges erfolgte eine visuelle Untersuchung der vorderen Rohrbereiche auf Schädigungen durch den Einziehvorgang.

Die neuen Rohraufleger wurden in den Baugruben vor deren Verfüllung abgenommen. Bei ihrer Herstellung wurde versucht Steifigkeitssprünge weitestgehend gering zu halten.

Nach Durchführung der Rohrleitungserneuerung wurden die Schächte rückgebaut und mit Abfallaushub verfüllt, dabei wurde jeweils ein Schacht zum Gasbrunnen ausgebaut und zum Betrieb an der Deponiegasfassung vorbereitet.

Die Sanierungsmaßnahme wurde in einer Bauzeit von 70 Werktagen ausgeführt. Die Ausführung konnte, wie geplant, mit Start- und Zielschacht, ohne Bergeschacht erfolgen. Die spezifischen Kosten dieser Sanierungsmaßnahme betragen 7000 €/m.

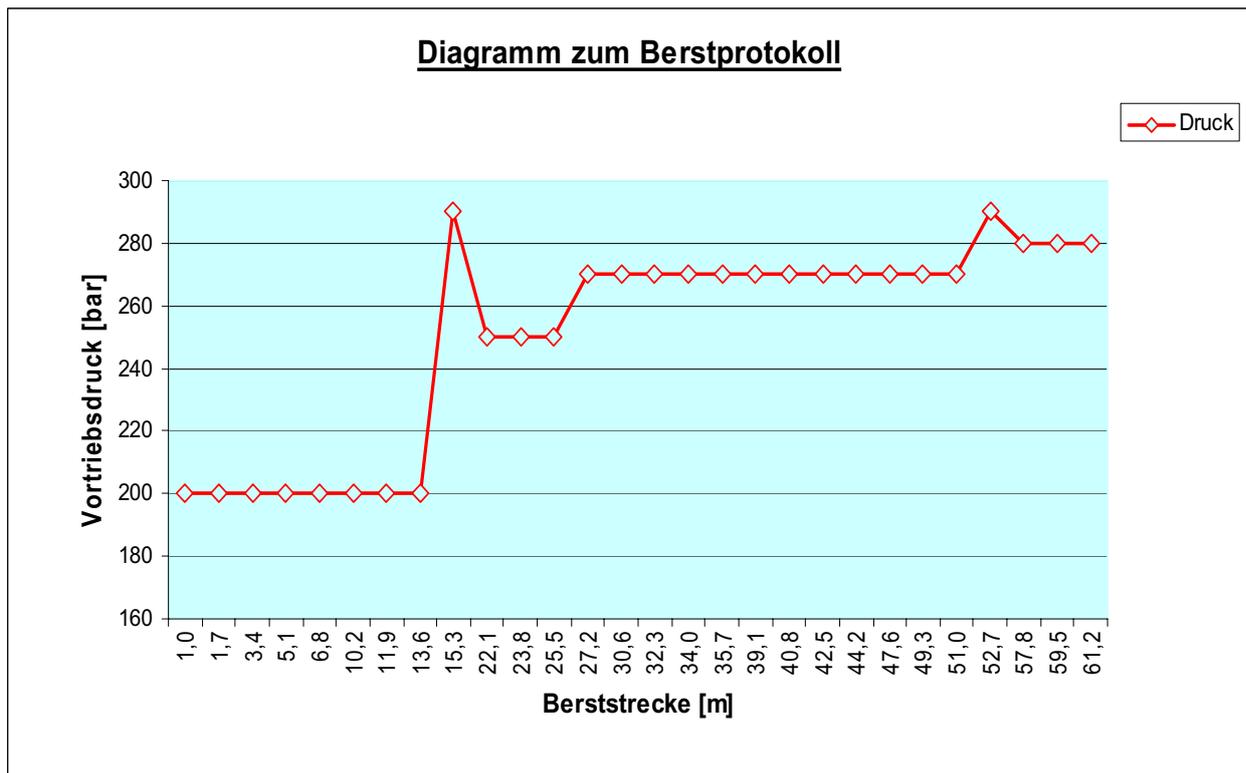


Abbildung 8: Berstprotokoll

3 Sanierungsfall 2: Steinzeugrohr DN 200

3.1 Schadensbild

Die untersuchte Deponie wurde seit 1982 abschnittsweise mit einer mineralischen Basisabdichtung und einem Sickerwassererfassungsnetz aus Steinzeug DN 200 ausgebaut und mit einer Lastenausgleichsplatte zusätzlich gesichert. Die Sickerwasserdrainagen haben Einzellängen von 150 – 380 m und wurden in der als Becken ausgebildeten Deponie in den Böschungsbereichen mit einem Gefälle bis zu 34 % verlegt. Die Leitungen werden gemäß der Deponie-Eigenkontrollverordnung jährlich durch Kamerabefahrung kontrolliert. Die seit Jahren festgestellten Schäden der Rohrleitung in Form von Rissen, Verformungen und Scherbenbildungen wurden beobachtet und bei Bedarf mit sog. Stuttgarter Hülsten (Edelstahlhülsten) und / oder Partlinern saniert.

Im Zuge weiterer Kontrollen musste festgestellt werden, dass trotz der Stabilisierung mit Hülsten in Teilbereichen weiterführende Querschnittsverformungen eingetreten waren, die eine durchgängige Kamerakontrolle und Rohrspülung verhinderten.

Die Rohrverformungen wurden im Zentrum der als Dachprofil ausgebildeten mineralisch gedichteten Grundfläche der Deponie lokalisiert. Damit wäre bei kompletter Zerstörung der Drainage ein Sickerwassereinstau auf der Basisabdichtung zu befürchten gewesen.

Die Bestandsbewertung, die ebenfalls auf einer Auswertung der Schadensentwicklung basierte, zeigte auf, dass die Schäden im Wesentlichen folgende Ursachen haben:

- Herstellungszeitraum/ Art des Rigolenausbaus (ab 1986 Kiesüberdeckung 2DA);
- Abfallüberdeckungshöhe > 25 m ;
- Verlegung im Böschungsbereich (Verlegung schräg zur Böschungfalllinie);
- Abschnittsweise Verlängerung der Leitungen mit Richtungs- und Gefällewechseln.



Abbildung 9: Querschnittsverengung im Stz-Rohr DN 200

3.2 Sanierungsvorschlag

Grundlage für die Planung der Sanierungsarbeiten waren Bestandspläne aus den Jahren 1983 bis 1987 und die Aufmaße der beauftragten Baufirmen. Ein Vergleich der Daten ergab bereits im Vorfeld Lageabweichungen der unterschiedlichen Bestandsaufnahmen im Leitungsverlauf von 1 bis 6 m.

Eine nachträgliche vermessungstechnische Aufnahme der Sickerwasserleitungen war mit derzeit bekannten Vermessungstechniken nicht durchführbar. Insofern wurde die Planung der Sanierungsmaßnahmen mit einer gewissen Unsicherheit bezüglich der Lage der Leitungen durchgeführt.

Die Leitung als Zentraldrainage mit einer Gesamtlänge von 384,70 m und einer Abfallüberlagerung von bis zu 31,50 m war auf einer Länge von ca. 7 m nicht mehr mit einer Kamera befahrbar und wies in den Anschlussbereichen erhebliche Schäden in Form von Längs- und Querrissen sowie Scherbenbildungen auf. Auf Grund dieser Tatsache

wurde ein Leitungsabschnitt von 160 m als zwingend sanierungserforderlich ausgewiesen.

Die Sanierung der Sickerwasserdrainage wurde als dynamisches Berstlining vorgeschlagen. Die Sanierungsschächte wurden auf Grund der Lageungenauigkeiten der Rohre im Tandemschachtverfahren mit Stahlrohrverbau nach öffentlichem Teilnahmewettbewerb beschränkt ausgeschrieben.

Für den anschließenden, im Böschungsbereich verlaufenden Streckenabschnitt mit einer Länge von 110 m, der nur zu Revisionszwecken erforderlich ist, wurde eine Sanierung mit einem Inliner vorgeschlagen. Durch Einbringen eines GFK Schlauchliners wird die Leitung in diesem Bereich zum Vollrohr ausgebaut, der Nennquerschnitt reduziert sich bei dieser Bauweise nur um ca. 10 mm. Ein statischer Nachweis für die konkreten Lastbedingungen wurde geführt.

Sowohl für die Rohrleitungserneuerung mittels Berstlining wie auch für den Einzug des Schlauchliners war ein vorheriges Entfernen der Edelstahlhülsen geplant.

3.3 Bauausführung

Nach Auswertung der eingegangenen Angebote erfolgte die Beauftragung eines Nebenangebotes. Mit dem Nebenangebot wurde angeboten, das Berstlining ohne die vorgegebene vorlaufende Entfernung der Stahlrohrhülsen durchzuführen und im ersten Sanierungsabschnitt auf einen geplanten Tandemschacht zu verzichten. Ein Bersten der Drainage mit einem Edelstahlhülsenausbau war durch die Firma vorher noch nie erprobt worden.

Die Baumaßnahme wurde im Mai 2005 mit dem Niederbringen des Startschachtes begonnen. Bereits mit Herstellung des ersten Schachtes wurde bei einer Schachttiefe von ca. 12 m ein hoher Sickerwasserzufluss in die Schachtgrube festgestellt. Eine Fortführung der Arbeiten war jeweils bis zu einem Wasserstand von 3 m über der Schachtsohle gegeben, danach war kein weiterer Aushub mehr möglich und das zulaufende Wasser musste abgeschöpft oder abgepumpt werden. Dazu mussten ausreichende Speicherkapazitäten in Form von Containern und Saugfahrzeugen bereitgestellt werden, um Stillstandszeiten zu vermeiden. Nicht alle Schachtbauarbeiten waren durch starken Sickerwasserzufluss erschwert, aber die angeschnittenen Wasserlinsen haben bis zum heutigen Tag zu einem höheren Sickerwasseraufkommen geführt. Dies führte dazu, dass die Sickerwasserbehandlungsanlage sowohl die Schmutzfracht als auch die Zuflussmengen nicht mehr verarbeiten konnte. Das Sickerwasser musste schnellst möglich zur Mitbehandlung anderen Abwasserbehandlungen angedient werden.

Nach Einbringen des Stahlverbau wurde der Sickerwasserzufluss in den ausgebauten Zonen weitestgehend eingedämmt. Unter den gegebenen Umständen der Durchörter-

rung von Sickerwasserlinsen war der Stahlrohrverbau für die Sanierungsmaßnahme hier von großem Vorteil.

Aufgrund der nicht eindeutig bestimmbar Schachtansatzpunkte bestand immer die Möglichkeit die Rohrleitung zu verfehlen. Deshalb musste mit Erreichen der ausgewiesenen Höhe der Basisabdichtung der Aushub hinsichtlich eventueller Veränderungen und Kiesanteile intensiv beobachtet werden, um keine Schädigungen an der Basisabdichtung zu verursachen. Bei den meisten Ansatzpunkten wurde die Leitung im Bereich der Schachtgrundfläche bzw. am Rande des Schachtes angetroffen. In diesen Fällen war eine Richtungskorrektur durch den zweiten Tandemschacht möglich. In einem Fall wurde die Leitung jedoch gar nicht getroffen, sondern eine mit 45° abzweigende Leitung, so war jedoch eine Bestimmung des zweiten Schachtansatzpunktes möglich.

Das dynamische Berstlining erfolgt im Unterschied zum statischen Berstlining mit einem pneumatisch betriebenen Berstkopf, der durch die dynamische Rammenergie angetrieben wird. Mit einem Zugseil durch das Altrohr wird nur noch eine Kontrolle der Bewegung und eine geringe Richtungskorrektur erreicht. Durch den Berstkopf wird der vorhandene Rohrkanal von DN 200 auf ca. 315 mm vergrößert und im selben Arbeitsgang das Neurohr mit DA 280 SDR eingezogen.

Das Bersten der Sanierungsabschnitte erfolgte unter der Prämisse der Herstellung von Start- und Zielschacht an vorgegebenen Zwangspunkten, wie z.B. Leitungsabzweig, Beginn und Ende der Sanierungsstrecken mit optimalen Berstlängen. Für den Fall des vorzeitigen Steckenbleibens der Rakete war zum Bergen der Rakete an diesem Punkt ein weiterer Bergeschacht vorgesehen. Die neu einzuziehende Leitung wurde als PE100 Leitung voll gelocht mit einem DA 280 SDR 7,4 dimensioniert.

Der Bauablauf ist in der nachfolgenden Tabelle als Auswertung der Berstprotokolle kurz dargestellt.

Nach fast 2-jähriger Bauzeit wurde die Sanierung von Teilabschnitten der Leitungen auf einer Gesamtlänge von 390 m im Dezember 2006 erfolgreich beendet.

Von den insgesamt geplanten 7 Tandemschächten und 4 Bergeschächten wurden im Sanierungsabschnitt C 3 Tandemschächte, 1 Bergeschacht und 0,5 Suchschächte; im Sanierungsabschnitt D 3 Tandemschächte, 2 Bergeschächte und 0,5 Suchschächte erforderlich.

Die spezifischen Kosten betragen 4.565 € pro Meter inkl. des durchgeführten Inlinerbaus. Nur für das Berstlining können spezifische Kosten von ca. 5.944 € ermittelt werden.

Berststrecke [m]	Vortrieb [m/h]	Berst-zeit [h]	Zugkraft [kN]	Kommentierung
Leitung C - Sanierungsabschnitt Berstlining insgesamt 160 m				
S4 – BS1 78 m + 2*7 m geplant 100m	4,2	18,25	60 - 90	Leitung im Radius verlegt, vorh. Ausbau mit ca. 40 Edelstahl- hülsen und z.T. Partlinern; ein Bergeschacht wurde erforderlich
BS1 – S2 12 m	21	0,35	50	Bergeschacht
S2 – S1 52 m	11,6	4,5	50	20 Edelstahlhülsen wurden entfernt
Leitung D – Sanierungsabschnitt Berstlining insgesamt 120 m				
SD1– SD2 70 m	12,9	5,2		Sohlbereich, geplanter Zielschacht wurde erreicht
SD3-DD1 23 m	4,3	6,0		Rakete ist wegen kleinräumiger Lage- und Höhenänderung aus dem Leitungsverlauf gewandert; Abbruch des Berstvorganges, Bergung der Rakete mittels zusätzlichem Berge- schacht
DD1-DD4 10,5 m	4,0	2,25	30 - 50	Starke Richtungsänderungen in Höhe und Lage, Berstvorgang wird ge- stoppt bevor Abweichung der Rakete aus Leitungsverlauf
DD4-SD2 10,0 m	22	0,5	30	

Tabelle 1: Berstabschnitte

Nach Durchführung der Rohrleitungserneuerung wurden die Schächte rückverfüllt, dabei wurden 3 Schächte als Sickerwasserschlucker und 5 Schächte als Gasbrunnen ausgebaut. 2 Gasbrunnen wurden für eine Tiefenabsaugung vorgesehen.

4 Qualitätssicherung

Die Baumaßnahmen wurde qualitätssichernd durch die LGA Bautechnik GmbH Nürnberg, Herrn Dipl.-Ing. Stegner, überwacht. Ebenfalls wurden die Rohrleitungsdimensio-

nierung, die Rohrstatik und die Herstellung der Rohrleitungsanschlüsse durch Herrn Stegner begleitet.

4.1 Statische Berechnungen der Berstrohre

Beim Berstlining entspricht der Außendurchmesser des Neurohres im Allgemeinen nicht demjenigen des Altrohres, so dass eine eindeutige Einbettungssituation in ein passgenaues Auflager und eine exakt definierte seitliche Bettung verfahrensbedingt nicht vorausgesetzt werden können. Auch hat das Einziehen Auswirkungen auf die Lage und Einbettung des Neurohres und führt damit zu zusätzlichen Einwirkungen auf die Rohre. Zwischen Neurohr und Bettung verbleiben Altrohrreste. Eine übliche rohrstatische Berechnung nach den anerkannten Regelwerken für offen verlegte Rohre (z.B. ATV A/M127, /1/ und /2/) setzt aber definierte Einbauverhältnisse voraus und kann deshalb bei den im Berstliningverfahren verlegten Leitungen nicht sinnvoll angewendet werden. Um eine zutreffende Beurteilung der Standsicherheit der Berstliningrohre und damit eine Aussage zum Erfolg einer solchen Baumaßnahme treffen zu können, sind Parameterberechnungen verschiedener denkbarer Einbettungssituationen mittels Finite-Element-Methode (FEM) erforderlich. Nach der Fertigstellung sind die getroffenen Annahmen auf der Grundlage der Erkenntnisse bei der Bauüberwachung zu verifizieren. Neben der entstandenen Einbettungssituation sind insbesondere auch Riefen aus dem Einziehvorgang zu bewerten. Hieraus ergibt sich dann die endgültige statische Berechnung der Rohre.

Im vorliegenden Fall wurden im Vorfeld rechnerische Untersuchungen durchgeführt, die Aussagen zu den Schadensursachen erlauben. Auf der Grundlage dieser Berechnungen basierten dann die Nachweise der neuen Rohre.

5 Fazit

Die Sanierung von Deponiesickerwasserrohren ist nicht nur für die biegesteifen Rohrleitungen mit dem dynamischen Berstlining möglich. Auch biegeeweiche PE-Rohrleitungen lassen sich über eine angepasste Bersttechnik mit statischem Bersten sanieren. Die erreichbaren Haltungslängen sind dabei sicherlich insbesondere von der gewählten Sanierungsrohrdimension und der erreichbaren Zugkraft der Maschinenteknik abhängig. Entscheidend für die Kostensicherheit ist weiterhin die Kenntnis der Rohrauflager und -ummantelung, der Rohrlage und der Sickerwassermengen in der Deponie.

Entscheidend für den Erfolg einer Baumaßnahme, die sowohl auf der Kenntnis des ursprünglichen Rohreinbaus basiert als auch durch die Möglichkeit unerwartet auftretender Ereignisse gekennzeichnet ist, ist neben den technischen Voraussetzungen die Zusammenarbeit der Beteiligten. Bei den vorgestellten Baumaßnahmen hat die Zusam-

menarbeit von Bauherrn, Planer, Ausführenden und Überwachung zu einem reibungslosen Bauablauf und dem erfolgreichen Abschluss der Baumaßnahme geführt.

6 Literatur

- | | | |
|-----------------------------------|------|---|
| ATV-DVWK | 2000 | ATV-DVWK-Regelwerk-Abwasser-Abfall, Arbeitsblatt A 127, Richtlinie für die statische Berechnung von Entwässerungskanälen und -leitungen, 3. Auflage Aug. 2000 |
| ATV | 1996 | ATV Merkblatt M 127 Teil 1, Richtlinie für die statische Berechnung von Entwässerungsleitungen für Sickerwasser aus Deponien, März 1996 |
| Deutsches Institut für Bautechnik | 1995 | Vorläufige Bemessungsgrundsätze für Bauteile in Deponien - Rohrleitungen aus PE-HD für Basisentwässerungssysteme - Deutsches Institut für Bautechnik, Berlin 11/95 |
| GSTT | 2007 | Instandhaltung von Entwässerungsleitungen in Deponien, GSTT Informationen Nr. 9, August 2007, German Society for Trenchless Technology e.V., Hamburg |
| LGA | 2000 | Landesgewerbeanstalt Bayern / Wölfel Beratende Ingenieure: Forschungsvorhaben „Bemessung von Rohren beim Berstliningverfahren in Deponien“, Untersuchung im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 29.08.2000 |
| LGA Bayern | 2006 | Landesgewerbeanstalt Bayern, Forschungsvorhaben „Bemessung von Rohren beim Berstliningverfahren in Deponien unter Berücksichtigung des statischen Berstens und des Kurzrohrberstlining“, Untersuchung im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz, 03.07.2006 |
| Stegner, Armin
Hütteroth, Dirk | 2006 | Sanierung einer PE-Sickerwasserleitung durch statisches Sanierung einer PE-Sickerwasserdrainageleitung durch statisches Berstlining am Beispiel der Deponie „Am Breitenberg“ des Werra-Meißner-Kreises, TIS, 2006 |

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Dirk Hütteroth
SIG HESSEN INGENIEURE
Prof. Steffen, Hütteroth & Schröder GmbH
Ziegeleiweg 2
34376 Immenhausen
Telefon +49 5673 99850
dirk-huetteroth@sig-hessen.de
www.sig-hessen.de

Geht nicht gibt's nicht - ungewöhnliche Lösungen bei der Sanierung von Sickerwasserentwässerungsanlagen

Stephan Eickhoff / Oliver Brumund

ECOSOIL Süd GmbH, Ulm

**Nothing is impossible – inconvenient solutions in the rehabilitation of leachate
drainage systems**

Abstract

The rehabilitation of leachate drainage systems on landfills needs a lot of know-how in designing and building. Deep situated shafts and leachate pipes as well as critical ground conditions on landfills have to be accurately explored. Very often outstanding solutions for the rehabilitation have to be developed. ECOSOIL Süd is specialised on this.

Zusammenfassung

Die Sanierung von Sickerwasserentwässerungsanlagen auf Deponien erfordert ein besonders hohes Maß an Fachkompetenz in Planung und Ausführung. Tiefgelegene Schächte und Rohrleitungen sowie schwierige „Bodenverhältnisse“ auf Deponien müssen genau erkundet werden und lassen häufig nur besondere Lösungen zur Sanierung der Anlagen zu. ECOSOIL Süd GmbH hat sich genau auf diese Aufgabe spezialisiert.

Keywords

Sanierung, Sickerwasserleitung, Sickerwasserentwässerungsanlagen, Deponie

Rehabilitation, leachate pipe, leachate drainage system, landfill

1 Einleitung

Auf vielen Deponiestandorten in Deutschland und im angrenzenden deutschsprachigen Ausland besteht die Problematik von defekten und nicht funktionsfähigen Sickerwassererfassungssystemen. Aufgrund der geänderten Gesetzgebung und der daraus resultierenden Schließung einer Vielzahl von Standorten werden die Deponiebetreiber nunmehr nicht nur mit den eigentlichen Abdichtungssystemen, sondern auch mit der Sanierung und Schadensbehebung der Sickerwasserentwässerungsanlagen konfrontiert.

Insbesondere die früher meist verwendeten Steinzeugrohre, aber auch Betonrohre, PVC-Rohre und sogar PEHD-Rohre haben den verschiedensten Belastungen nicht Stand gehalten, obwohl die Sickerwassererfassungssysteme meist den zum Zeitpunkt der Erstellung anerkannten Regeln der Technik bzw. dem Stand der Deponietechnik entsprachen.

Die Sanierungen von Sickerwasserentwässerungsanlagen erfordern oftmals innovative und baustellenspezifische Lösungen und damit eine enge, vertrauensvolle Zusammenarbeit zwischen Planer, Auftraggeber und Auftragnehmer.

Dieser Vortrag soll einen Überblick über die auftretenden Schäden und Sanierungsverfahren geben und anhand von drei Beispielen ungewöhnliche Lösungen auf Deponiebaustellen zeigen.

2 Probleme bei Sickerwasserentwässerungsanlagen

Anhand der bereits 15-jährigen Erfahrung im Bereich der Sanierung von Sickerwasseranlagen auf Deponien lassen sich folgende typische Probleme und Schadensbilder auflisten:

- Ganz oder teilweise zerstörte Leitungen auf der Deponiesohle, zudem auch noch in unterschiedlichsten Materialformen
- Versackungen, Abrisse und Einbeulungen an den Systemen im Bereich der jeweiligen Kontrollbauwerke aufgrund von Zwangsgeometrien
- Punktuelle Einbrüche in Leitungen, z. B. durch fehlende Kies- und Feinmüllüberdeckungen
- Vertikale Verschiebungen oder Teileinbrüche von Kontrollbauwerken aufgrund von nicht vorhersehbaren Einbaubedingungen des Mülls (z. B. durch Anfahren oder zu dichtes Heranfahen von den Einbaugeräten)
- Schlechte Lokalisierung und Einmessen von Altleitungen, die Schäden aufweisen, aufgrund mangelnder Planunterlagen
- Absacken des Untergrundes durch mangelhafte Erkundung im Vorfeld der Ausführung
- Horizontales Wandern der Rohrleitungen durch Zwangsbelastungen während des Überbauens der Leitungen

3 Schadensbehebung

3.1 Historie

Wie bereits oben erwähnt, wurden die Sickerwasserleitungen in der Vergangenheit oftmals aus Steinzeug-, Beton- und sogar PVC-Rohren hergestellt. Typische Schäden in biegesteifen Rohren sind Längs- und Querrisse, Scherbildung und Einstürze.

Frühzeitig hat man erkannt, dass die an den Deponie-Entwässerungsanlagen auftretenden Schäden rechtzeitig beseitigt werden müssen, um weiterhin den störungsfreien und sicheren Betrieb der Deponie sicherstellen zu können. Aus dieser Notwendigkeit heraus hat sich in den vergangenen 20 Jahren ein Markt rund um die Deponie- und Sanierungstechnik entwickelt.

Ein weiterer Aspekt für die spätere Schadensbehebung war die Schaffung von Mindeststandards im Rahmen der Unterhaltung und Nachsorge auf den Deponien. Die Vorgaben für die jährlichen Kontroll- und Inspektionsbefahrungen kamen erst zu einem späteren Zeitpunkt hinzu.

So folgte daraufhin ein Boom in der Kunststoffrohrindustrie, die mit entsprechenden Produkten wie z.B. PE-Sickerwasserleitungen und PE-Schächten kostengünstige Alternativen zu den sonst üblichen Materialien auf den Markt brachte. So wurden zum Beispiel PEHD-Schächte im Zuge der Deponieverfüllung mit hochgezogen und haben mittlerweile Höhen von 40 Meter und mehr erreicht.

PEHD-Rohrleitungen liegen mittlerweile auch unter mehr als 40 m Müllüberdeckung. Angesichts der relativ hohen Temperaturen in Reaktordeponien und der hohen Überdeckungen haben sich im Laufe der Jahre auch Schäden an PE-Schächten und -Rohren eingestellt (siehe Abbildung 1 und Abbildung 2).



Abbildung 1: Sanierung eines eingedrückten PEHD-Schachtes mittels Stahlhülsen

Fehler! Es ist nicht möglich, durch die Bearbeitung von Feldfunktionen Objekte zu erstellen.

Abbildung 2: Beschädigung eines PEHD-Rohres in Folge der zu hohen Auflast

ECOSOIL (früher HOCHTIEF-Umwelt) hat sich seit mehr als 15 Jahren mit den Schäden und Problemen bei der Sanierung von Deponie-Sickerwasseranlagen beschäftigt und sich auf ungewöhnliche Lösungen spezialisiert.

3.2 Verfahren zur Schadensbehebung

Am Anfang jeder Schadensbehebung steht die Vorerkundung, die Festlegung des Ist-Zustandes, die Suche nach verfügbaren Planunterlagen, Aufzeichnungen, Abrechnungsskizzen und Befragung von Zeitzeugen.

Fehlende oder unvollständige Bestandspläne und unzureichende Dokumentationen aus der Vergangenheit führen oftmals zu Problemen in der Ausführungsphase, weil man unvorgesehene Situationen antrifft. Deshalb ist es um so wichtiger, dass der AG in die Vorerkundungsphase investiert und damit sein Baugrundrisiko minimiert. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die zurzeit gebräuchlichsten Sanierungsverfahren zur Schadensbehebung gegeben. Auf die einzelnen Verfahren soll hier nicht näher eingegangen werden. Die genannte Reihenfolge entspricht keinerlei Wertung. Die Aufzählung erhebt nicht den Anspruch auf Vollständigkeit.

3.2.1 Partliner

Für kleinere Schadensfälle, zum Beispiel für die Überbrückung von Rissen ohne Verformung des Medienrohres werden gerne Partliner eingesetzt.

Fehler! Es ist nicht möglich, durch die Bearbeitung von Feldfunktionen Objekte zu erstellen.

Abbildung 3: Herausgespülter Partliner aus saniertem Rohr

3.2.2 Epoxidharz-getränkte Liner

Das Einziehen eines epoxidharz-getränkten Liners über die ganze Rohrlänge ist ein Verfahren bei intakten Rohren mit kleinen Undichtigkeiten.

Fehler! Es ist nicht möglich, durch die Bearbeitung von Feldfunktionen Objekte zu erstellen.

Abbildung 4: Beispiel eines Rohres, nicht für einen Epoxidharz-Liner geeignet

3.2.3 Inliner

Eine Schadensbehebung durch Einziehen eines Inliners stellt eine weitere Sanierungsmöglichkeit dar. Eine neue PE-HD Leitung wird über die gesamte Leitungslänge eingezogen. Voraussetzung für die Anwendbarkeit ist ein durchgängiges Altmedienrohr.

3.2.4 U-Liner

Der U-Liner besteht aus einem PE-HD-Rohr, das auf thermomechanischem Wege in eine den eigentlichen kreisrunden Querschnitt stark reduzierende Form (ein U) gebracht und anschließend aufgetrommelt wird. Durch diese Querschnittsreduzierung kann der U-Liner in das entsprechende Altrohr mit einem an einer Winde befestigten Zugseil relativ problemlos eingezogen werden. Hierdurch lassen sich relativ große Sanierungslängen erzielen. Anschließend wird die eingezogene Leitung mit einem Dampfdruckluftgemisch beschickt. Hierdurch expandiert das U-Liner-Rohr in seine ursprüngliche Form zurück, so dass es sich eng an die Wandung des Altrohres anlegt.

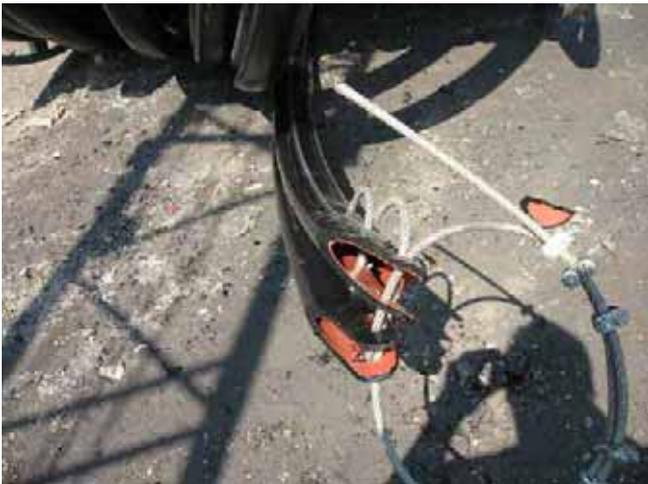


Abbildung 5: Vorgerichteter U-Liner am Zugseil

3.2.5 Edelstahlhülse

Die Edelstahlhülse bietet die Möglichkeit, an lokalen Stellen des Sickerwassersammelsystems Beschädigungen zu überbrücken. Die angelieferte und der Länge nach aufgetrennte Edelstahlhülse wird hierbei in das Altrohr geschoben, anschließend an der Schadstelle wieder aufgeweitet und in der Endposition arretiert.



Abbildung 6: Verbogene Edelstahlhülse

3.2.6 Berstlining

Die zurzeit am häufigsten angewandte Sanierungsmethode ist das so genannte Berstverfahren oder auch Berstlining.

Beim Berstlining wird das alte Medienrohr vom Berstkörper (je nach Material) vollständig zerstört und gleichzeitig ein neues Rohr eingezogen. Bei der Sanierung von Depo- niesickerwasserleitungen werden in der Regel PE-HD-Rohre, eingezogen. Der Durchmesser der neuen Leitung kann größer als die verdrängte Altleitung sein. Die Haltungen sind anschließend dauerhaft über den gesamten Verlauf saniert und sind problemlos in vollem Umfang spül- und kamerabefahrbar.

4 Ungewöhnliche Beispiele aus der Praxis

4.1 Deponie Nord, Großhöflein, Österreich (AG: BMV)

4.1.1 Problemstellung

Auf oben genannter Deponie war die Sickerwasserentwässerungsanlage aufgrund von Einstürzen nicht mehr funktionsfähig, so dass bereits in Teilbereichen die Entwässerung nur noch durch Abpumpen und oberirdisches Abführen des Sickerwassers gewährleistet werden konnte. Die Wartung und Kontrolle der Entwässerungsanlage konnte aufgrund der fehlenden Zugangsmöglichkeiten zur Sickerwasseranlage gar nicht erfolgen. Eine Verbindung zwischen dem nördlichen und dem südlichen Verfüllabschnitt fehlte komplett.

4.1.2 Durchführung der Sanierung

Der AG hat sich im Rahmen der Vorerkundung dazu entschlossen, eine umfassende Datenerhebung durchzuführen, um bei der späteren Sanierung keine unerwarteten Komplikationen zu erfahren. Die hierbei erstellten Baugruben konnten zu hundert Prozent in die eigentliche Sanierung eingebunden werden. Es wurden hauptsächlich folgende Arbeiten ausgeführt:

1. Erstellung von zwei Kontrollbauwerken an Knotenpunkten des Entwässerungssystems aus PEHD-ummantelten Stahlbetonfertigteilen
2. Erstellung von elf Wartungsbauwerken durch Verlängerung der Sauger bis an die Oberfläche zur Spülbarmachung
3. Erstellung eines etwa 30 Meter langen Verbindungsrohres zwischen dem oberen und unteren Entwässerungssystem mittels eines verbaulosen Grabens, etwa 20 Meter tief
4. Diverse Berstarbeiten (ca. 350 Meter) in verschiedenen Teilstücken und Dimensionen
5. Sanierung des alten Hauptsammlers unter der Deponiebasis mittels eines etwa 170 Meter langen U-Liners

4.1.3 Ungewöhnliche Lösungen

Zu 2.: Eine spezielle Konstruktion aus PE-HD Rohren ermöglichte die Einsparung von 11 weiteren Kontrollschächten. Diese Spülbauwerke ermöglichen von der Oberfläche aus das Spülen der seitlichen, auf der Basisabdichtung verlegten Saugerleitungen und das Abführen des Sickerwassers in den unter der Basisabdichtung liegenden Sammler.

Zu 3. Eine besondere Herausforderung stellte die Ausarbeitung eines Sondervorschlages für die fehlende Verbindung zwischen dem nördlichen und südlichen Deponieabschnitt dar. Diese Verbindung war erforderlich um in Zukunft das Sickerwasser im freien Gefälle abfließen lassen zu können.

Ein spezielles mit dem Planer, dem örtlichen Arbeitssicherheitsinspektor und dem AG ausgearbeitetes und mit dem Regierungsvertreter abgestimmtes Arbeitssicherheitskonzept ermöglichte die Herstellung eines 30 Meter langen und 20 Meter tiefen unverbauten Grabens. Auf der vorverdichteten Basisabdichtung wurde innerhalb dieses Grabens eine teilgelochte PE-HD Leitung mit einem Gefälle von 2 bis 4% verlegt. Eine ca. 2 Meter mächtige Kiesschüttung um und über der Leitung bildete eine sehr gute Bettung für die neue Leitung.

Durch diese innovativen Lösungen wurden dem Auftraggeber Kosten in Höhe von mehr als 400.000,- Euro erspart.

4.2 Kreismülldeponie Wörth, Wörth am Main (AG: LRA Miltenberg)

4.2.1 Problemstellung

Im Rahmen der Oberflächenabdichtung der ehemaligen Kreismülldeponie musste die Entwässerung, insbesondere die Ableitung im Tiefpunkt und Zufuhr zur Pumpstation, auch nach der endgültigen Abdichtung sichergestellt werden. Aus diesem Grund entschloss sich der AG, diesen Bereich mittels einer groß dimensionierten Baugrube zu erschließen und instand zu setzen.

4.2.2 Durchführung der Sanierung

Die Baugrube, die mittels Spritzbetontechnik gesichert wurde, war seitens des Planers großzügig auf einen Durchmesser von 5 m dimensioniert worden. Grund hierfür war, dass der alte, stark deformierte und nicht mehr begehbare Kontrollschacht durch einen größeren PE-HD-ummantelten Stahlbetonschacht ersetzt werden sollte. Im Verlauf der Arbeiten stellte sich allerdings heraus, dass die Lage des Übergangsbereiches von der Basisabdichtung in die Böschungsdurchdringung nicht mit der Lage des alten Kontrollschacht übereinstimmte. Aus diesem Grund entschloss man sich, eine zweite Baugrube in einem Achsabstand von fünfzehn Metern neben der bereits erstellten Baugrube abzuteufen. Hier stellte man wiederum fest, dass die ursprünglich geplante Böschungsdurchdringung dort auch nicht vorhanden war. Daraufhin entschloss man sich, beide Baugruben miteinander zu verbinden, um diesen Übergangsbereich fachgerecht wiederherstellen zu können. Somit beliefen sich die Aufgaben während der Sanierung auf folgende:

- Abteufen von drei Baugruben unterschiedlicher Durchmesser
- Wiederherstellung der Böschungsdurchdringung innerhalb der Baugrube
- Bau eines Kontrollschachtes mit entsprechenden Anschlüssen für die spätere Wartung und Kontrolle
- Abdichtung der Ablaufleitung zur Pumpstation mittels eines Epoxidharzgetränkten Liners



Abbildung 7: Endgültige Geometrie der erstellten Baugruben für die Sanierung

4.2.3 Ungewöhnliche Lösung

Wie auf dem letzten Bild unschwer zu erkennen, ist die endgültige Geometrie der drei miteinander verbundenen Baugruben sehr ungewöhnlich.

Alternativ zu dieser außergewöhnlichen Geometrie hätten die beiden bestehenden Bohrungen wieder verfüllt und mit einer neuen erheblich größeren Spritzbetonbaugrube überbohrt werden müssen.

Wie oben bereits erwähnt, haben sich durch die immer wieder geänderten Randbedingungen und neu zu erstellenden Baugruben Umplanungen und somit auch Mehrkosten ergeben. Aber letztendlich wurden dem AG durch die ungewöhnliche Lösung weitere Mehrkosten erspart. Festzuhalten bleibt hierbei, dass eine Vorerkundung in diesem Rahmen so nicht möglich gewesen ist, d.h. die eigentliche Vorerkundung belief sich hierbei auf Auswertung alter Bestandsunterlagen. Das Abteufen und genaue Erkunden der Verhältnisse durch Baugruben wurde hierbei nicht verfolgt. Die eigentliche Schadensbehebung gestaltete sich, nachdem die Aufgabenstellung klar war, als relativ einfach und unkompliziert. Auch die Sanierung der Ablaufleitung mittels eines Liners stellte keine größeren Probleme dar und war in diesem Fall die richtige Wahl, da in diesem Bereich nicht mehr mit größeren Setzungen zu rechnen ist.

4.3 Deponie Uttigen, Uttigen, Schweiz (AG: AVAG)

4.3.1 Problemstellung

Auf der Deponie Uttigen laufen die Sickerwassersammler sternförmig in zentrale Pumpschächte zusammen. Diese monolithischen PE-HD-Schächte wurden Anfang der 90er Jahre installiert und im Laufe der Jahre mit der Müllverfüllung hochgebaut.

Die sieben Zentimeter starke Hohlprofil-Schachtwandung bei nur 1,40 Meter lichtem Durchmesser des zentralen Pumpschachtes, heute 42 Meter tief, war auf fünf Ebenen teilweise komplett zusammengebrochen. Das im Schacht eingebaute Pumpgestänge der Schneckenpumpe konnte nicht mehr zu Wartungszwecken gezogen werden. Bei einem Versagen der Pumpe wäre somit das Abpumpen des Sickerwassers nicht mehr gewährleistet gewesen.

Ziel der Sanierung war es, den vorhandenen Schacht mit möglichst geringem Kostenaufwand wiederherzustellen und die Funktionsfähigkeit für die nächsten fünf bis acht Jahre sicherzustellen. Ein Austausch des Schachtes kam aus Kostengründen nicht in Frage. Mehrere Ausschreibungen zeigten, dass die Vorstellungen über die Sanierungskosten zwischen AG und den an der Ausschreibung teilnehmenden Firmen um das Neunfache auseinander gingen. Die Ausschreibungen wurden alle wieder aufgehoben.



Abbildung 8: Erste Einbruchstelle in zwölf Metern Tiefe

4.3.2 Ungewöhnliche Lösung

Das abschließende Beispiel zeigt wiederum eine ungewöhnliche Lösung, denn die diversen hierzu durchgeführten Ausschreibungen waren allesamt nicht zielführend. Letztendlich wurden die Arbeiten freihändig vergeben und zum größten Teil im Stundenlohn durchgeführt. Es zeigt sich somit deutlich, dass auch bei Bauwerken, die nicht im eigentlichen Sinne ein Sickerwasserentwässerungssystem repräsentieren, jedoch im Entwässerungssystem eine zentrale Rolle spielen (wie hier der sanierte Pumpschacht), Schadensbehebungen durchzuführen sind, die nicht ohne Weiteres einfach zu planen und mit gängigen Sanierungsverfahren durchzuführen sind.

Die Sanierung wurde im einzelnen wie folgt durchgeführt:

- Verpressen des Kiesmantels um die Schadstellen herum mit Zementschlämme
- Sukzessives Freischneiden der Schadstellen von oben nach unten und Wiederherstellen des Querschnittes
- Einbau von 50 Zentimeter hohen Stahlhülsen an den Schadstellen, teilweise mehrere übereinander
- Reinigen des Schachtes und zusätzliches Sichern der ankommenden Sickerwasserleitungen

Selbstverständlich sind die einzelnen Arbeitsschritte die zum Sanierungsziel geführt haben, nichts außergewöhnliches. Vielmehr ist es die Art, wie in diesem extrem engen und bis an die 50°C heißen Schacht gearbeitet wurde. Die extrem hohen Ansprüche an die Arbeitssicherheit, die Entwicklung eines mehrstöckigen Arbeitskorbes der es den Arbeitern ermöglichte sitzend auch unter dem Korb zu arbeiten, schnelles Reagieren der ausführenden Firma auf täglich neu auftretende ungewöhnliche Situationen und nicht zuletzt der Mut des Auftraggebers die Arbeiten im Stundenlohn durchführen zu lassen, machten diesen Auftrag zu einer ungewöhnlichen Lösung, die am Ende zielführend war.

5 Ergebnisse

Anhand der oben genannten Beispiele, die noch beliebig ergänzt und fortgeführt werden könnten, zeigt sich der große und zum Teil auch sehr diffizile Sanierungsbedarf auf Deponiestandorten im In- und Ausland. Es gibt für den einzelnen Deponiebetreiber kein Patentrezept für die Sanierung an sich, jedoch kann man durch ausführliche Vorplanung, Vorerkundung und auch durch das Einbinden von geeigneten Fachfirmen und erfahrenen Planern zu Lösungen kommen, die eine hohe Kostensicherheit versprechen.

Welche konkreten Sanierungsmethoden zur Anwendung kommen können, kann nicht pauschal beantwortet werden, da sich jede Deponie und deren Gegebenheiten (Geologie, Art und Zusammensetzung des eingelagerten Mülls, Ausführung und Bau der Alt-Sickerwasserentwässerungsanlagen, Stand der Technik zum Zeitpunkt des Baus, etc.) grundsätzlich von einander unterscheiden.

Aus Sicht einer ausführenden Firma kann nach Ansicht der Autoren nur immer wieder betont werden, dass die Vorerkundung und die Erfahrung des Planers und der ausführenden Firma das A und O von erfolgreichen Sanierungsmaßnahmen darstellen.

Anschriften der Verfasser

Stephan Eickhoff

ECOSOIL Süd GmbH

Gutenbergstr. 28

D-89073 Ulm

Telefon +49 731 979 82-0

Email: stephan.eickhoff@ecosoil.de

Website: www.ecosoil.de

Dipl.-Ing.(FH) Oliver Brumund

ECOSOIL Süd GmbH

Echterdingerstr. 57

D-70794 Filderstadt-Bernhausen

Telefon +49 711 469 056-0

Email: oliver.brumund@ecosoil.de

Website: www.ecosoil.de

Weiterentwicklung der Deammonifikation am Beispiel einer großtechnischen Anlage

Volker Rekers, Uwe Walter, Martin Denecke, Ivonne Görtz

LAMBDA Gesellschaft für Gastechnik mbH, Wuppertal

Further development of the deammonification on the example of an industrial plant

Abstract

Is it possible to reliably observe the limit values for direct dischargers (Annex 51 AbwV) with a combination of biological deammonification and a downstream adsorption on activated carbon with strongly nitrogenous waste water?

The deammonification is a theoretical well-known process to decrease the nitrogen load cost-efficiently. Though, there has been only few experience with this process in practise. The fact, that 10 % of the incoming nitrogen remain as nitrate in the effluent in course of a pure deammonification is being regarded as a problem. With influent nitrogen-concentrations >600 mg N/l it would be difficult to observe the regulations for direct discharging securely. So can the required operational reliability be assured by integrating the deammonification?

The operators of a leachate treatment plant in Gelsenkirchen chanced the balancing act and obtained results which contradict to the present findings.

The objective was to maintain the limit concentrations of <2 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$, <70 mg/l N_{tot} und <200 mg/l CSB in the outlet by implementation of the deammonification into a biological step with a following adsorption on activated carbon. It is common that in the effluent of adsorption steps on activated carbon with nitrate in the influent nitrite can appear due to decomposition of the nitrate.

It was possible to make a virtue out of necessity by operating the whole treatment plant unconventionally and establishing a biological nitrogen elimination even on the activated carbon, which not only makes it possible to observe the limit concentrations of nitrite reliably, but also to degrade ammonia and nitrate.

Zusammenfassung

Ist es möglich mit einer Kombination aus biologischer Deammonifikation und nachgeschalteter Aktivkohle die Direkteinleitergrenzwerte (Anhang 51 AbwV) bei stark stickstoffhaltigen Wässern sicher einzuhalten?

Die Deammonifikation ist ein in der Abwassertechnik theoretisch bekanntes Verfahren, um kostengünstig die Stickstofffracht zu verringern. In der Praxis gibt es aber noch wenig Erfahrung mit diesem Verfahrensmodell. Als problematisch wird häufig die Tatsache angesehen, dass im Zuge einer reinen Deammonifikation 10 % des zugeführten Stickstoffs als Nitrat übrigbleiben; somit wird es bei Zulaufkonzentrationen >600 mg N/l schwierig, die

Direkteinleitungsverordnung sicher einzuhalten. Kann also durch die Integration einer Deammonifikation die erforderliche Betriebssicherheit gewährleistet werden?

Die Betreiber einer Sickerwasserreinigungsanlage in Gelsenkirchen haben den Spagat gewagt und Ergebnisse erzielt, die der allgemeinen Lesart widersprechen.

Die Aufgabe bestand darin, unter Einbeziehung der Deammonifikation selbst nach einer Biologie mit anschließender Aktivkohleadsorption die Einlaufgrenzwerte von <2 mg/l Nitritstickstoff, <70 mg/l Gesamtstickstoff und <200 mg/l CSB einzuhalten. Gerade bei Aktivkohleadsorptionsstufen mit Nitrat im Zulauf kann es bekanntlich durch einen biologischen Nitratabbau zu höheren Nitritwerten im Ablauf kommen.

Es konnte aus dem Problem eine Tugend gemacht werden, indem durch unkonventionelle Steuerung der Gesamtanlage eine biologische N-Elimination auch auf der Aktivkohle etabliert wurde, durch die nicht nur der Nitritgrenzwert sicher eingehalten wird, sondern zusätzlich noch Ammonium und Nitrat abgebaut werden.

Keywords

Direkteinleiter, Nitritgrenzwert, Gesamtstickstoff, Aktivkohle, Planctomyceten, Verlagerung, Kohlenstoffzugabe, Granula

1 Einleitung

Stand der Technik in der biologischen Abwassereinigung ist die Kombination Denitrifikation und Nitrifikation. Ist im Abwasser nicht genug biologisch abbaubarer Kohlenstoff vorhanden, wird eine externe Kohlenstoffquelle zugeführt. Ein gutes Beispiel hierfür sind die Sickerwasserreinigungsanlagen auf Mülldeponien aber auch Prozesswasseranlagen auf Kläranlagen. Beide haben in der Regel ein ungünstiges C/N-Verhältnis. In der Klärtechnik setzt man für eine ungestörte Denitrifikation einem Wert von $0,15$ kg N/kg C an. (ATV DVWK-A 131). Sollte dieser Wert höher sein, geht man davon aus, dass die Denitrifikation nur unvollständig abläuft. Bei einer Deammonifikation hingegen wird bekanntlich im Idealfall gar kein organischer Kohlenstoff benötigt. Die grundlegenden Vorteile der Deammonifikation wurden bereits an anderer Stelle beschrieben (Denecke et al. 2006). Die Stöchiometrie der Deammonifikation zeigt, dass immer ein geringer Teil des umgesetzten Stickstoffes als Nitrat aus der Reaktion hervorgeht. Durch die Produktion von Nitrat bleibt der Stickstoffabbau des Prozesses theoretisch unter 90 %.

2 Anlagenbeschreibung

Die eigentliche biologische Stufe der Sickerwasserbehandlungsanlage Gelsenkirchen besteht aus 4 Behältern a 165 m³, wobei der erste Behälter überströmt wird. Eine Ultrafiltration (ca. 370 m²) trennt die Biomasse sicher vom Wasser, was dafür sorgt, dass ein theoretisch unendliches Schlammalter erreicht werden kann. Ein Permeatspeicher sorgt für eine Pufferung zwischen der Ultrafiltration und der nachfolgenden Aktivkohle.

Aus dem Permeatspeicher werden 9 Aktivkohlebehälter mit einem Fassungsvermögen von insgesamt ca. 90 t Kohle beschickt. Die Kohlebehälter verteilen sich auf eine Sechser- und eine Dreierreihe, die parallel betrieben werden. Das System wird im fortlaufenden Wechsel betrieben.

Weiterer Bestandteil des ursprünglichen Konzeptes war eine nachgeschaltete biologische Stufe zum Abbau des in der Aktivkohle entstehenden Nitrits.

3 Ergebnisse

Die Zugabe von Kohlenstoff (in diesem Fall Methanol) konnte über einen Zeitraum von 8 Jahren bei konstanter Stickstoffelimination von 2,1 kg Methanol/kg N auf einen Wert von 0 gesenkt werden (in den letzten 9 Monaten).

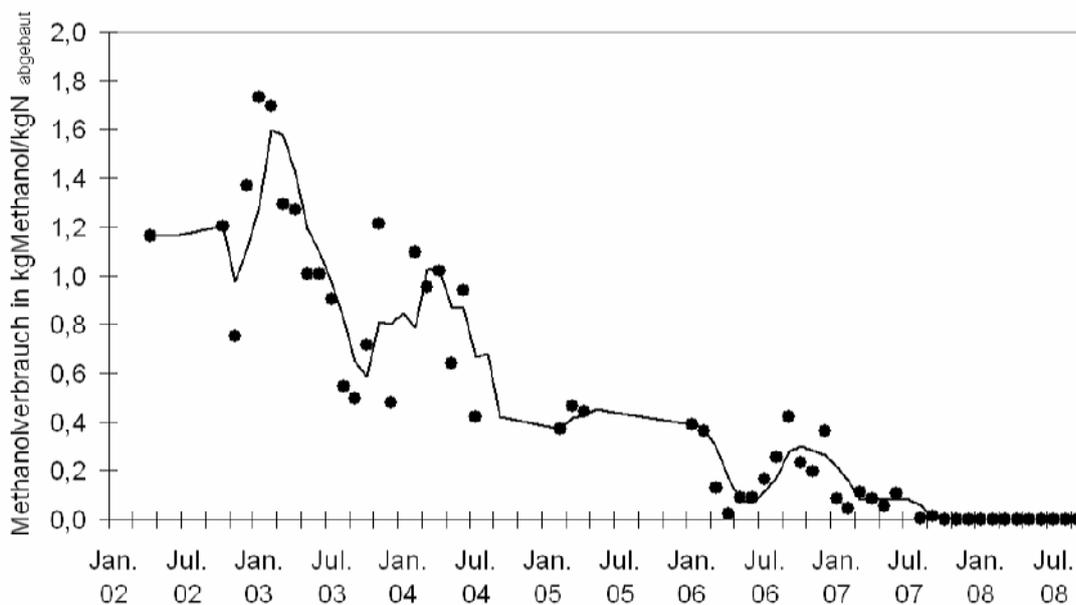


Abbildung 1: monatlicher Methanolverbrauch der ZDE 2002 bis 2008

In der Folge verringerte sich die Produktion von Überschussschlamm um mehr als 40 %, was zum einen auf das langsame Wachstum der Planctomyceten und zum anderen auf eine deutlich reduzierte Vermehrung heterotropher Bakterien zurückzuführen ist. Der Sauerstoffeintrag ging im selben Zeitraum um etwa 50 % zurück.

Da der Nitritwert von <2 mg/l im Gesamtablauf in der Anfangsphase nicht eingehalten werden konnte, musste eine kostengünstige Alternative zur „Nachbiologie“ etabliert werden. Im ersten Schritt wurde der Abbau des Nitrits schwerpunktmäßig auf die Aktivkohle-adsorptionsstufe verschoben. Hierbei halfen die Erfahrungen aus dem Betrieb einer anderen Sickerwasserbehandlungsanlage (Fröndenberg). So konnte nach gezieltem Animpfen

der Adsorber ein sicheres Einhalten der Grenzwerte erreicht werden. Zudem wurde gezeigt, dass es nicht zu einer Zunahme des Nitrats im Ablauf kommt, sondern zu einer erheblichen Reduzierung.

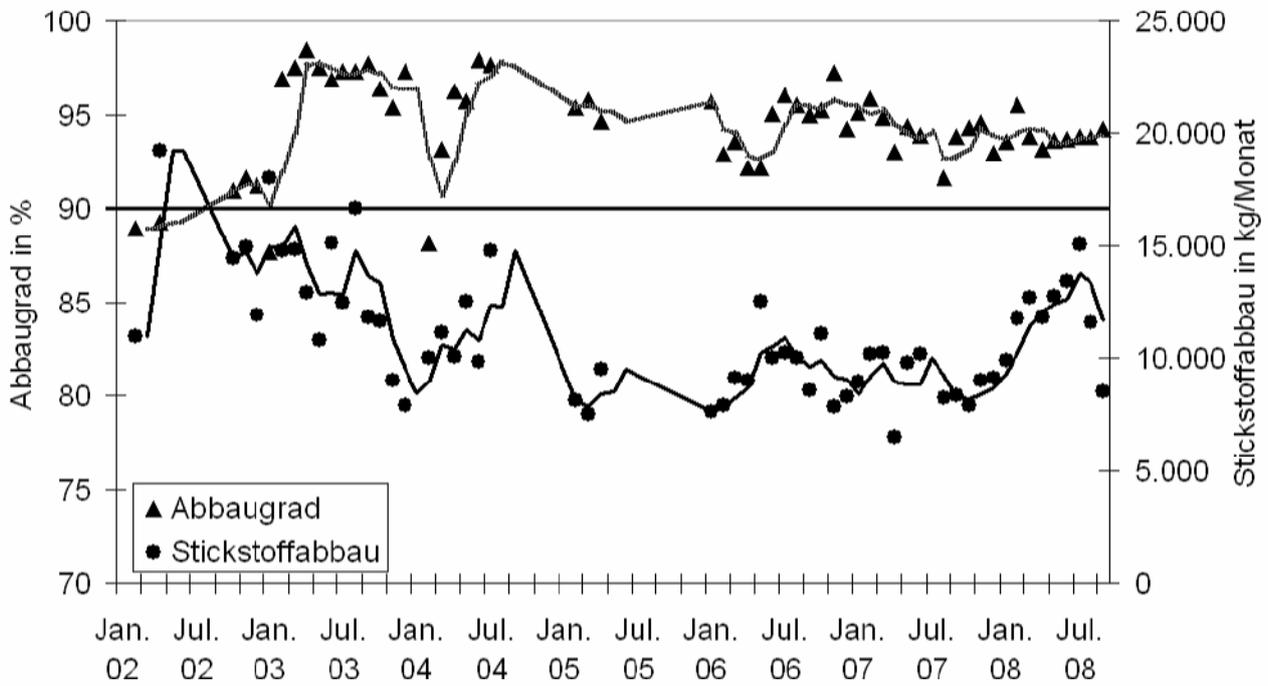


Abbildung 2: **absoluter und prozentualer Stickstoffabbau der ZDE 2002 bis 2008**

Parallel zur großtechnischen Anlage wurden Versuchsreaktoren betrieben, um die Ergebnisse der Großanlage absichern zu können (Görtz, persönliche Mitteilung).

Die befürchtete Verblockung der Aktivkohle ist sowohl im Versuchsreaktor als auch in der Großanlage ausgeblieben. Wenn es zu einem erhöhten Druckverlust gekommen ist, konnte dieser durch Rückspülen ohne Probleme behoben werden.

Auch bei „normalen“ Aktivkohleanlagen ist es üblich, Rückspülungen vorzunehmen; deshalb ist ein Zusammenhang von Planctomycetenbewuchs und Druckerhöhung nicht zwingend gegeben. Der Aktivkohleverbrauch hat sich nach der Umstellung der Anlage nicht erhöht; es konnte vielmehr eine gegenläufige Tendenz festgestellt werden. Die immobilisierten Bakterien sind in ihrer speziellen Zusammensetzung offensichtlich in der Lage, den CSB zu reduzieren. Auf welcher Weise die Reduzierung realisiert wird ist noch nicht eindeutig geklärt. Dass die Bakterien die Aktivkohle in ihrer Funktion nicht einschränken, ist durch das Größenverhältnis zwischen Bakterienansammlung- und Korngröße der Aktivkohle zu erklären. Die Bakterien bilden keinen Biofilm aus, der um die Aktivkohlekörner

herum wächst, sondern kleine Kolonien (Granulen), die zwischen den einzelnen Körnern ihren Lebensraum finden. Diese Granulen sind mit bloßem Auge zu erkennen. Bei mikroskopischen Aufnahmen ist sichtbar geworden, dass in den Granulen „Tunnelsysteme“ existieren. Hierdurch ist eine vergrößerte Kontaktfläche mit dem Wasser gewährleistet. Die Standzeiten der Aktivkohle betragen in der Praxis zwischen 9 und 16 Wochen bei einer Fracht von ca. 384 kgCSB/d.



Abbildung 3: Probe aus einem Aktivkohleabsorber bei 20-facher Vergrößerung

Auf die Einhaltung des AOX-Grenzwertes soll der Vollständigkeit halber hingewiesen werden; die vorliegenden Konzentrationen sind aber - wie bei diesen geringen CSB-Werten nicht anders zu erwarten - irrelevant.

Die unterschiedlichen Angaben in der Literatur zur Hemmung der Deammonifikation durch Nitrit liegen in der Natur der Sache. Am häufigsten findet man für eine vollständige Hemmung Werte um 100 mg/l $\text{NO}_2\text{-N}$ (Strous et al. 1999). Man kann aber davon ausgehen, dass es in der Praxis unterschiedlich angepasste Bakterienpopulationen gibt. Hier zeigt sich, dass man Geduld haben muss, um die richtige Population für seinen speziellen Anwendungsfall etabliert zu wissen. Es sollte berücksichtigt werden, dass für optimale Ergebnisse eine gewissenhafte Pflege der Bakterien erforderlich ist. Bakterien sind zwar im Gegensatz zur landläufigen Meinung sehr robust, es gibt aber einige Faktoren, die insbe-

sondere Planctomyceten überhaupt nicht mögen. Sauerstoff zum Beispiel sollte man sehr behutsam einsetzen. Das Motto „viel hilft viel“ ist hier fehl am Platze.

Für die Stickstoffeliminierung an der Aktivkohle wird ein Raumumsatz von mehr als $5 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ erreicht. Die Ablaufwerte sind bei „normaler“ Betriebsweise sehr konstant. Bei einem Kohlewechsel und der damit einhergehenden Änderung der Anströmungsreihenfolge ist den Bakterien ein wenig Zeit zu gönnen, bis sie ihre volle Abbauleistung wieder erreichen. Hier handelt es sich aber nicht um Wochen, sondern um Stunden.

Die Besonderheit der hier beschriebenen Kombination Deammonifikation/Aktivkohle liegt also darin, dass **beide** Verfahrensschritte im Wechselspiel zur effektiven Elimination von Stickstoff **und** CSB beitragen.

Im weiteren Verlauf der Prozessoptimierung wurde der Abbau sowohl von Nitrit als auch von Nitrat immer weiter auf die Seite der ursprünglichen biologischen Stufe verlagert. Auf der Anlage in Gelsenkirchen konnten die Prozessparameter so eingestellt bzw. die Biomasse so „erzogen“ werden, dass weder für Nitrat noch für Nitrit im Ablauf der Ultrafiltration der Grenzwert für Direktleiter überschritten wurde ($N_{\text{ges.}} < 70 \text{ mg/l}$). Somit konnte gezeigt werden, dass ein weitergehender N-Abbau via Deammonifikation prinzipiell auch in „einem“ System durchführbar ist.

Dieses führte aber in anderen Anlagenteilen zu ungewollten Nebenerscheinungen, weshalb man aktuell wieder auf die bewährte Fahrweise des Stickstoffabbaus auf der Aktivkohle zurückgegriffen hat.

4 Zusammenfassung

In der Praxis wurde gezeigt, dass es möglich ist, deammonifizierende Bakterienpopulationen in Aktivkohleadsorbern anzusiedeln, ohne die Adsorptionsleistung bezogen auf die einleitungsrelevanten Parameter negativ zu beeinflussen. Entsprechende Bilanzierungen im Labormaßstab zeigten vielmehr eine weitergehende Entnahme von CSB. Selbst das Nitrat wird auf der Aktivkohle abgebaut. Auf welchem Wege dies geschieht, wird derzeit näher untersucht. Es scheint naheliegend, hier denitrifizierende Prozesse zu postulieren. Man bedenke aber, dass vor 20 Jahren ein Stickstoffabbau durch Deammonifikation auch nur Theorie gewesen ist; heute ist es großtechnischer Alltag.



Abbildung 4: Schnitt durch Granulum bei 50-facher Vergrößerung

5 Literatur

- ATV-DVWK-A 131 2000 Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen. Mai 2000, ISBN 3-933707-41-2
- Abwasserverordnung (AbwV) vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S.1108, 2625), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 19. Oktober 2007 (BGBl. I S.2461)
- DENECKE, M.; 2006 In: Praxistagung Deponie 2006. Hrsg. M. Kühle-Weidemeier, REKERS, V.; WALTER, U. Cuvillier Verlag Göttingen, 1. Aufl., S. 287-296, ISBN 3-86727-064-3
- STROUS, M.; 1999 Key physiological parameters of anaerobic ammonium oxidation. Applied Microbiology and Biotechnology, 65: 3248-50. In: Dapena-Mora, A.; Fernández, I.; Campos, J. L.; Mosquera-Corral, A.; Méndez, R.; Jetten, M. S. M. (2006): Evaluation of activity and inhibition effects on Anammox process by batch tests based on the nitrogen gas production. Enzyme and Microbial Technology, doi: 10.1016/j.enzmictec.2006.06.018

Anschrift des Verfassers

Volker Rekers
 LAMBDA Gesellschaft für Gastechnik mbH
 Ludwig-Richter-Straße 6
 D-42329 Wuppertal
 Telefon +49 202 9739-0
 Email: info@lambda.de
 Website: www.lambda.de

Bemessung von mineralischen Dichtungsschichten aus hydromechanischer Sicht

Oliver Kemmesies und Wolfgang Behrens

KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH, Gunzenhausen

TD Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Ballerstedt

Design of mineral sealing layers based on hydromechanical aspects

Abstract

Mineral layers as a part of surface sealing systems in landfills must not dry out to prevent cracks. The design of such layers needs the accurate prediction of climatical impacts as boundary conditions as well as the prediction water pressure and water content inside the elements of such a sealing system. The simulation of the water flux in the unsaturated zone based on RICHARDS-equation is a convenient way to predict the occurrence of cracks in the layers. Measured water pressure, water content and also boundary fluxes are needed to calibrate such models and identify the underlying parameters. The application of such a procedure is shown the test site Rothenbach using the simulation model SiWAPRO DSS and a time series ranging from 2001 to 2005

Zusammenfassung

Die Gewährleistung der Austrocknungssicherheit mineralischer Dichtungsschichten erfordert die Prognose extremer klimatischer Ereignisse als Randbedingungen sowie deren Auswirkungen im Dichtungselement. Der Sicherheitsgrad der Dimensionierung von Bauwerken steigt, je berechenbarer der verwendete Baustoff ist. Die gestellten Anforderungen an solche Dichtungssysteme können dabei oft nur durch Baustoffe mit festgelegter Rezeptur geleistet werden. Die Prognose des Eintretens von Trockenrissen wird dann möglich, wenn Wasserspannungsdaten aus Testfelduntersuchung mit den Wasserentzugsfunktionen der numerischen Simulationsprogramme des Wasserhaushaltes erfolgreich kalibriert werden können. Denn dann wird eine Berechnung der in der Dichtung vorhandenen Wassergehalte als Bemessungspotenzial möglich. Die dabei anzuwendende Vorgehensweise soll anhand der Daten des von 2001 bis 2005 betriebenen Testfeldes auf der Deponie Rothenbach (NRW) bei Verwendung des Dichtungsmaterials Trisoplast demonstriert werden. Mit dem Programm SiWAPRO DSS wurden dabei langjährige Wasserhaushaltsuntersuchungen mit einer Auflösung in Tagesschritten durchgeführt, die es gestatten kritische Zustände hinsichtlich Austrocknung und Rißverhalten zu identifizieren.

Keywords

Deponieabdeckung, Wasserhaushalt, Austrocknung, Prognose, Rissverhalten, Trisoplast

landfill cover, water balance, drying behavior, crack prediction, Trisoplast

1 Einleitung

Auf der Deponie Rothenbach (NRW) wurde ein Testfeld zur Untersuchung einer mineralischen Dichtung aus Trisoplast aufgebaut. Im Zeitraum vom 09.08.2001 bis 18.10.2005 wurden u. a. zeitlich hochauflösend in einem Teilfeld die Wasserdruckhöhen (h_p) in allen wasserhaushaltlich relevanten Schichten des Dichtungssystems gemessen.

Unter Verwendung der vorliegenden Messergebnisse soll das wasserhaushaltliche Verhalten des Oberflächensicherungssystems auf dem Testfeld Rothenbach modelliert werden, um Grundlagen für eine Berechnung der in der Dichtung vorhandenen Wassergehalte bzw. Wasserspannungen als prognostiziertes Bemessungspotenzial für beliebige weitere Standorte zu ermöglichen.

Da der Austrocknungsschutz einer mineralischen Dichtung vorrangig von der Wechselwirkung Rekultivierungsschicht/mineralische Dichtung gewährleistet wird (BEHRENS, 2006), muss die Rekultivierungsschicht einen hierfür gerade ausreichenden Bodenwasservorrat zur Verfügung stellen, um eine Überbeanspruchung infolge Austrocknung in der mineralischen Dichtung zu verhindern.

Der Arbeitskreis „Geotechnik der Deponiebauwerke“ der DGGT hat die Grundlagen zum Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungen in RAMKE et al. (2002) publiziert. Durch WITT und ZEH (2004) sowie ZEH und WITT (2006) erfolgte eine Zusammenfassung dieser Ergebnisse unter Berücksichtigung der gegenwärtigen Möglichkeiten einer ingenieurmäßigen Bemessung von mineralischen Dichtungen. Mit Bezug auf diese Erkenntnisse, sowie auf SCHANZ et al. (2004) und BEHRENS und NEUMANN (2002) wird damit erstmalig für das Dichtungsmaterial Trisoplast die rechnerische Prognose des Rissverhaltens infolge Austrocknung ermöglicht.

2 Testfeld Rothenbach

2.1 Aufbau des Testfeldes

Das komplette Testfeld auf der Deponie Rothenbach hat eine Länge von 70 m und eine Breite von 40 m. Es fällt nach Süden hin ab und hat im Böschungsschulterbereich eine mittlere Neigung von 1:6,5, im mittleren Teil von 1:5 und im unteren Teil von 1:3,5.

Das Oberflächensicherungssystem ist wie folgt aufgebaut:

- 100 cm Rekultivierungsschicht
- 0,5 cm Drainmatte (Secudrän)
- 7 cm Trisoplast
- 50 cm Auflager aus Müllverbrennungssasche (MVA)

Im oberen Böschungsschulterbereich ist ein Teilfeld mit Tensiometern zur Aufnahme der Wasserdruckhöhen bestückt. In dem Teilfeld sind insgesamt 9 Tensiometer in drei verschiedenen Schichten eingebaut. Jeweils 3 Tensiometer sind in der Rekultivierungsschicht, in der Trisoplastdichtung und in der Auflagerschicht angeordnet.

2.2 Messwerte

Im Zeitraum vom 08.08.01 bis 20.12.04 und vom 18.01.05 bis 18.10.05 wurden:

- ✓ Wasser- bzw. Saugspannung (Auflagerschicht, Trisoplast, Rekultivierungsschicht)
- ✓ Windgeschwindigkeit und -richtung
- ✓ Temperatur, rel. Luftfeuchtigkeit, Niederschlag und Verdunstung nach HAUDE

gemessen.

Die Abbildung 1 zeigt die Messwerte des Niederschlags (oben) sowie die Mittelwerte der Kapillardruckhöhen aus den Tensiometern in der Rekultivierungsschicht, in Trisoplast und im Auflager. Die Mittelwerte wurden dabei aus den je 3 Messwerten der Tensiometer gebildet.

In der Rekultivierungsschicht (2. Grafik von oben in Abbildung 1) ist sägezahnförmig ein saisonal bedingter Anstieg der Kapillardruckhöhe zu erkennen. Dieser ist vermutlich auf die Austrocknung der Rekultivierungsschicht zurückzuführen. Dieser saisonale Einfluss ist allein im Verlauf der Niederschlagshöhen nicht wieder zu erkennen.

Die beiden unteren Grafiken in Abbildung 1 zeigen keine bzw. nur noch eine geringe Beeinflussung durch die z.T. starke Austrocknung der Rekultivierungsschicht. Lediglich zu Beginn der Aufzeichnungen sind ausgeprägte ungesättigte Verhältnisse anzutreffen. Diese resultieren vermutlich aus dem Einbau. Danach steigen die Kapillardruckhöhen in Trisoplast und im Auflager an, bis nahezu gesättigte Verhältnisse erreicht werden.

Die Strömungsverhältnisse im Bereich des Auflagers (unterste/4. Grafik von oben in Abbildung 1) verbleiben dagegen stets im ungesättigten Bereich. Es ist dabei a priori

davon auszugehen, dass das Wasser, das die Rekultivierungsschicht durchströmt hat, auf Trisoplast lateral abströmt.

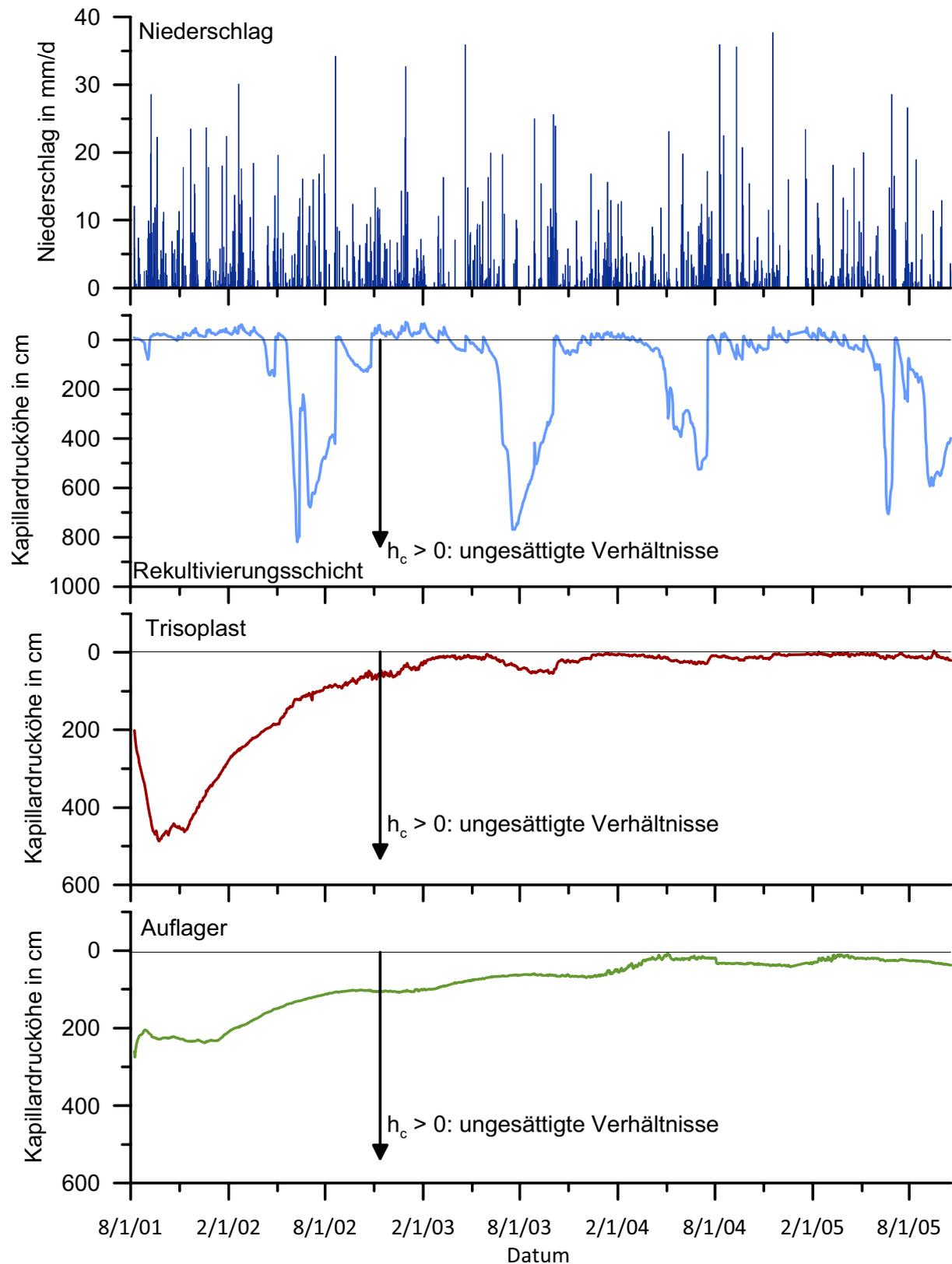


Abbildung 1 Gemessener Niederschlag und Mittelwerte der gemessenen Kapillardruckhöhen im Testfeld der Deponie Rothenbach

3 Modellierung

3.1 Programmsystem

Die numerischen Modellbetrachtungen werden mit Hilfe des Programms SiWAPRO DSS (KEMMESIES et al., 2007) durchgeführt. Die Nachbildung der Strömungsprozesse erfolgt im Programm auf der Grundlage der RICHARDS-Gleichung, die der Stofftransportprozesse auf der Grundlage der Advektions-Dispersions-Gleichung.

Parameterfunktionen der RICHARDS-Gleichung sind die hysteresis Retentionsfunktion $\theta(h_c)$ sowie die Funktion der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit $k(\theta)$.

3.2 Modellaufbau der Deponieabdichtung

3.2.1 Geometrie

Der geometrische Aufbau des Modells richtet sich nach den geometrischen Daten des Testfeldes. Die Schichthöhe der Dränmatte beträgt im Feld 0,5 cm. Diese Schichthöhe wurde im Modell auf 5 cm überhöht, da eine Modellschicht von nur 0,5 cm Höhe zu einer feineren Diskretisierung des Strömungsfeldes in diesem Bereich und damit zu einer deutlich höheren Anzahl an Berechnungsknoten zwingen würde. Die Erhöhung der Schichtmächtigkeit wurde durch eine Verringerung des Durchlässigkeitsbeiwertes dieser Schicht kompensiert.

3.2.2 Zulauf zum Teilfeld

Das Test- und auch das Teilfeld befinden sich an der Böschungsschulter der Deponie. Dadurch ist sichergestellt, dass es keine seitlichen Zuflüsse zum Teilfeld gibt. Ein Zufluss erfolgt nur durch versickerndes Regenwasser. Im Modell wird der Zufluss über eine atmosphärische Randbedingung berücksichtigt.

Als atmosphärische Randbedingung wird in SiWAPRO DSS der effektive Niederschlag, die potentielle Bodenevaporation und die potentielle Transpiration verwendet. Der gemessene Niederschlag wurde mit einem Faktor von 10% messfehlerkorrigiert. Die potentielle Bodenevaporation und die potentielle Transpiration wurden auf der Basis der gemessenen Temperatur und Luftfeuchtigkeit mit einem an der TU Dresden entwickelten Wettergenerator (NITSCH et al., 2007) berechnet (vgl. Abbildung 2). Die dafür fehlenden Werte zur Globalstrahlung wurden mit Werten der ca. 50 km östlich gelegenen Station Düsseldorf berechnet.

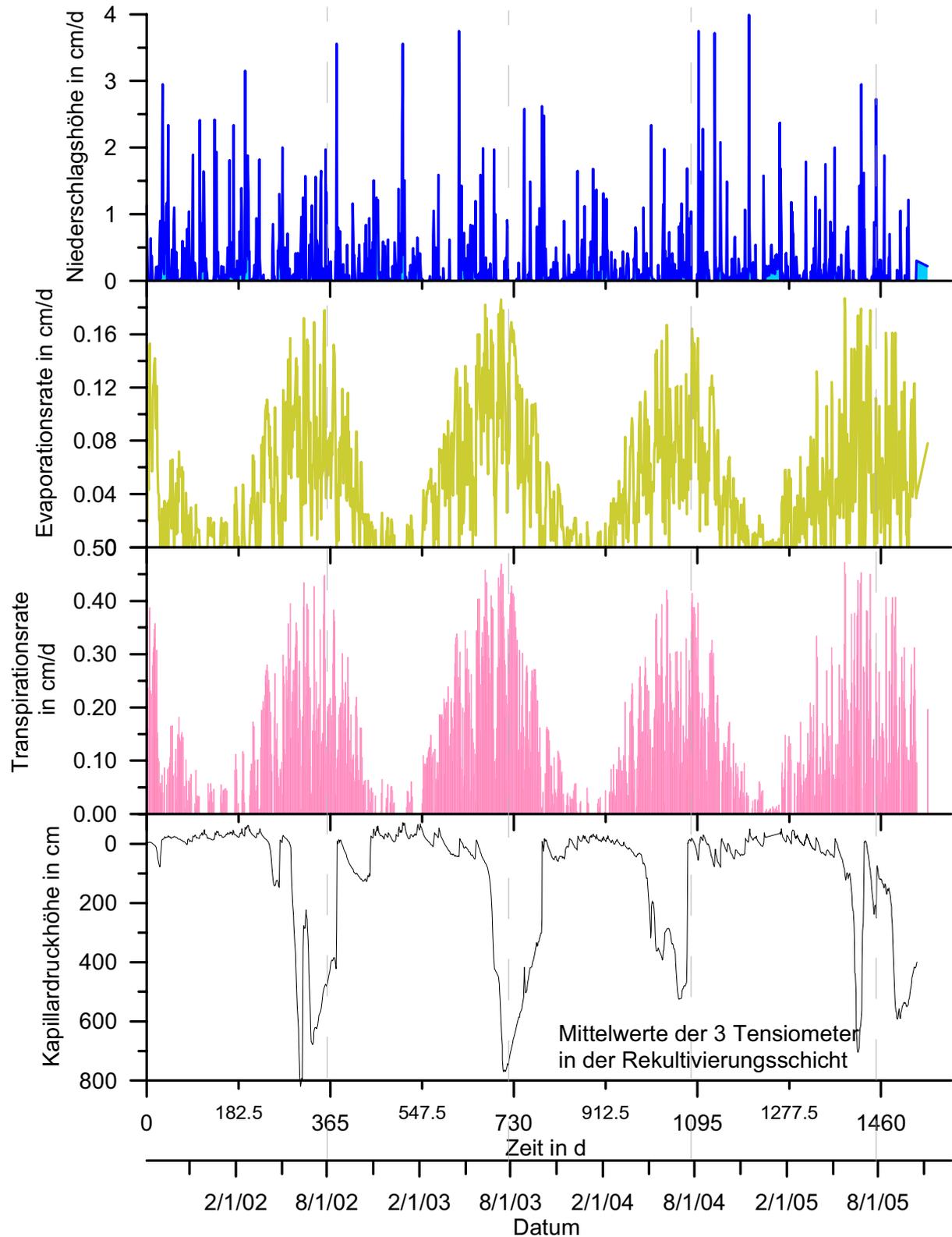


Abbildung 2: Zeitreihen der berechneten Wasserhaushaltsgrößen

In der Abbildung 2 sind die Stressperioden mit hoher potenzieller Verdunstung (Evaporation) und Pflanzenwurzeltzug (Transpiration) deutlich zu erkennen. Der Pflanzen-

wurzelentzug tritt unabhängig auf, solange wie der permanente Welkepunkt des Bewuchses nicht erreicht ist.

Ist die potenzielle Verdunstung größer als der Niederschlag findet Bodenverdunstung statt. Diese könnte zumindest theoretisch so groß werden, bis die gesamte potenzielle Verdunstung erreicht wird. Damit ist immer ein entsprechender Abfall der Druckhöhe (=Saugspannung) verbunden. Um hier den auftretenden Volumenstrom begrenzen zu können, wurde eine entsprechend begrenzende Steuergröße gesetzt.

3.2.3 Transpiration

Die aktuelle Transpiration wird im Programm SiWAPRO DSS wie folgt berechnet:

$$T_{\text{akt}} = \alpha \cdot \beta \cdot L_t \cdot T_{\text{pot}} \quad (1)$$

Dabei ist α eine Skalierungsfunktion, β die Verteilungsfunktion der Wasseraufnahme der Wurzeln i.W. über die Wurzeltiefe, L_t die Breite der Verdunstungsoberfläche und T_{pot} die potentielle Transpirationsrate. Die Werte für T_{pot} wurden mit dem Wettergenerator ermittelt. Der Parameter β soll die mögliche örtliche Verteilung des Pflanzenwurzelentzuges berücksichtigen. Der Parameter wird im Netzgenerator des Programm SiWAPRO DSS vorgegeben. Bei dieser Berechnung wurden alle am Pflanzenwurzelentzug beteiligten Knoten mit dem maximalen Wert $\beta = 1$ belegt. Der Parameter L_t wurde mit 1 cm belegt. Die dimensionslose Funktion α skaliert den Pflanzenwurzelentzug T_{akt} in Abhängigkeit der Druckhöhe.

3.2.4 Ablauf

In das Profil eingedrungenes Niederschlagswasser strömt – solange das Dichtelement wirksam ist – auf der Dränmatte seitlich ab. Um diesen Sachverhalt auch im Modell abbilden zu können, wurde am rechten Rand eine Randbedingung 1. Art mit $h_p=0$ cm angelegt. Um dabei einen modellbedingten Zustrom auszuschließen, wurde die Nebenbedingung $q>0$ formuliert.

3.2.5 Hydraulische Parameter

Vorgegeben wurden die bodenhydraulischen und van Genuchten Parameter so wie sie im Labor bzw. später dann nach dem Aufgraben bestimmt worden waren.

3.3 Modellkalibrierung

Im Verlauf der Kalibrierung sind die Bodenparameter nun so anzupassen, dass die Messwerte zufriedenstellend nachvollzogen werden können. Dies erfolgt im Programm SiWAPRO DSS weitgehend automatisiert. Dazu sind die gemessenen Druckhöhen, Wassergehalte und Volumenströme an beliebigen Orten und zu beliebigen Zeiten vorzugeben. Die inverse Modellierung zur Ermittlung der Parameterwerte sowie deren Schwankungsbreiten erfolgt auf der Grundlage des Levenberg-Marquardt-Verfahrens (KEMMESIES, 1995).

Tabelle 1 Ermittelte Boden- und van-Genuchten-Parameter

Parameter	Formelzeichen	Einheit	Rekultivierungsschicht	Dränmatte	Trisoplast	Auflager
Massstabsfaktor	α	1/cm	0,1	0,1	0,00125	0,1
Anstiegsfaktor	n		1,3	2	1,5	1,5
ungesättigte Leitfähigkeit	k_0	m/s	$5 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-11}$	$3,5 \cdot 10^{-4}$
bei einer Sättigung von	S_0		0,71	1	1	1

Tabelle 1 enthält die bei der Kalibrierung ermittelten Parameterwerte zur Übersicht. In der Abbildung 3 ist der mit diesem Parametersatz simulierte Verlauf der Druckhöhen in den 3 relevanten Schichten gegenüber den gemittelten Messwerten aufgetragen. Beim Vergleich der gemessenen und simulierten Kapillardruckhöhen fällt auf, dass die Kurven in den 3 Grafiken aus Abbildung 3 unterschiedliche Ausgangsdruckhöhen bei $t=0$ aufweisen. Ursache ist die fehlerbehaftete Vorgabe der Anfangsbedingungen im Simulationsprogramm.

Danach fällt der Wasserdruck in Trisoplast bis auf $h_p \approx -500$ cm ab. Dies ist vermutlich einbaubedingt und kann mit den gewählten Anfangs- und Randbedingungen so nicht nachvollzogen werden.

Der gemessene Wasserdruck strebt in allen drei Messebenen mit der Zeit $h_p=0$, d.h. gesättigten Bedingungen entgegen. Dies und auch die Reaktion der oberen drei Schichten (Rekultivierungsschicht, Dränmatte und Trisoplast) auf Wasserdefizite können mit der Simulation gut nachvollzogen werden.

Die gemessene Druckhöhe in der Rekultivierungsschicht (vgl. oberste Grafik in Abbildung 3) ist z.T. positiv. Dies deutet auf einen Einstau oberhalb Trisoplast und einen Abfluss entlang der Schichtgrenze zu Trisoplast hin. Diese teilgesättigten Verhältnisse lassen sich noch nicht zufriedenstellend nachvollziehen. Mit dem vorliegenden Modell werden leicht ungesättigte Verhältnisse berechnet. Wenn Messfehler ausgeschlossen

werden könnten, dann liegt dies vermutlich nur in der Wahl der Randbedingungen am rechten Rand begründet. Dort ist die Druckhöhe mit $h_p=0$ vorgegeben. Dies trifft in der Realität nicht zu.

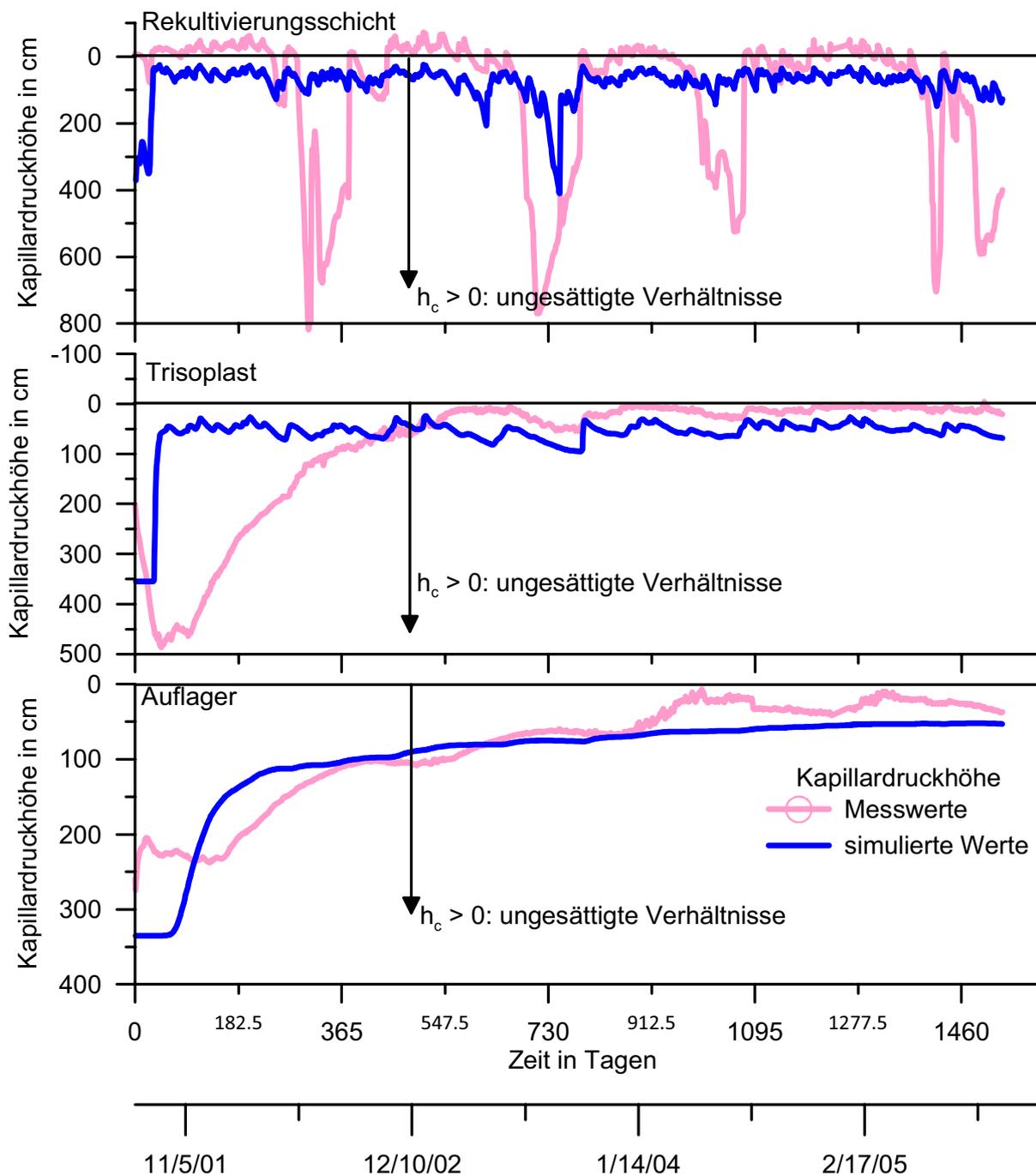


Abbildung 3 Vergleich der gemessenen und simulierten Kapillardruckhöhen

Die gemessene wie auch berechnete Druckhöhe in der Rekultivierungsschicht reagiert auf die ausgeprägten Stressperioden entsprechend. Die Maxima können mit den derzeitigen Annahmen noch nicht in ihrer Größenordnung nachvollzogen werden. Hierzu bedarf es noch einer detaillierteren Betrachtung und Parametrisierung des Pflanzen-

wurzelentzugs (vgl. Abschn. 3.2.3). Dieser ist bislang recht pauschal im Modell mit einer uniformen Verteilung bis in eine Tiefe von 30 cm berücksichtigt.

4 Auswertung

Nach der erfolgreichen Simulation mit dem kalibrierten Modell steht eine Zeitreihe von 1.553 Tagen zu den Größen Druckhöhe, Potenzialhöhe, Wassergehalt, Sättigung und ggf. auch Konzentration, falls Stofftransport zu berücksichtigen ist, zur Verfügung.

Exemplarisch sind in der Abbildung 4 die Druckhöhen und Sättigung im Profil für eine der Stressperioden bei $t=710$ d und die Wiederaufsättigung bis $t=790$ d dargestellt.

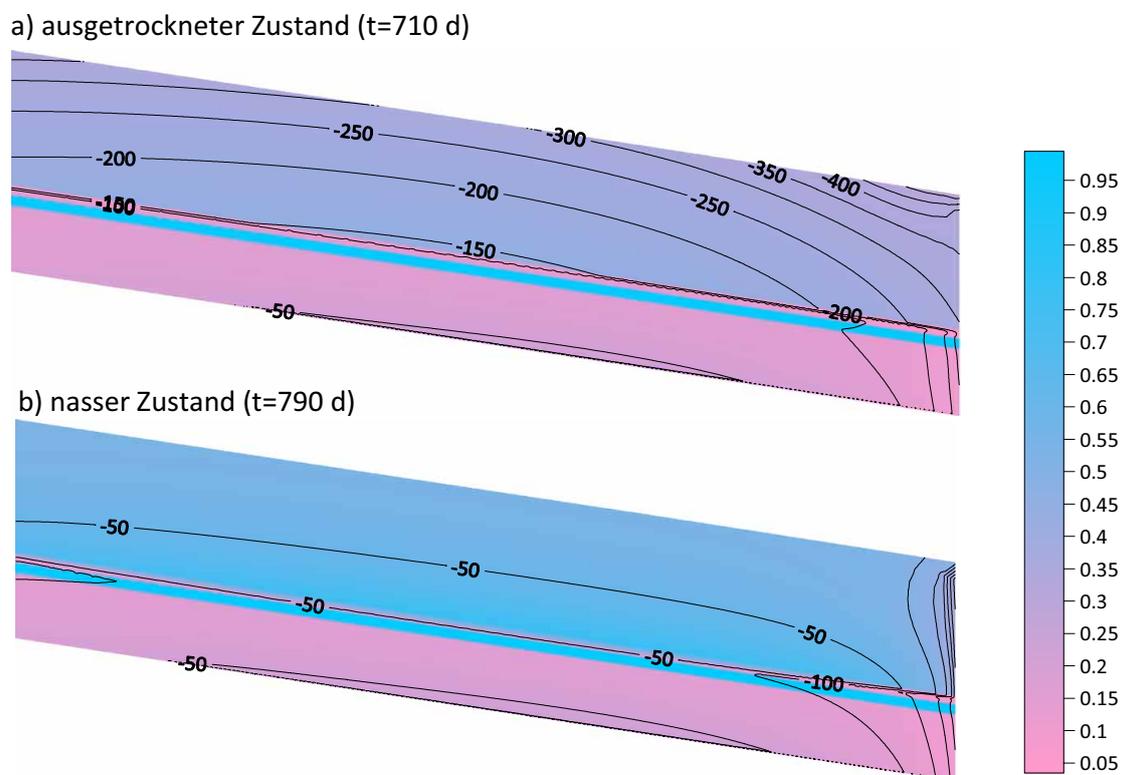


Abbildung 4 Berechnete Druckhöhen- und Sättigungsverteilung (h_p - Linien, S - Einfärbung) zu zwei verschiedenen Zeiten

Mit diesen konkreten Angaben zu den Sättigungsverhältnissen lassen sich im nächsten Schritt Angaben zur Trocknungsrisssgefährdung sowie Angaben zur Änderung der Gas- und Wasserdurchlässigkeit des verwendeten Dichtungsmaterials Trisoplast ableiten.

Es ist vorgesehen, die erforderlichen bodenmechanischen Zusammenhänge und Parameter in das Programm SiWAPRO DSS (KEMMESIES et al., 2007) zu integrieren, um bei Kenntnis der erforderlichen Materialparameter für beliebige Dichtungsmaterialien und beliebige Standorte derartige Berechnungen für jede Stelle einer zu planenden minera-

lichen Dichtung ausführen zu können. Damit ist durch Integration diesbezüglicher verallgemeinerter Zusammenhänge somit eine hydromechanische Bemessung von mineralischen Dichtungen im Deponiebau in greifbare Nähe gerückt.

5 Literatur

- | | | |
|---|------|---|
| Behrens, W., Dunger, V.,
Kemmesies, O. | 2008 | Austrocknung verhindern - Hydromechanische Bemessungen von mineralischen Dichtungsschichten, Wasser/Luft/Boden 9/2008 |
| Behrens, W. | 2006 | Trisoplast - Darstellung aktueller Entwicklungen und Rahmenbedingungen zum Austrocknungsverhalten, DEPONIEWORKSHOP ZITTAU/LIEBEREC 11/2006, TAGUNGSBAND |
| Behrens, W., Neumann, M. | 2002 | Untersuchungsergebnisse zu einigen mechanischen Eigenschaften von Trisoplast, Müll & Abfall, Nr.2, S. 86 - 100, 2002 |
| Kemmesies O. | 1995 | Prozeßmodellierung und Parameteridentifikation von Mehrphasenströmungsprozessen in porösen Medien. Dissertation. Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau der TU Bergakademie Freiberg. Proceedings des Dresdner Grundwasserforschungszentrum e.V.. Heft 7. Dresden. ISSN 1430-0176. |
| Kemmesies, O. et al. | 2007 | BMBF-Förderschwerpunkt "Sickerwasserprognose", SIWAPRO DSS-Entwicklung eines computergestützten Beratungssystems zur Sickerwasserprognose, FKZ: 02WP 242/243/502/503, KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH, Gunzenhausen, November 2007

Link: http://www.ibwabo.de/pdf/BMBF.pdf |
| Melchior, S. und W. Wittpohl | 2004 | Deponie Rothenbach, Testfeld Oberflächenabdichtung, Aufgrabung Trisoplast-Dichtung am 11.12.2003. Bericht vom 18.03.2004 |
| Nitsch, B.; Gräber, P.-W.;
Kemmesies, O. | 2007 | Anwendung synthetischer Niederschlagszeitreihen bei der Strömungssimulation in der ungesättigten Bodenzone. TU Dresden, Dresden, submitted in Workshop 2007-Simulationen in Umwelt-und Geowissenschaften, Shaker Verlag |
| Ramke, H.-G., Gartung, E., | 2002 | Tagungsband - Austrocknungsverhalten mineralischer |

- | | | |
|---|------|--|
| Heibrock, G., Lückewille, W., Melchior, S., Vielhaber, B., Bohne, K., Maier-Harth, U., Witt, K.J. | | Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen, Status-Workshop, Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften, Heft 03 |
| Schanz, T., Agus, S., Tscheschlok, G. | 2004 | Hydraulisch-mechanische Eigenschaften einer polymerverbesserten Sand - Bentonit - Mischung beim Einsatz im Deponiebau, Geotechnik 27 (2004) Nr.4 |
| Witt, K.J. u. Zeh, R.M. | 2004 | Maßnahmen gegen Trockenrisse in mineralischen Abdichtungen, Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, März 2004, Band 81, S. 83 |
| Zeh, R.M. u. Witt, K.J. | 2006 | Tensile Strength of Compacted Clays as Part of the Crack Prediction of Clay Liner in Landfills. 5th Int. Congress on Environmental Geotechnics, Cardiff, UK, June 2006 |

Anschrift der Verfasser(innen):

Dr.-Ing. Dipl.-Ing. Oliver Kemmesies
KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH
Bahnhofstraße 37
D-91710 Gunzenhausen
Telefon +49 9831 8860-0
Email: oliver.kemmesies@ibwabo.de
Website: www.ibwabo.de

Dipl.-Ing. Wolfgang Behrens
TD Umwelttechnik GmbH & Co. KG
Kirchstraße 9
D-39606 Ballerstedt
Telefon +49 9831 8860-0
Email: w.behrens@trisoplast.de
Website: www.trisoplast.de

Einsatz von Wasserhaushaltsschichten als Oberflächenabdichtungssystem – erste Versuchsergebnisse der Lysimeteranlage Bautzen/Nadelwitz

Said Al-Akel, Jens Engel, Jürgen I. Schoenherr*, Mario Müller*

Hochschule für Technik und Wirtschaft (FH) Dresden, *Hochschule Zittau/Görlitz (FH)

The use of water balance layers as capping system – first results of the lysimeter test plant Bautzen/Nadelwitz

Abstract: Object of extensive studies has been the durability of the sealing systems of landfill deposits. An alternative to the common systems (ENGLOFFSTEIN ET AL., 2008) is the use of water balance layer as a capping system especially in areas with a low precipitation. The design requires a comprehensive consideration of the soil mechanical and soil physical parameters. In the framework of research cooperation project between the University of Applied Sciences Zittau/Görlitz and the University of Applied Sciences Dresden a lysimeter test plant at the landfill Bautzen/Nadelwitz is being under taken since September 2007. The aim is to develop design methods for qualified recultivation layers and to assure an optimal choice of the Soils and the installation methods. This paper provides an overview of the preliminary data.

Zusammenfassung: Die Dauerhaftigkeit mineralischer Dichtungsschichten, von Kunststoffdichtungsbahnen oder Kombinationsabdichtungen, ist seit längerer Zeit Gegenstand umfangreicher Studien. Der Einsatz von Wasserhaushaltsschichten als Oberflächenabdichtungssystem, insbesondere in regenarmen Gebieten (ENGLOFFSTEIN ET AL., 2008), stellt eine Alternative zu den vorhandenen Systemen dar. Der Entwurf erfordert eine zusammenhängende Betrachtung von bodenmechanischen, bodenkundlichen und geohydraulischen Anforderungen und sowie die Berücksichtigung der zeitlichen Veränderungen der Bodeneigenschaften. Im Rahmen eines gemeinsamen Forschungsprojekts der Hochschule Zittau/Görlitz und der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden wird seit September 2007 eine Lysimeteranlage auf der Deponie Bautzen/Nadelwitz betrieben. Das Ziel ist es, Bemessungsregeln für qualifizierte Rekultivierungsschichten zu entwickeln, eine optimale Auswahl des Bodenmaterials und der Einbaumethode sicherzustellen. Dieser Beitrag gibt einen Überblick über die ersten Messergebnisse.

Keywords

Wasserhaushalt, Deponie, Lysimeter, Rekultivierung, Bodenkunde, Bodenmechaik, Water balance, landfill, recultivation, soil physics, Soil mechanics.

1 Grundsätze zur Wasserhaushaltsschichten

Die Oberflächenabdichtung bildet den Abschluss von Deponien oder Altlasten. Ihr Aufbau ist gesetzlich geregelt und von der Deponieklasse abhängig (DepV, TA Siedlungabfall, TA Abfall). Der Deponiekörper wird vor Sickerwasser geschützt und das Austreten von Deponieschadstoffen verhindert. Schließlich trägt ein standortangepasster Bewuchs zur Integration der Deponie in die Umgebung bei und wirkt positiv auf den Wasserhaushalt. Abweichend von Regelaufbauten ist der Einsatz einer qualifizierten Rekultivierungsschicht bzw. Wasserhaushaltsschicht zugelassen, wenn die Gleichwertigkeit gesichert ist (AL-AKEL ET AL., 2007). Dabei darf die jährliche Durchsickerungsrate den Wert von max. 10 % des durchschnittlichen jährlichen Niederschlags oder max. 60 mm nicht übersteigen. Im Zusammenwirken mit der Verdunstung und dem Wasserverbrauch der Pflanzen kann durch das Wasserspeichervermögen des Bodens die Funktion der Abdichtung nahezu vollständig erfüllt werden. Das erfordert eine umfassende Abstimmung der bodenmechanischen, erdbautechnischen, bodenkundlichen, vegetations- und geohydraulischen Parameter (MELCHIOR ET AL., 2004). Betrachtet man zunächst die einzelnen Anforderungen unabhängig voneinander, führt dies i. Allg. zu sehr widersprüchlichen Anforderungen, wie z.B. der lockere Einbau des Bodens bei gleichzeitiger Sicherung einer Mindestfestigkeit.

Eine Berücksichtigung der Veränderungen der hydraulischen und bodenphysikalischen Eigenschaften über einen längeren Zeitraum ist bei der Modellierung des Wasserhaushalts zur Zeit nur in begrenztem Umfang oder gar nicht möglich (RAMKE, ET. AL., 2006). Für den Nachweis der Systemwirksamkeit ist dies jedoch notwendig.

2 Beschreibung der Lysimeteranlage

Im Rahmen eines BMBF geförderten gemeinsamen FH³- Forschungsprojekts der Hochschule Zittau/Görlitz und der HTW Dresden und in Zusammenarbeit mit verschiedenen Praxispartnern und Behörden wurde eine Lysimeteranlage auf dem Gelände der Hausmülldeponie des regionalen Abfallverbandes Oberlausitz Niederschlesien – RAVON – in Bautzen/Nadelwitz errichtet und wird seit September 2007 betrieben. Die Hauptziele des Forschungsprojekts sind:

- Erstellung von Konstruktions- und Bemessungsregeln für den Bau von optimierten Rekultivierungs-/Wasserhaushaltsschichten
- Kenntniserweiterung über die zeitliche Veränderlichkeit der Bodeneigenschaften
- Quantifizierung des wechselseitigen Einflusses von Vegetation und Boden
- Bewertung der Systemwirksamkeit unter veränderten Niederschlagssituationen.

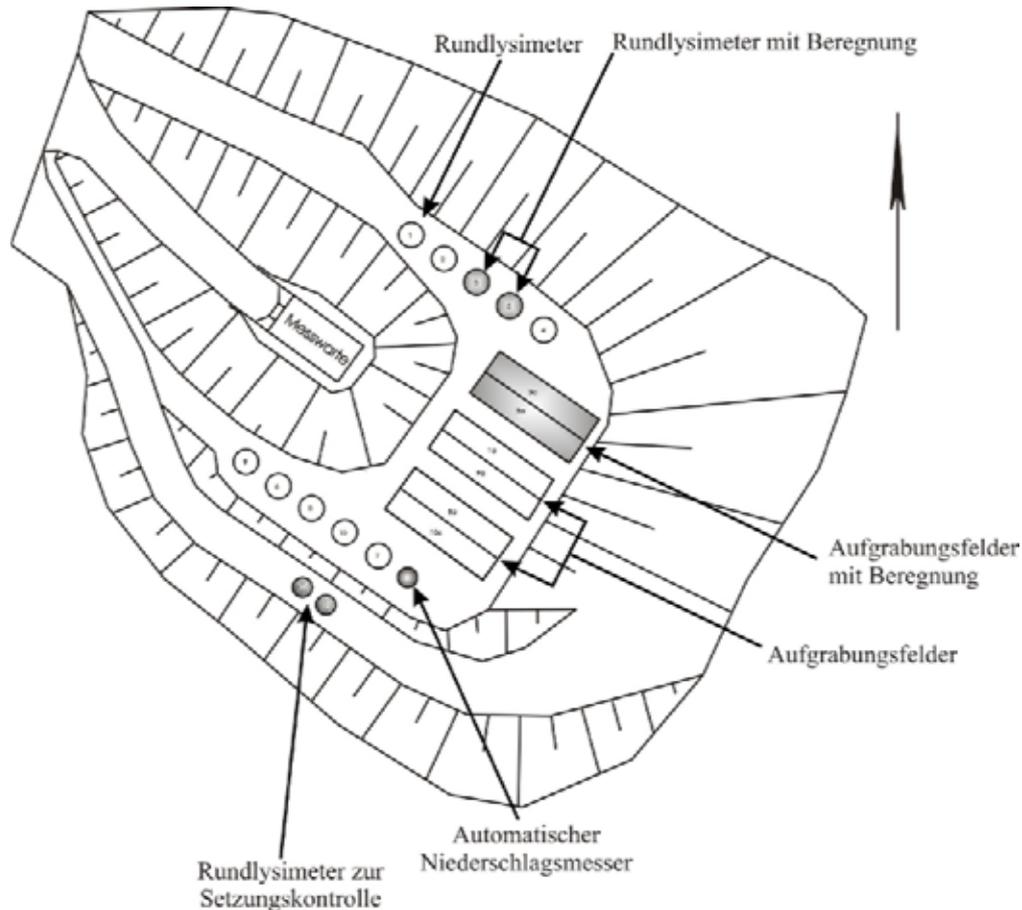


Abbildung 1 Lageplan der Lysimeterversuchsanlage (MÜLLER ET AL., 2008)

Die Anlage besteht aus 10 Rundlysimetern \varnothing 1,5 m sowie 2 Lysimetern \varnothing 1,0 m. Alle Rundlysimeter wurden aus undurchlässigen Stahlbetonschachtringen hergestellt. Die Lysimeterhöhen (Schichtmächtigkeiten) variieren zwischen 1,0 m und 3,0 m. Der Schichtenaufbau ist in Abbildung 2 dargestellt. Zur Gewinnung von repräsentativen, ungestörten Bodenproben nach unterschiedlichen Zeitabständen sind 6 rechteckige Aufgrabungsfelder ($L= 7,5$ m, $B= 1,5$ m) errichtet worden. Diese haben die gleichen Tiefen, den gleichen Schichtenaufbau und Bewuchs wie die Rundlysimeter. Die Entnahme der Proben dient der Bestimmung von bodenmechanischen und geohydraulischen Eigenschaften im Labor. Die Datenaufzeichnung und die Versorgung mit Wasser und Strom sowie die Erfassung des Sickerwassers aus den Rundlysimetern erfolgt in einer Messwarte.

Als Rekultivierungsböden sind zwei regional anstehende Böden (bindiger und gemischtkörniger Boden) ausgewählt worden. Eine detaillierte Beschreibung der verwendeten Böden erfolgt in Abschnitt 3.

Die Bodensäulen stehen auf einer Drainageschicht. Diese dient ausschließlich der Ableitung und Erfassung des Sickerwassers und hat keine Wasserhaushaltsfunktion. Das Sickerwasser wird bei den Rundlysimetern 1 bis 10 aufgefangen.

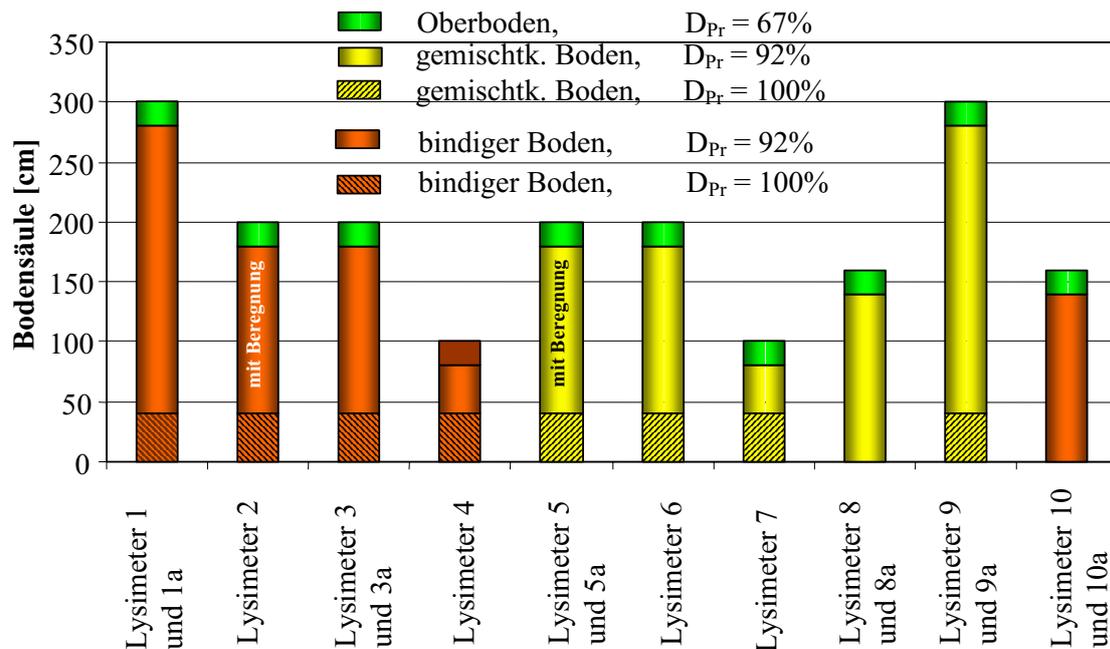


Abbildung 2 Aufbau und Mächtigkeit der Bodenschichten in den Lysimetern

In der Region um Bautzen ist mit einem jährlichen durchschnittlichen Niederschlag von ca. 600 mm zu rechnen. Um die Verhältnisse in niederschlagsreicheren Gebieten simulieren zu können, wurde bei 2 Rundlysimetern und 2 Aufgrabungsfeldern eine Beregnungseinheit installiert. Damit ist es möglich, zusätzliche Wassermengen begleitend zu den Niederschlagsereignissen (bis zu max. 1.000 mm/a) zu beaufschlagen.

Nach Abschluss der Bauarbeiten und der Probezeit wurde die Anlage im September 2007 in Betrieb genommen. Der reguläre Messbetrieb startete mit Beginn des hydrologischen Jahres 2008.



Abbildung 3 Die Lysimeteranlage während des Baus

3 Eigenschaften der verwendeten Böden

Im Vorfeld des Baus der Lysimeteranlage sind regional anstehende Böden auf ihre Eignung für den Einsatz als qualifizierte Rekultivierungsschicht untersucht worden. Um ein breites Spektrum möglicher Bodenarten abzudecken wurden zwei sehr unterschiedliche Bodenarten ausgewählt – ein gemischtkörniges und ein leicht plastisches Material. Als Oberboden kam humusreicher Boden zum Einsatz. In der Tabelle 1 sind die ausgewählten Böden beschrieben.

Tabelle 1 Benennung und Beschreibung der verwendeten Böden

Bodenbeschreibung	DIN EN 14688-2	DIN 18196	DIN 4220
Gemischtkörniger Boden: feinkiesiger, leicht schluffiger Sand	fgrsi´Sa	SU	Su2
Bindiger Boden: leicht toniger, leicht sandiger Schluff	cl´sa´Si	TL	Ut3
Oberboden: mittel- bis grobsandiger, leicht kiesiger, leicht feinsandiger Schluff	msacsagr´fsa´Si	-	Us

Die Eignungsprüfung erfolgte im Geotechnik Labor der HTW Dresden. Dabei wurden folgende Eigenschaften untersucht:

- Kennwerte der Phasenzusammensetzung (natürlicher Wassergehalt, Dichte, Korndichte),
- Klassifikationskennwerte (Fließ- und Ausrollgrenze, Korngrößenverteilung, Glühverlust, Kalkgehalt, Wasseraufnahme),
- Verdichtungskennwerte (Proctorversuch),
- Scherfestigkeit (Reibungswinkel, Kohäsion),
- Durchlässigkeit (Durchlässigkeitsbeiwert) und
- Zusammendrückbarkeit (Steifemodul),
- Kapillarspannungs-Sättigungs-Beziehung (Druckplattenextraktor).

In der Tabelle 2 sind einige im Labor ermittelte Kennwerte zusammengestellt. Die Bestimmung der Kennwerte der Zusammendrückbarkeit, Durchlässigkeit und Scherfestigkeit sowie die Ermittlung des Zusammenhangs zwischen Saugspannung und Sättigung erfolgten an Proben mit der gleichen Phasenzusammensetzung (Dichte, Wassergehalt) wie in den Lysimetern.

Mit der Festlegung einer Zieleinbaudichte von $D_{Pr}=92\%$ sollten die Setzungen und Sackungen vorweggenommen werden, die bei geringeren Einbaudichten erfahrungsgemäß zu erwarten sind. Diese Vorgabe erfolgte auf Basis einschlägiger Praxiserfahrungen der Projektpartner. Danach wiesen locker geschüttete Rekultivierungsböden bereits nach ca. 1 bis 1,5 Jahren einen Verdichtungsgrad von ca. 90% auf. Die untersten 40 cm je-

der Bodensäule (außer Lysimeter 8 und 10 bzw. Aufgrabungsfelder 8a und 10a) wurden mit einem Verdichtungsgrad von 100% eingebaut. Damit wird die Verhinderung des Eindringens von Wurzeln (Wurzelsperre) in die Drainschicht angestrebt.

Tabelle 2 Ausgewählte Ergebnisse der bodenmechanischen und bodenphysikalischen Untersuchungen

Boden	D_{pr}^* [%]	ρ_d [g/cm ³]	k [m/s]	w^* [%]	FK [%]	nFK [%]	pWP [%]	LK [%]
Gemischtkörniger Boden	92	1,83	$8,7 \cdot 10^{-6}$	5	18	13	5	12
	100	1,99	$5,8 \cdot 10^{-7}$	5	20	14	6	12
Bindiger Boden	92	1,65	$2,9 \cdot 10^{-8}$	12	38	23	15	8
	100	1,8	$1,3 \cdot 10^{-8}$	12	39	23	16	7
Oberboden	62	1,26	$1,0 \cdot 10^{-7}$	8	30	23	7	8

Verdichtungsgrad und Wassergehalt als Vorgabe für den Bodeneinbau in den Lysimetern

Der bindige Boden ist schwach durchlässig und liegt gemäß TA Siedlungsabfall bzw. DepV im Durchlässigkeitsbereich einer Dichtungsschicht. Der gemischtkörnige Boden weist eine geringe nutzbare Feldkapazität auf. Die durchgeführten Laboruntersuchungen belegen zwar, dass beide Bodenarten grundsätzlich als Rekultivierungsboden einsetzbar sind, jedoch eher als „grenzwertig“ angesehen werden müssen. Mit dieser Vorgehensweise sollen Grenzbereiche untersucht werden, um einer sinnvollen Einordnung der Messergebnisse an anderen Böden zu ermöglichen.

4 Messtechnische Ausstattung der Versuchsanlage

In den Rundlysimetern werden die wasserhaushaltsrelevanten Kenngrößen automatisch im 10 Minuten Rhythmus erfasst und zentral über einen Datenlogger in der Messwarte erfasst und gespeichert. Die Messung des Wassergehalts erfolgt indirekt über PR2-Sonden. Saugspannung und Matrixpotential werden mit Hilfe von Tensiometern (Typ: T8) und Equitensiometern (Typ: EQ15) bestimmt und die Bodentemperatur wird mit Widerstandsthermometern in den Lysimetern 1 und 9 erfasst. Das Sickerwasser wird über Rinnen am Lysimeterboden gesammelt und zu Kippzählern in der Messwarte geleitet. Zur Erfassung der Setzungen sind Mehrfachextensometer installiert worden. In den Aufgrabungsfeldern wird der volumetrische Wassergehalt mit einer mobilen PR2-Sonde indirekt gemessen. Die Datenerfassung erfolgt hier manuell. Tabelle 3 gibt einen Überblick über die installierten Messgeräte.

Die manuellen Setzungsmessungen sowie die Wassergehaltmessungen in den Aufgrabungslsylimetern finden wöchentlich statt. Parallel dazu werden die Daten aus dem Logger abgerufen und die Funktionalität der Messtechnik kontrolliert.

Tabelle 3 Installierte Messtechnik in den Rundlysimetern (MÜLLER ET AL., 2007)

Ort	Messebenen unter GOF in cm			
	volumetrischer Wassergehalt**	Saugspannung Matrixpotential	Messebenen der Setzung	Bodentemperatur
Rundlysimeter 1	0 – 300	-	20-100-180-260	15-30-100-300
Rundlysimeter 2	0 – 200	-	20-100-160	-
Rundlysimeter 3*	0 – 200	20-50-100-160	20-100-160	-
Rundlysimeter 4	0 – 100	60	20-60	-
Rundlysimeter 5*	0 – 200	20-50-100-160	20-100-160	-
Rundlysimeter 6	0 – 200	-	20-100-160	-
Rundlysimeter 7	0 – 100	45-75	20-60	-
Rundlysimeter 8	0 – 160	155	20-80-180	-
Rundlysimeter 9	0 – 300	-	20-100-180-260	15-30-100-300
Rundlysimeter 10	0 – 160	155	20-90	-
Rundlysimeter 11	0 – 100	-	20-40-60-80	-
Rundlysimeter 12	0 – 100	-	20-40-60-80	-

* Lysimeter mit Beregnungseinheit

** Messung durchgängig im Abstand von 10 cm

5 Auswertung der Messergebnisse

Die Gesamtniederschlagsmenge vom 01.11.2007 bis 31.08.2008 betrug 554 mm. Die Lysimeter 3 und 5 sind zusätzlich beregnet worden. In der Tabelle 4 sind die Niederschlags- sowie Durchsickerungsmengen angegeben. Die Differenz der Niederschlagsmengen der Lysimetern 3 und 5 entstand durch eine Fehlfunktion der Beregnungsanlage im April 2008. Diese wurde erkannt und behoben.

Die Abbildung 4 und Abbildung 5 zeigen die kumulativen Sickerwasser- und Niederschlagsmengen sowie deren zeitliche Entwicklung. Die in Abbildung 4 dargestellten Durchsickerungslinien des bindigen Bodens verlaufen nahezu parallel. Je dicker die Rekultivierungsschicht ist umso später beginnt die Durchsickerung. Die Durchsickerungsrate nimmt während der Wintermonate zu. Für das hydrologische Sommerhalbjahr 2008 sind keine signifikanten Durchflüsse nachweisbar. Lysimeter 1 mit einer Bodensäule von 3,0 m hat keine Durchsickerung bis August 2008 gezeigt. Bei Lysimeter 3 ist während der Installationsphase der Beregnungseinheit im August 2007 unkontrolliert eine nicht erfasste Wassermenge zugeführt worden. Das hat dazu geführt, dass die kumulative Sickerwassermenge im Vergleich mit den anderen Lysimetern zu hoch ist, siehe Abbildung 4 und Tabelle 4.

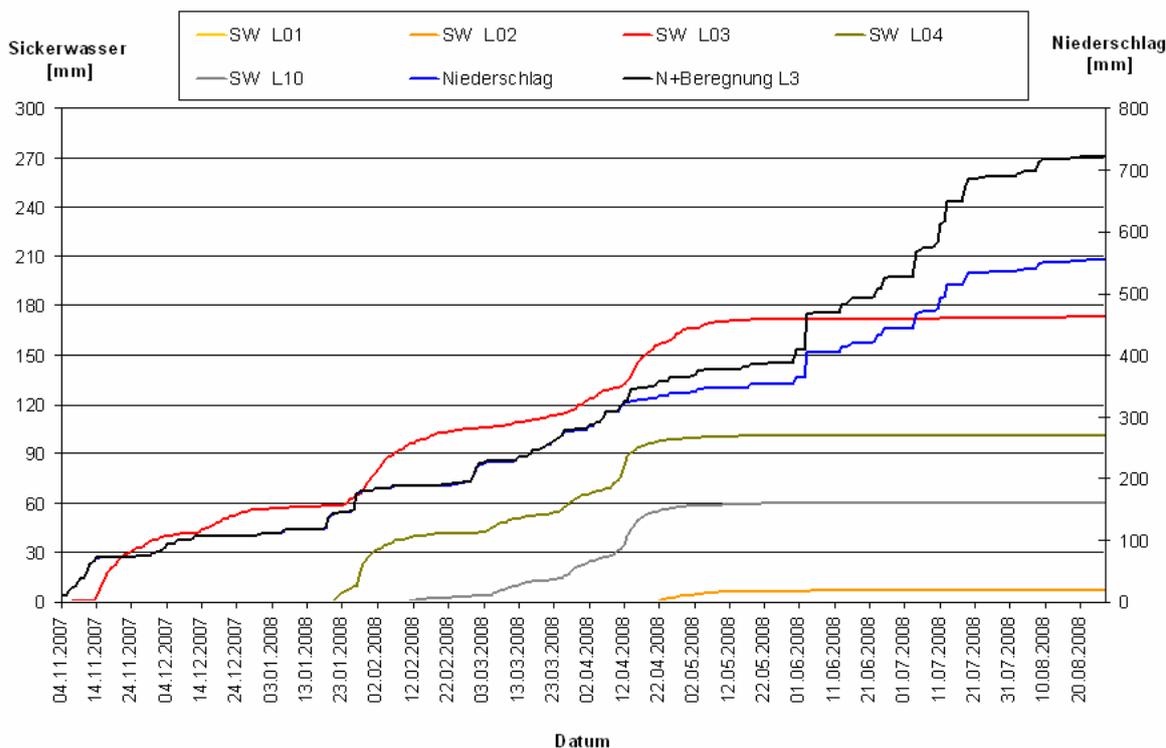


Abbildung 4 Kumulative Niederschlags- und Sickerwassermengen, bindiger Boden

Der Boden war zu Beginn der Messung nahezu wassergesättigt und konnte demzufolge kein Wasser mehr speichern. Prinzipiell ist der Verlauf jedoch identisch mit den anderen Lysimetern. Bei der weiteren Interpretation werden Langzeitmessungen und Vergleiche mit weiteren Lysimetern berücksichtigt.

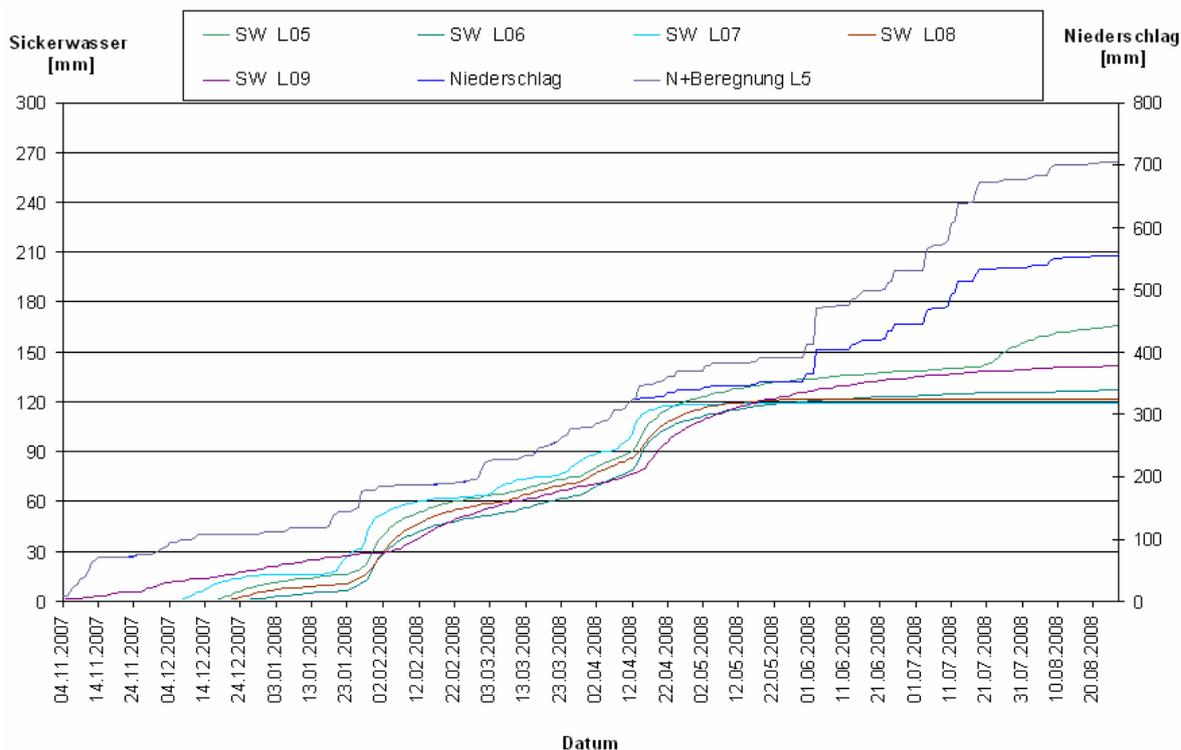


Abbildung 5 Kumulative Niederschlags- und Sickerwassermengen, gemischtkörnige Böden

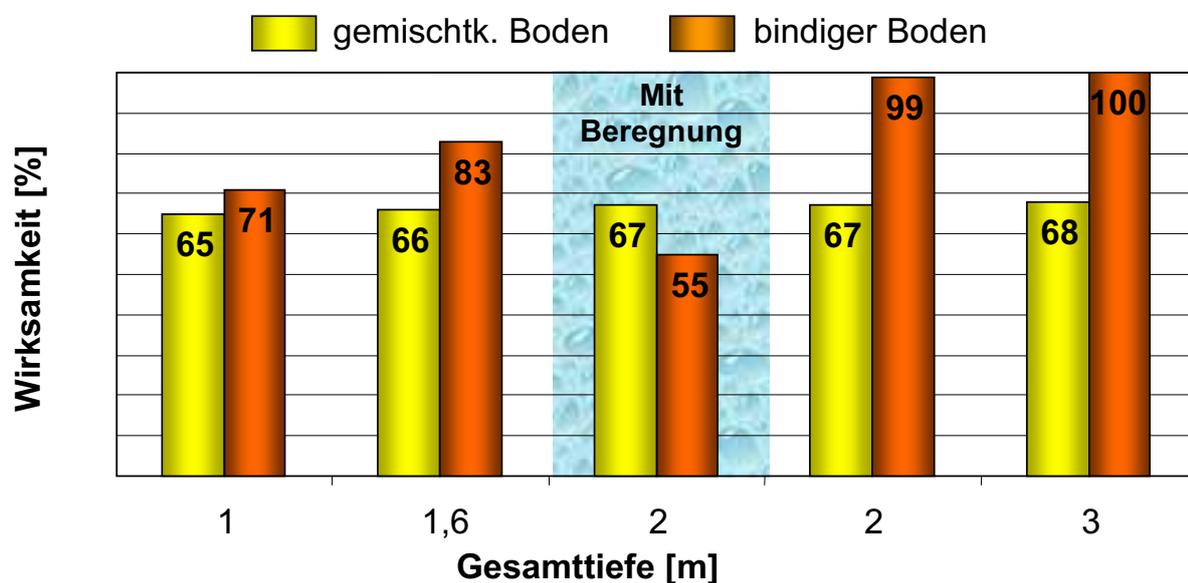
Tabelle 4 Niederschlags- und Durchsickerungsmengen der Lysimeter

Lysimeter	Bodenart	Bodensäule [m]	Niederschlagsmenge [mm]	Durchsickerungsmenge [mm]
1	Bindiger Boden	3	554	0
2		2	554	7
3*		2	724	173
4		1	554	100
10**		1,6	554	60
5*	Gemischtkörniger Boden	2	705	165
6		2	554	127
7		1	554	119
8**		1,6	554	122
9		3	554	142

* mit Berechnung

** ohne $D_{Pr} = 100\%$ -Schicht

Aus Abbildung 5 ist zu entnehmen, dass der gemischtkörnige Boden erwartungsgemäß auf Grund der niedrigeren Feldkapazität und größeren Durchlässigkeit als der bindige Boden mehr Durchflüsse ausweist. Die Sickerwasserverläufe der verschiedenen Lysimeter liegen parallel und quantitativ dicht beieinander. Für das erste hydrologische Jahr wiesen die Durchflüsse in den Lysimetern mit gemischtkörnigem Boden unabhängig von der Bodenmächtigkeit und dem Verdichtungsgrad ein sehr ähnliches Verhalten auf.

**Abbildung 6** Wirksamkeitsbetrachtungen in Abhängigkeit von der Schichtmächtigkeit

In Abbildung 6 ist eine vergleichende Betrachtung der Wirksamkeit aller Varianten dargestellt. Die Dicke der Wasserhaushaltsschicht aus gemischtkörnigem Boden hat keinen wesentlichen Einfluss auf die Wirksamkeit des Systems. Dagegen sind beim bindi-

gen Boden deutliche Unterschiede in der Wirksamkeit in Abhängigkeit der Dicke der Bodensäule feststellbar.

Im Rahmen der Setzungsmessungen sind Verformungen im Millimeterbereich registriert worden. Dies bestätigt die Vorwegnahme der Verformungen durch die gewählte Einbaumethode und Einbaudichte.

Im Oktober 2007 erfolgt die erste Aufgrabung. Dabei wurde der Boden jeweils in 20 cm Schichten abgetragen. Es ist die Dichte und der Wassergehalt an ungestörten Proben bestimmt worden. Auf Grundlage der Ergebnisse der ersten Aufgrabung sowie der Kontrollmessungen während des Bodeneinbaus kann zunächst auf weiteren Aufgrabungen und die Entnahme ungestörter Proben verzichtet werden. Stattdessen werden alle 6 Monate Proben der Güteklasse 3 mittels Rammkernsondierung entnommen und die Wassergehalte in Abhängigkeit der Entnahmetiefe bestimmt.

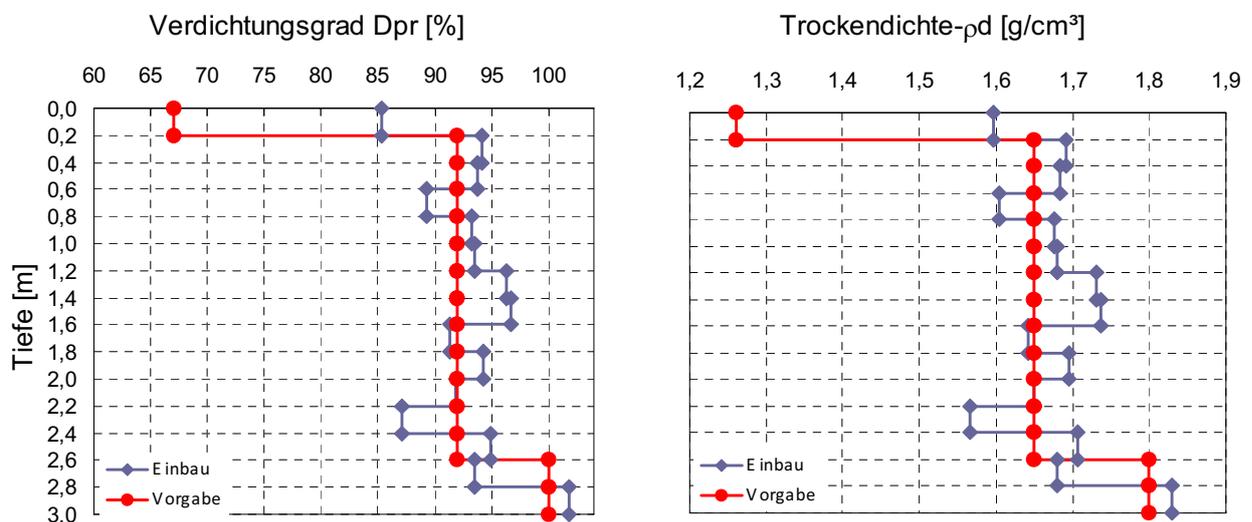


Abbildung 7 Lysimeter 1a, $t=3,0$ m, bindiger Boden, Vergleich der Verdichtungsgrade zwischen den Einbauvorgaben und den Ergebnissen der ersten Aufgrabung

Die Abbildung 8 zeigt, dass der Boden bis zur 1. Aufgrabung keine nennenswerten Wassergehaltsänderungen erfahren hat. Erst nach den Wintermonaten 2008 (vgl. 1. und 2. Aufgrabung) sind deutliche Änderungen der Wassergehalte über die Tiefe erkennbar gewesen.

Die bisherigen Messergebnisse zeigen, dass das gesamte System sich noch in der Einschwingphase befindet. Als Saatgut ist für den gesamten Bereich der Lysimeteranlage, einschließlich der Aufgrabungsfelder und der umliegenden Flächen, die gleiche Rasensaadmischung benutzt worden. Trotzdem ist die Vegetationsverteilung heterogen und der Deckungsgrade sehr unterschiedlich. Er schwankt zwischen 60% und 100%, was eine optimale Verdunstungsleistung nicht zulässt.

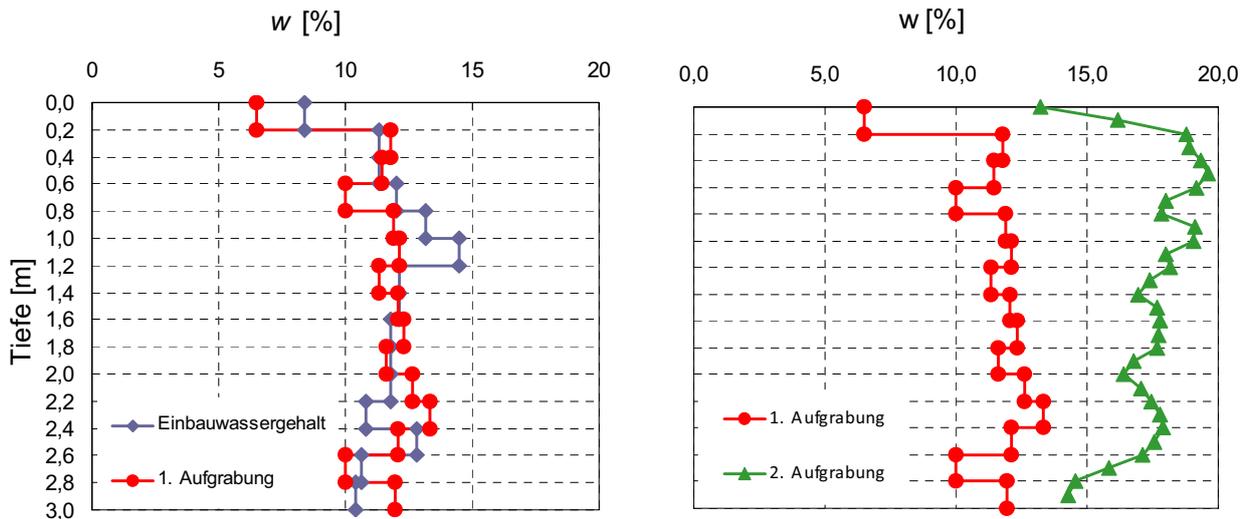


Abbildung 8 Lysimeter 1a, $t=3,0$ m, bindiger Boden, Vergleich der Wassergehalte

Das Gesamtbild der Artenzusammensetzung entspricht jedoch annähernd der aufgebrauchten Ansaat (70% Weidelgras-Arten). Im Laufe des hydrologischen Jahres 2009 wird erwartet, dass die Vegetationsverteilung und Vielfalt eine gewisse Homogenität erreicht. Einschlägige Praxiserfahrungen bestätigen diese Annahme (NOBIS, 2008).

6 Zusammenfassung und Ausblick

Ziel des hier vorgestellten Forschungsprojekts ist die Entwicklung eines umfassenden Gesamtkonzepts für die Bemessung und Konstruktion von abdichtenden Wasserhaushaltsschichten. Bislang ist eine getrennte Betrachtung der Dicht-, Drainage- und Rekultivierungsschichten üblich. Dabei basiert die Herstellung von Dichtschichten auf bodenmechanischen sowie erdbautechnischen Überlegungen, wogegen die Rekultivierungsschichten auf bodenkundlichen und geohydraulischen Ansätzen beruhen. Mit der Wasserhaushaltsschicht soll die getrennte Funktionalität der einzelnen Schichten verbunden werden.

Die Ergebnisse sollen darüber hinaus erste Hinweise für die Bewertung der Standorte zur Entlassung aus der Nachsorge liefern. Im Ergebnis von Messungen und numerischen Simulationen ist die Planung optimaler Mess- und Kontrollkonzepte möglich, die nach Erprobung an realen Standorten für den Nachweis der Unbedenklichkeit und der Gleichwertigkeit alternativer Bauweisen eingesetzt werden können. Für die Festlegung von Grenzwerten und die Untersuchung möglicher Schadensszenarien sind weiterführende Forschungen erforderlich.

Nach den vorliegenden Ergebnissen ist die Herstellung funktionsfähiger Wasserhaushaltsschichten möglich, wenn folgende Anforderungen erfüllt sind:

1. der Rekultivierungsboden ist ein leicht plastischer, bindiger Boden,
2. die Schichtdicken sind größer als ca. 1,6 bis 2 m,
3. der Verdichtungsgrad nach dem Einbau liegt bei ca. 90%.

Es sind dabei die Anforderungen des Entwurfs der Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (WAGNER, 2008, ENGELMANN, 2007) zugrunde gelegt worden. Da es sich um die ersten Ergebnisse im Rahmen einer Langzeitstudie handelt, sind diese Schlussfolgerungen zunächst als vorläufige Empfehlungen zu betrachten.

7 Literatur:

- Al-Akel, S., Engel, J., Lauer, C., M. Müller, R. Baumert, J. I. Schoenherr 2007 Zusammenhängende Betrachtung geotechnischer und bodenkundlicher Aspekte bei der Planung von qualifizierten Rekultivierungsschichten, Deponieworkshop Zittau – Liberec, Tagungsband, ISBN 978-3-9811021-6-1
- Döring, D. 2007 Untersuchung des Verformungsverhaltens mineralischer Rekultivierungsschichten unter Berücksichtigung des Wasserhaushalts, Diplomarbeit, HTW Dresden
- Egloffstein, Th, Strum, D., Bräckelmann, H. 2008 Erfahrungen beim Bau von Wasserhaushalts-/ Rekultivierungsschichten, Bodenqualität und –verfügbarkeit, unverdichteter Einbau, Erosions- und Setzungsverhalten, erste Langzeiterfahrungen. ICP Eigenverlag, Band 15, ISBN 978-3-939662-04-4.
- Engel, J. 2003 Verfahren zur Vorhersage der Eigenschaften verdichteter Böden, Workshop Bodenverdichtung, Technische Universität Hamburg-Harburg, Arbeitsbereich Geotechnik und Baubetrieb
- Engelmann, B. 2007 Die Integrierte Deponieverordnung (IntDepV, Entwurf: Stand 8/2007), Deponieworkshop Zittau – Liberec, Tagungsband, ISBN 978-3-9811021-6-1
- Melchior, S.; Claussen, A. 2004 Praxiserfahrungen und Ergebnisse der Qualitätssicherung bei der Rekultivierung von Deponien. In: KÜHLEWEIDEMEIER, M. (Hrsg.): Praxistagung Deponie 2005. 1. Auflage 2004, Tagungsband, Göttingen, Cuvillier Verlag
- Müller, M.; Al-Akel, S., Schoenherr, J. I.; Engel, J. 2008 Nutzung von Böden und technischen Bodensubstraten in Deponieoberflächensicherungsmaßnahmen. Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden und Zentrum für angewandte Forschung und Technologie e.V. Fachtagung Geotechnik. Tagungsband, Eigenverlag, Dresden.

- Müller, M, Baumert, R., 2007 Konzeption und Bau einer Lysimeteranlage zur Untersu-
Freudenreich, R., Al-Akel, chung von Wasserhaushaltsschichten, Deponieworkshop
S., Schoenherr, J. I., En- Zittau – Liberec, Tagungsband, ISBN 978-3-9811021-6-1
gel, J.
- Nobis, H., L. 2008 Rekultivierungserfolg durch natürliche Sukzession auf
nährstoffarmen Abraumböden – Ergebnisse eines Moni-
torings auf der Deponie Eskesberg in Wuppertal, ICP
Eigenverlag, Band 15, ISBN 978-3-939662-04-4.
- Ramke, H. G., Witt, K. J., 2006 Ergebnisse des Status-Workshops „ Anforderungen an
Bräcker, W., Tiedt, M., Deponie-Oberflächenabdichtungssysteme“, Fachhochschule
Düllmann, H., Melchior, St. Lippe und Höxter, Abteilung Höxter
- Wagner, K. 2008 Die neue Verordnung zur Vereinfachung des Deponie-
rechts, ICP Eigenverl., Bd. 15, ISBN 978-3-939662-04-4.

Anschriften der Verfasser

Dr.-Ing. Said Al-Akel
Zentrum für angewandte Forschung und Technologie (ZAFT)
an der Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Friedrich-List-Platz 1
D-01069 Dresden
Telefon +49 351 4623647
Email: al-akel@htw-dresden.de

Prof. Dr.-Ing. habil. Jens Engel
Hochschule für Technik und Wirtschaft Dresden (FH)
Friedrich-List-Platz 1
01069 Dresden
Telefon +49 351 4622352
E-Mail: engel@htw-dresden.de

Prof. Dr.-Ing. Jürgen I. Schoenherr
Hochschule Zittau/Görlitz (FH)
Friedrich-Schneider-Straße 26
D-02763 Zittau
+49 3583 611818
E-Mail: j.schoenherr@hs-zigr.de

Dipl.-Ing. (FH) Mario Müller
Hochschule Zittau/Görlitz (FH)
Friedrich-Schneider-Straße 26
D-02763 Zittau
+49 3583 612309
E-Mail: mmueller@hs-zigr.de

Beendigung der Nachsorge am Beispiel der abgeschlossenen Sicherung der Deponie Weiden West

Klemens Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG

Termination of aftercare at landfill Weiden West

Abstract

Not available.

Zusammenfassung

Keine Angaben.

1 Einführung

Seit Einführung der Deponieverordnung (DepV) [4] sind die Schließungskriterien für Deponien vorgegeben. Der § 13 DepV zeigt die Vorgaben auf, die ein Deponiebesitzer zu erfüllen hat, um die Deponie aus der Nachsorge zu entlassen. Rechtlich gesehen bedeutet die Entlassung aus der Nachsorge, dass mögliche Gefahren aus der Deponie, die danach auftreten, auf die Allgemeinheit, also den Steuerzahler, übergehen.

Im Prinzip ist die Beendigung der Nachsorge ein ähnlicher Vorgang, wie die Abnahme eines Bauwerks, bei der der Gefahrenübergang vom Bauunternehmer auf den Bauherrn erfolgt. Diese Abnahme kann nur dann erfolgreich gelingen, wenn der Bauunternehmer nachweist, dass das Bauwerk die vertraglich vereinbarten Eigenschaften aufweist. Erbringt er diese Nachweise, kann ihm die Abnahme nicht verweigert werden. Um dies zu erreichen werden als Teil der Planung des Bauvorhabens, neben der Gestaltung, zwingend die für den Gebrauch erforderlichen Nachweise, wie Auswahl und Güte der Baustoffe, Tragverhalten, Stabilität der Struktur gegenüber Umwelteinflüssen oder zeitabhängige Einflüsse untersucht, in der Konstruktion während der Errichtung berücksichtigt und dokumentiert.

Die Deponieverordnung aus dem Jahr 2002 gibt in dem § 13 „Deponieschließung“ die Regeln vor, wie die Nachweisführung zur Beendigung der Nachsorge erfolgen kann. Es sind zwei Optionen möglich:

- a) nach §13.2 Regelabdichtung nach Anhang 1 DepV oder gleichwertig, Kontrolle des Verhaltens durch Messen mit zugehöriger Dokumentation mindestens 30 Jahre oder länger.

- b) nach §13.5 DepV Regelabdichtung oder gleichwertig, aber mit Nachweisen von 9 Kriterien, nach deren Erfüllung die Abnahme oder das Ende der Nachsorge beantragt werden kann.

Da die Vorgaben des Verordnungsgebers nach Anhang 1 DepV vorbehaltlich des Eignungsnachweises für den Standort gelten, werden im § 19 DepV Rückstellungen im Vermögenshaushalt der Deponiebetreiber für Nachbesserungen gefordert, die erst nach Beendigung der Nachsorge aufgelöst werden können. Analysiert man die Vorgaben des § 13 DepV, dann liefert Möglichkeit a) nur Informationen zum Zeitpunkt der Messung und keine für die Zukunft. Eine Entlassung aus der Nachsorge ist deshalb nicht möglich. Es sei denn man führt den Nachweis zu einem späteren Zeitpunkt nach § 13.5 DepV (Bild 1.1). Das Vorgehen nach a) stellt also nur eine Möglichkeit zur Zeitgewinnung dar, weil die Mindestanforderungen der Behörden, die Früherkennung eines Umweltproblems durch Messung, erfüllt werden.

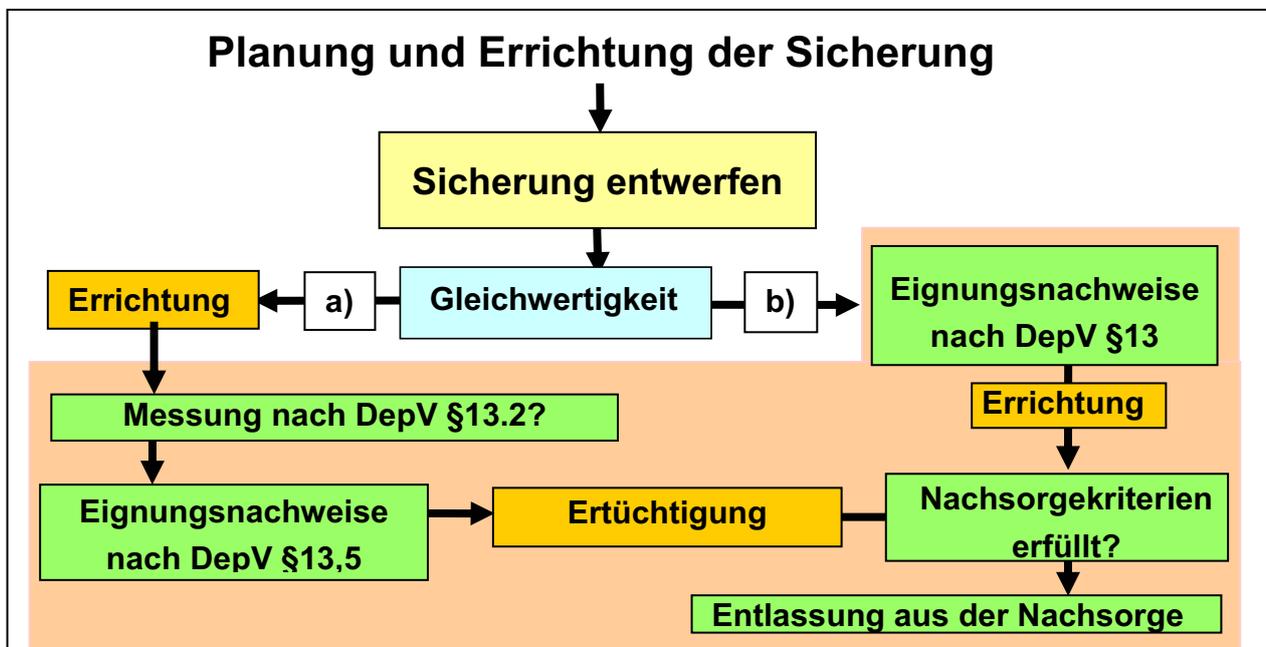


Bild 1.1: Wege aus der Nachsorge

Die Möglichkeit b) fordert einen Nachweis der Einhaltung von Kriterien und Werten in der Zeit nach Beendigung der Nachsorge. Dies erfordert den Nachweis, dass die Sicherungsmaßnahmen geeignet sind, die Vorgaben des § 13.5 langfristig zu erfüllen. Unter langfristig ist ein Zeitraum von >150 Jahren zu verstehen. Wie dieser Nachweis aufgebaut ist und auf welchen Grundlagen er beruht, ist in [3, 5, 13] nachzulesen.

In Bezug auf die Umsetzung ergibt sich eine ähnliche Konstellation, wie bei der Umsetzung von gewöhnlichen Bauvorhaben (Bild 1.2). Die Planung ist in die Objektplanung und in die Planung und Bemessung der Sicherung aufgeteilt. Die Qualitätssicherung

erfolgt über Fremdüberwachung. Jede Institution im Organigramm ist an der Entlassung aus der Nachsorge beteiligt.

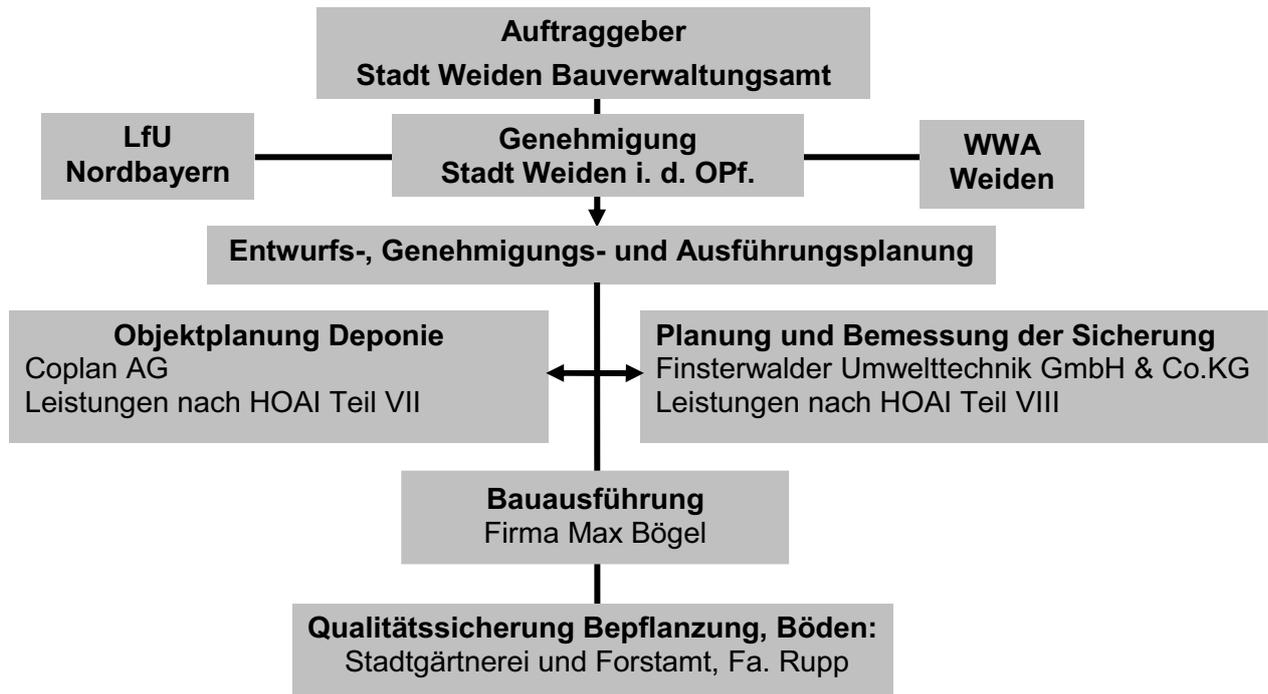


Bild 1.2: Organisationsstruktur

In den folgenden Kapiteln wird die Nachweisführung nach b) am Beispiel der Deponie Weiden West erläutert.

2 Bemessung der Sicherung der Deponie Weiden West nach den Kriterien der DepV

2.1 Beschreibung der Deponie

Die Deponie Weiden West, eine Deponie der Klasse II, bedeckt eine Fläche von ca. 18 ha. Sie enthält ca. 1,5 Mio. m³ Abfall aus hausmüllartigen Gewerbeabfällen, Hausmüll und Bauschutt. Sie wurde 1950 in Betrieb genommen. Von 1980 bis 1999 wurde nur noch Bauschutt abgelagert. 1999 erfolgte die endgültige Stilllegung. Die Deponie liegt im weiteren Einzugsbereich der Trinkwasserbrunnen der Stadt Weiden.

2.2 Aufbau des Sicherungssystems

Den Aufbau der ausgewählten Sicherung zeigt Bild 2.2.1. Sie besteht aus einer Kurzzeitsicherung, der Kunststoffdichtungsbahn mit darüber liegender Dränmatte, die mindestens für die ersten 30 Jahre nach der Herstellung wirksam bleiben muss, und der

Langzeitsicherung, der Wasserhaushaltsschicht von insgesamt 2m Dicke und entsprechender Bepflanzung aus Laub- und Nadelgehölzen, abgestimmt auf die klimatischen Gegebenheiten des Standortes.

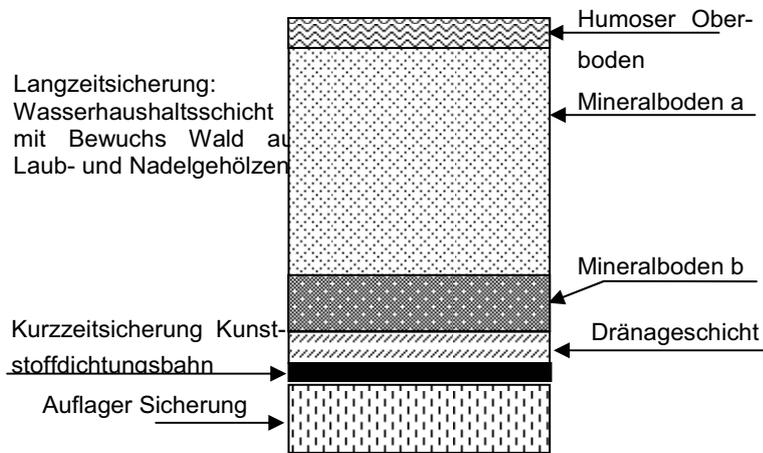
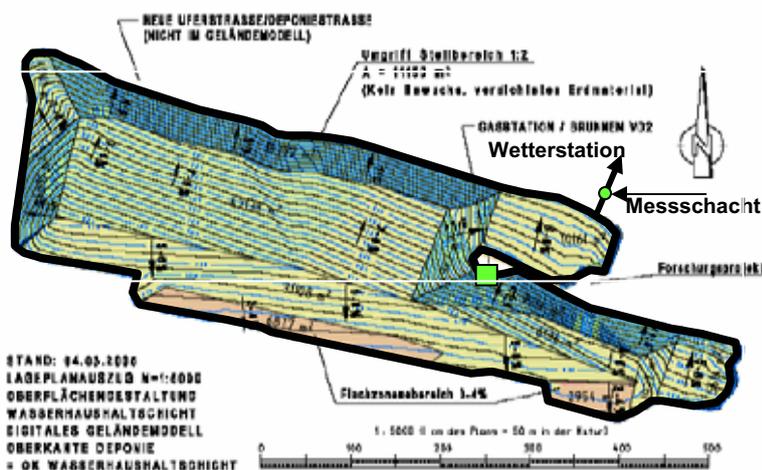


Bild 2.2.1: Aufbau der zur Ausführung ausgewählten Sicherung

Neben dem Aufbau der Sicherung selbst haben die Lage und die Kontur der Deponie, die Art der Bepflanzung einen deutlichen Einfluss auf die Funktion der Wasserhaushaltsschicht. Im Rahmen der Bemessung wurden diese Parameter so lange variiert, bis das unter den gegebenen Umständen mögliche Optimum der Schadstoffrückhaltung erreicht wurde.

Bild 2.2.2 zeigt die neue Kontur der Deponie. Sie wurde in Bezug auf Exposition und



Standesicherheit (Kriterium 6 §13.5 DepV) der Böschungen optimiert. Die Langzeitsicherung in Form des Waldes ist ein sich selbst erneuerndes biologisches System, dessen Leistungsfähigkeit sich im Laufe der Zeit durch die Ausbreitung der Wurzeln und Humusbildung erhöhen wird.

Bild 2.2.2: Gestaltung der Deponiekontur

Die Kurzzeitsicherung in Form der Kunststoffdichtungsbahn wird nach heutigem Wissensstand eine Lebensdauer von mindestens 75 Jahre haben. Diese Zeitspanne ist mehr als ausreichend, um im Zeitraum der Aufwuchsphase der Vegetation die abdichtende Funktion zu übernehmen.

2.3 Nachweisführung und Vorgabe der Nachsorgekriterien

Die Emissionen in den Grundwasserleiter sind langfristiger Natur. Sie hängen von der Größe der Deponie, von den löslichen, mobilen Inhaltstoffen, von der Art der Sicherung und von den geologischen und klimatischen Randbedingungen ab. Der Emissionszeitraum beträgt, je nach Größe der Deponie, von ein paar hundert bis zu einigen tausend Jahren. Auch die Stoffpalette, die betrachtet werden muss, besteht aus 15 bis 30 Stoffen, die in Bezug auf die Beeinflussung des Grundwassers untersucht werden müssen. Die Wanderung der einzelnen Deponieinhaltsstoffe muss durch die ungesättigte Deponiebasis bis in den Grundwasserleiter und dann bis zum Rand der Deponie verfolgt werden (Bild 2.3.1). Die naturwissenschaftliche Voraussetzung für eine Bemessung bildet das Stofftransportgesetz, das erstmals 1952 [2] in Form einer Differentialgleichung für Anwendungen in der Chromatographie formuliert wurde. Es beschreibt den Zusammenhang zwischen Diffusion, Konvektion und Sorption in Abhängigkeit vom betrachteten Ort und der Zeit.

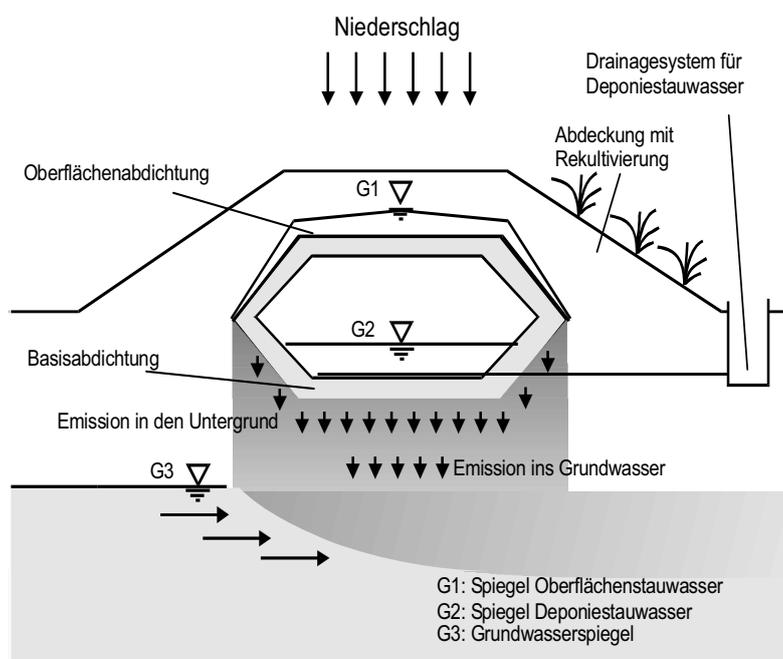


Bild 2.3.1: Schnitt durch eine Deponie

Die Theorie des Stofftransports ist validiert [10]. Im Gegensatz zum konstruktiven Ingenieurbau fehlen präzise Angaben zu den Materialeigenschaften, die die Voraussetzung zu einer Lösung auf einer deterministischen Basis wären. Sie können auch mit großem Aufwand nicht beschafft werden. Weder der Abfall kann ausreichend genau beschrieben werden, noch der Untergrund, der Teil des Systems ist. Deshalb bleibt als einziger Weg, die Lösung der Differentialgleichung unter der Berücksichtigung der probabilistischen Natur der Daten zu entwickeln. Die Lösung enthält eine Aussage über die zu erwartenden Streubereich der zukünftigen Belastung des Grundwassers. In der Datenauswertung werden alle Maßnahmen berücksichtigt, die der Planer sich zur Lösung der

ihm gestellten Aufgabe überlegt. Dies können Maßnahmen zur Veränderung des Schadstoffpotentials im Deponiekörper, ebenso wie Ausbildungen der Oberflächensicherung sein. Die einzige Bedingung die die Maßnahmen erfüllen müssen, ist die Unterschreitung der vorgegebenen Belastungsschwellenwerte über die Lebensdauer der Deponie gemäß DepV und den Behördenvorgaben.

Die Auswertung der Differentialgleichung in Form eines Risikoprofils erfolgt für jeden grundwasserschädlichen Deponieinhaltsstoff. Das zur Auswertung der Stofftransportgleichung entwickelte Programm DESI (**D**eponie **E**mission **S**imulation) [9] ist validiert [10] und verifiziert [11, 12]. Unter Berücksichtigung der Vorgängerversionen ist es seit 1989 im Einsatz [3].

Die für die Auswertung erforderlichen Daten können aus den vorhandenen Daten abgeleitet werden, sodass in der Regel keine neuen Datenerhebungen erforderlich sind. Dazu gehören zB. Unterlagen über die langfristige Nutzung, Klimadaten, die Sicherung, den Deponiekörper und –inhalt, die Geologie der Deponiebasis und die Hydrogeologie des Standorts und Messungen. Aus diesen Daten ermittelt DESi Risikoprofile, beginnend mit der Inbetriebnahme der Deponie, über einen Zeitraum von 150 Jahren und mehr. Bei Altdeponien besteht die Möglichkeit einer Rechnungskontrolle über Messwerte der Grundwasserbelastung aus vergangenen Jahren. Die Ergebnisse stellen Risikoprofile dar, in denen sich die probabilistische Natur der Eingangsdaten widerspiegeln. Die Begrenzungen der Risikoprofile geben die Werte an, die sich aus der Überlagerung der ungünstigsten oder der günstigsten Konstellationen unter Berücksichtigung des Stofftransportgesetzes ergeben. Die unteren Prognosegrenzwerte sind die günstigsten Werte, die erwartet werden können. Die oberen Prognosegrenzwerte sind Bruchkriterien gleichzusetzen. Sie sind mit den Auslöseschwellen zu vergleichen, die von den Behörden für jeden Standort vorgegeben werden. Sie sind die Kriterien, die langfristig unterschritten werden müssen. Die Prognosegrenzwerte sind mit den Auslöseschwellen durch die Beziehung

$$\text{Auslöseschwelle} \geq \text{Prognosegrenzwert}$$

GI.1

verknüpft. Genügt eine Sicherung dieser Bedingung, sind die Schließungskriterien nach §13.5 DepV erfüllt. Von den geeigneten Sicherungen wird die gebaut, die die Bedingungen der DepV erfüllt und das beste Preis-Leistungsverhältnis aufweist. Im Falle von Weiden West war die in Abschnitt 2.1 beschriebene Wasserhaushaltschicht kombiniert mit einer Kunststoffdichtungsbahn (KDB).

Die Wirkung einer Sicherungsmaßnahme kann unter den ökologischen Gesichtspunkten der DepV auf ihre Langzeitwirksamkeit quantifiziert und ökonomisch beurteilt werden. Dadurch wird ein Vorgehen, wie es bei jeder ingenieurmäßigen Bemessung selbstverständlich ist, möglich. Bild 2.3.2 zeigt die Vorgehensweise bei der Planung und

Realisierung. Folgt man dem Ablauf der Nachweisführung nach Bild 2.3.2, muss zunächst die „Gleichwertigkeit“ nachgewiesen werden, um die Baufreigabe zu erreichen. Dieser Nachweis orientiert sich an einer Maßnahme, der Standardsicherung nach DepV.

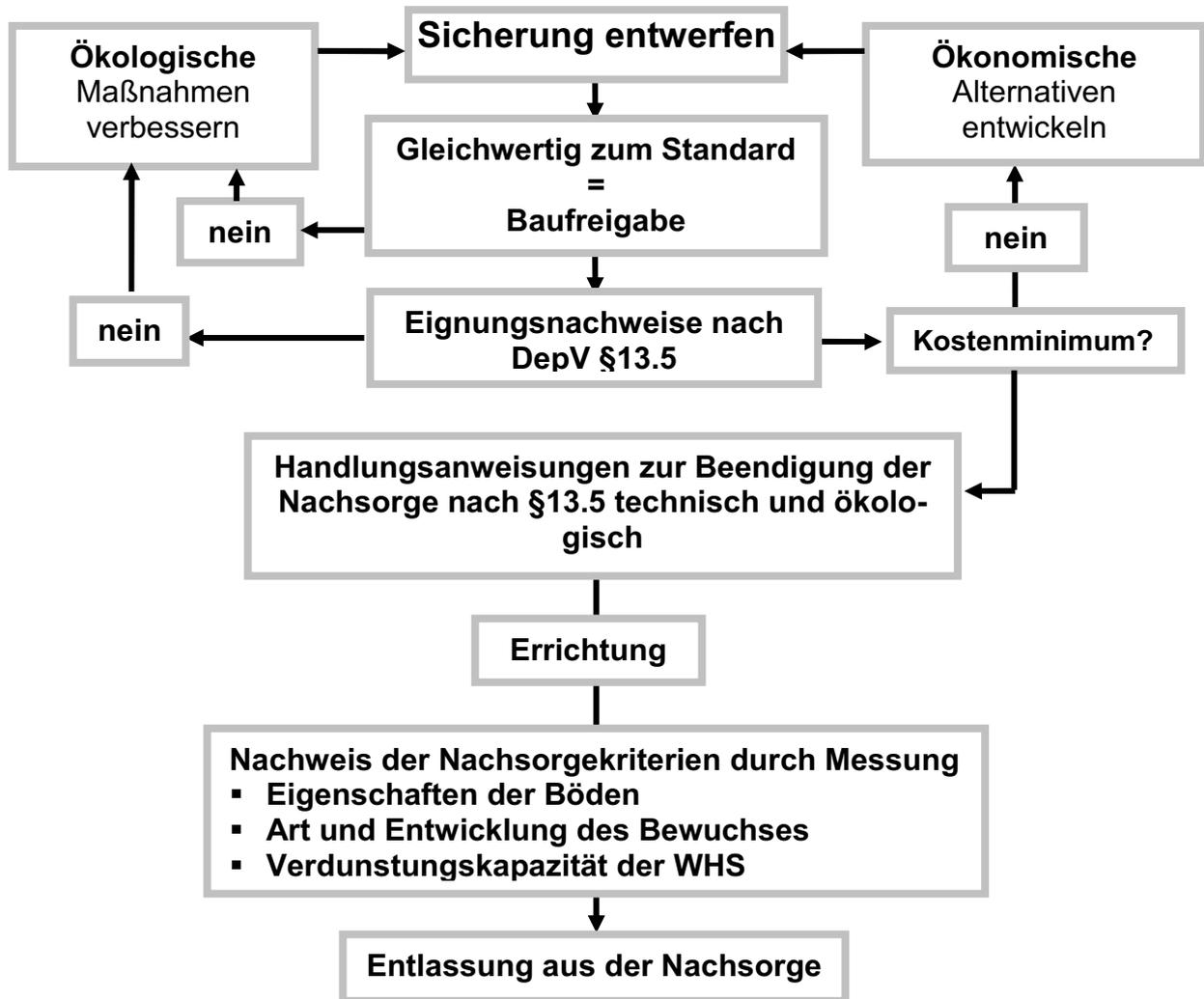


Bild 2.3.2: Planung und Realisierung der Sicherung nach DepV § 135 mit Bestimmung der Nachsorgekriterien

Der Nachweis der Eignung erstreckt sich auf die Einhaltung von Werten auf Dauer, die über die Nachsorgekriterien während der Nachsorge als Voraussetzung zur Entlassung aus der Nachsorge nachgewiesen werden. Die Voraussetzung ist die Bemessung der Sicherung auf die Anforderungen des Standortes durch Risikoanalysen der Emissionen der relevanten Stoffe in den Grundwasserleiter. Die Risiken sind dann auf ein vorgegebenes Maß begrenzt und im Verlauf bekannt. Messungen lassen sich dann in ihrer Bedeutung auch in Bezug auf das zukünftige Verhalten der Deponie bewerten.

Zunächst werden die Emissionsrisiken untersucht, die sich bei der Sicherungsmaßnahme nach DepV ergeben (Bild 2.3.3). Als Beispiel ist der Emissionsverlauf des Stoffes Mangan gewählt, der im Beispiel den Leitstoff darstellt. Man erkennt, dass die behördlich vorgegebene Auslöseschwelle unter Berücksichtigung der Alterung der eingesetzten Materialien dauerhaft überschritten wird. Nach dem Ablaufschema zur Erlangung der Nachsorge Bild 2.3.2 kann man diese Sicherungsmaßnahme zwar bauen, kann aber nicht das Ende der Nachsorge beantragen, da die Vorgaben des §13.5 durch diese Sicherung nicht erfüllt werden können.

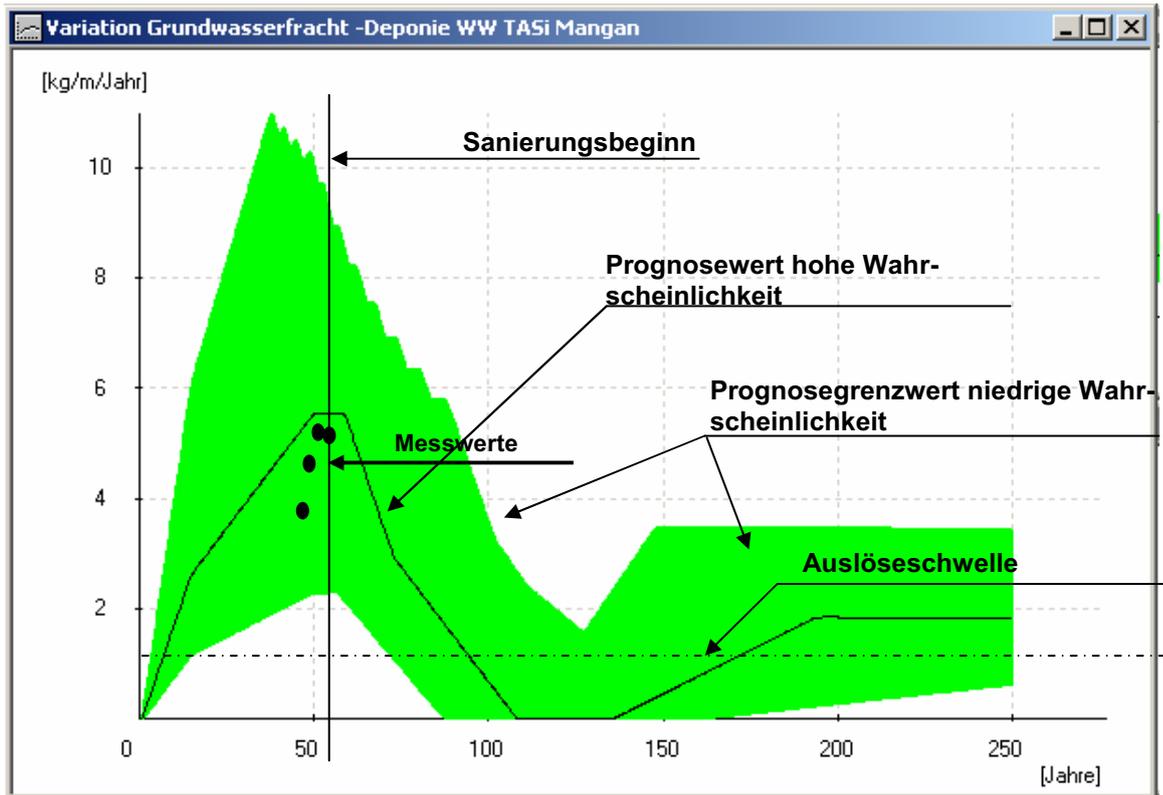


Bild 2.3.3: Risikofeld für Mangan; Oberflächensicherung nach Standard DepV, Deponieklasse II (DKII)

Deshalb wurde die Sicherungsmaßnahme gemäß Bild 2.3.2 optimiert. Der zugehörige Emissionsverlauf ist im Bild 2.3.4 dargestellt. Daraus kann man entnehmen, dass der Emissionsverlauf in keinen Bereich schlechter als nach Bild 2.3.3, der Sicherung nach Standard, verläuft. Die Alternative ist also gleichwertig zum Regelvorschlag nach DepV. Die optimierte Alternative kann aber auch in der Endphase die behördlich geforderten Grenzwerte sicher einhalten. Damit ist der Nachweis erbracht, dass die Sicherung bei Einhaltung der Planungswerte die Sanierungsvorgaben einhalten kann.

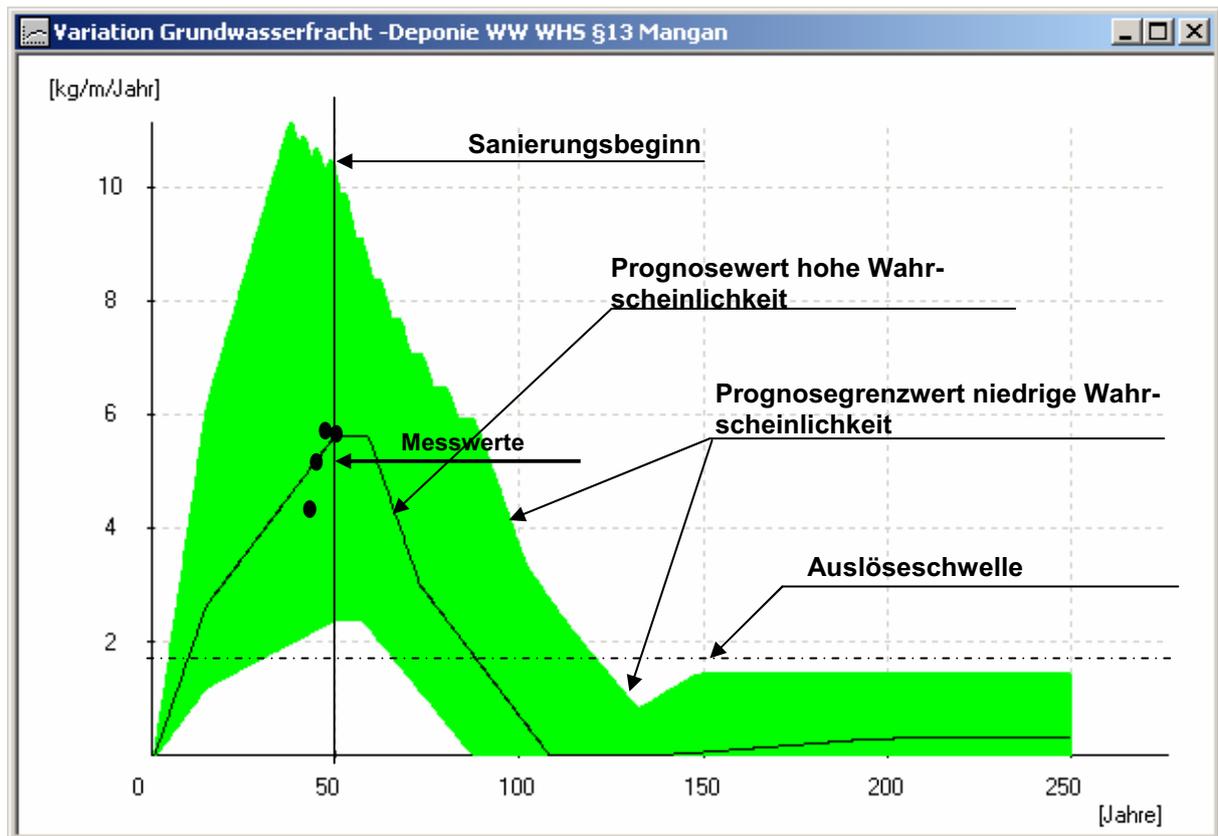


Bild 2.3.4: Risikofeld für Mangan; optimierte Oberflächensicherung nach Bild 2.2.1, DK II

Die zur Erstellung der Prognose vorgegebenen Daten müssen bei der Errichtung der Deponie über die Qualitätssicherung nachgewiesen werden. Es sind dies die vorgegebenen Bodenkennwerte nach DIN 4220 und der Nachweis der Rückhaltewirkung der Wasserhaushaltschicht. Die Bodenkennwerte nach DIN 4220 wurden während der Bauphase durch einen Fremdüberwacher (Bild 1.2) für jeden Bauabschnitt durch Versuche ermittelt. Die Rückhaltekapazität der Wasserhaushaltschicht hängt neben der Speicherkapazität der Böden von der Art und Intensität des Bewuchses ab. Da der Bewuchs sich erst im Laufe von mehreren Jahren entwickelt, wurde die Gesamtdeponie als Lysimeter entworfen. Dies konnte ohne besondere Kosten durchgeführt werden, da die abdichtende KDB als Teil der temporären Abdichtung mit der Sammeldränge ohnehin vorgesehen war. Zusätzlich wurden Messeinrichtungen für die Messung des Sickerwasserabflusses aus dem Wurzelraum der Wasserhaushaltschicht und die Messeinrichtung zur Messung des Niederschlages auf der Deponie installiert.

2.4 Errichtung der Sicherung

Die Errichtung der Sicherung (Bild 2.2.1) erfolgte durch die Firma Max Bögl. Ein Teil der Sicherung besteht aus relativ einfach zu bauenden Komponenten, wie dem Unterbau der KDB, der Dränschicht und dem Mineralboden a, die mit den üblichen bekannten Methoden auf der Baustelle hergestellt werden können.

An den Mineralböden und den Oberböden wurden in Bezug auf die Feldkapazität besondere Anforderungen gestellt, die nicht ohne weiteres erfüllt werden können. Deshalb wurden diese Böden vor der Ausschreibung der Arbeiten speziell ausgesucht und beprobt. Ausgewählt wurde schließlich für den Einbau im Probefeld Böden nach DIN 4220 vom Typ Su2 und Uls.

Das angebotene Einbauverfahren Einbringung der Böden mit Baggerschaufeln ergab einen zu hohen Streubereich, es war keine Kontrolle über die Einbaudichten möglich und es war in hohem Maße witterungsabhängig. Die erforderliche Einbauqualität war nicht erreichbar. Deshalb wurde das Einbauverfahren geändert und die Verarbeitung der Böden unter Einsatz von speziellen Baggerschaufeln mit integrierten Scheibenseparatoren vorgenommen. Die Erprobung im Testfeld ergab eine gleichmäßige Qualität weitgehend unabhängig vom Wetter. Zum Einbau auf der Deponie wurde der Bodentyp Uls wegen seiner besseren Eigenschaften ausgesucht.

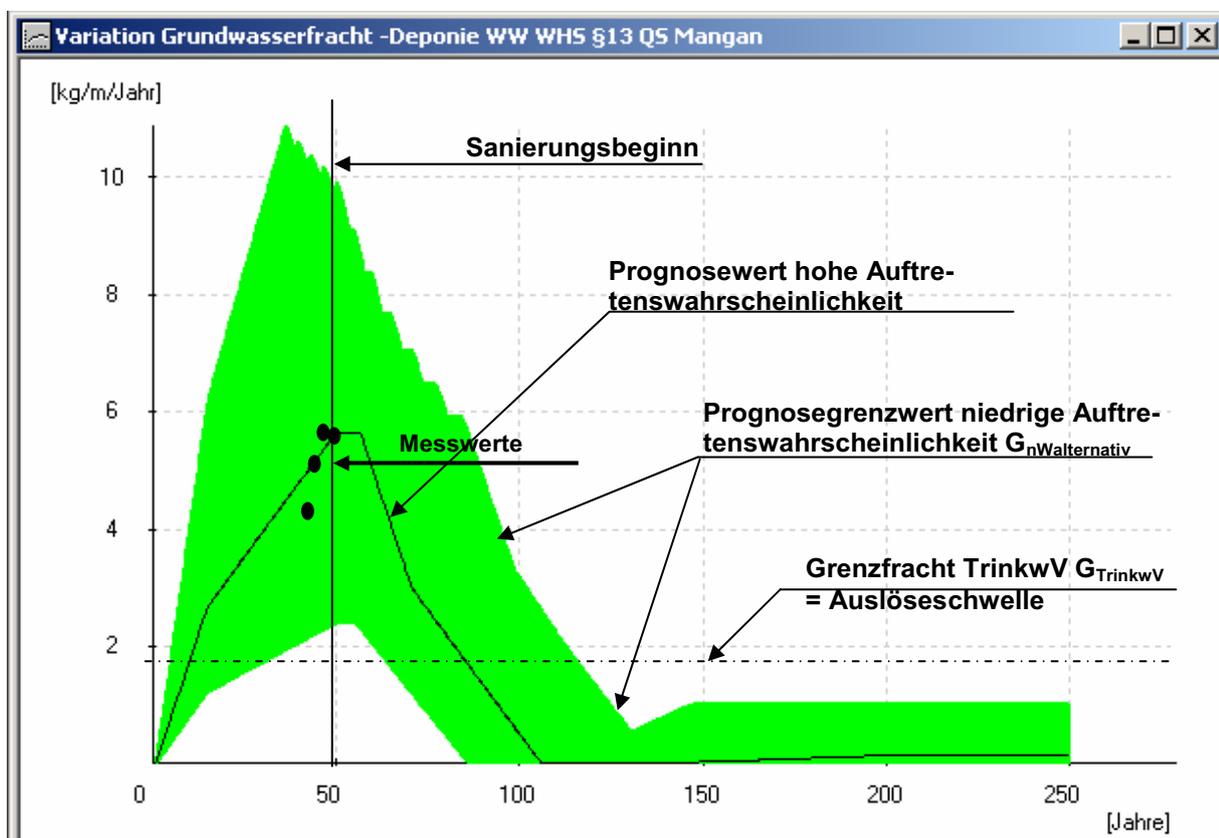


Bild 2.4.1: Risikofeld für Mangan; optimierte Oberflächensicherung nach Bild 2.2.1, DK II, berechnet mit den Daten aus der QS- Sicherung Böden

Böden mit einer hohen nutzbaren Feldkapazität sind empfindlich und weisen nur bei lockerer Lagerung die gewünschten Eigenschaften auf. Deshalb wurde ein Befahren der Wasserhaushaltsschicht bei der Herstellung und auch später nicht erlaubt, um unerwünschte Verdichtungszone auszuschließen. Insgesamt wurden 360.000m³ Böden

unter diesen Bedingungen unter der ständigen Kontrolle des Fremdüberwachers innerhalb von 6 Monaten verarbeitet.

Insgesamt wurden 43 Schürfen angelegt und in jeweils drei Horizonten, die die Trockenrohddichte bestimmt. Die Messungen wurden auf Basis der DIN 4220 in Bezug auf die nutzbare Feldkapazität n_{FK} und die Größe des effektiven Wurzelraums W_e ausgewertet und den insgesamt 13 Expositionsflächen zugeordnet. Mit den so erhaltenen Daten wurde das Langzeitemissionsverhalten der Deponie ermittelt. Das Bild 2.4.1 zeigt die Emissionen auf Basis der QS- Werte, die deutlich günstiger sind, als die auf der Grundlage der Planungswerte (Emissionsdiagramm Bild 2.3.4). Damit war der Nachweis erbracht, dass die vorgegebenen Materialwerte besser sind, als die für die Erstellung der Genehmigungsplanung angenommen Werte.

2.5 Überwachung der Funktion der Wasserhaushaltschicht

Die Wasserhaushaltschicht erhält ihr Rückhaltevermögen erst mit der Entwicklung der Bepflanzung und der Durchwurzelung. Das bedeutet, dass die Rückhaltekapazität sich in Abhängigkeit von der Entwicklungszeit von den Pflanzen und deren Wurzeln aufbaut. Der dafür erforderliche Zeitraum beträgt 7 bis 15 Jahre.

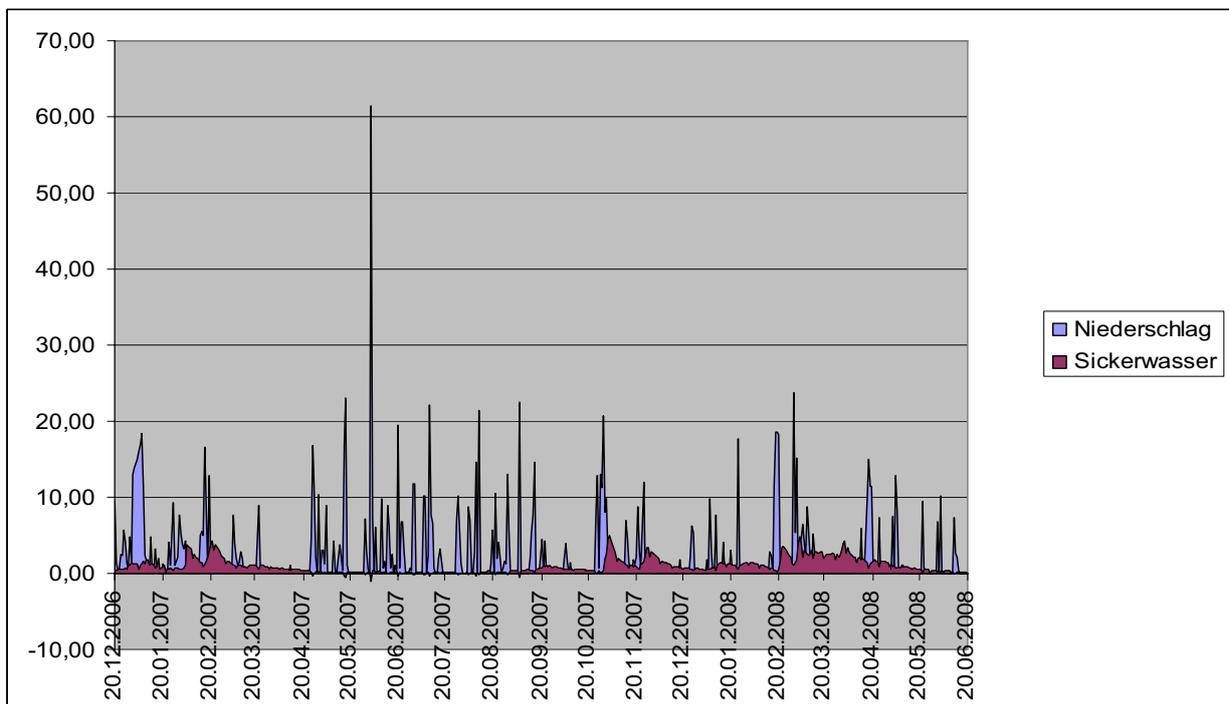


Bild 2.5.1: Niederschlag und Sickerwasseranfall auf der Deponie Weiden West

Der Aufbau der Rückhaltekapazität der Wasserhaushaltschicht auf der Deponie durch die Entwicklung der Pflanzen wird durch den Vergleich Niederschlag und Sickerwasseranfall kontrolliert. Die Rückhaltekapazität ist erreicht, wenn die für den Leitstoff erforderliche Höchstwassermenge abhängig vom Jahresniederschlag unterschritten wird.

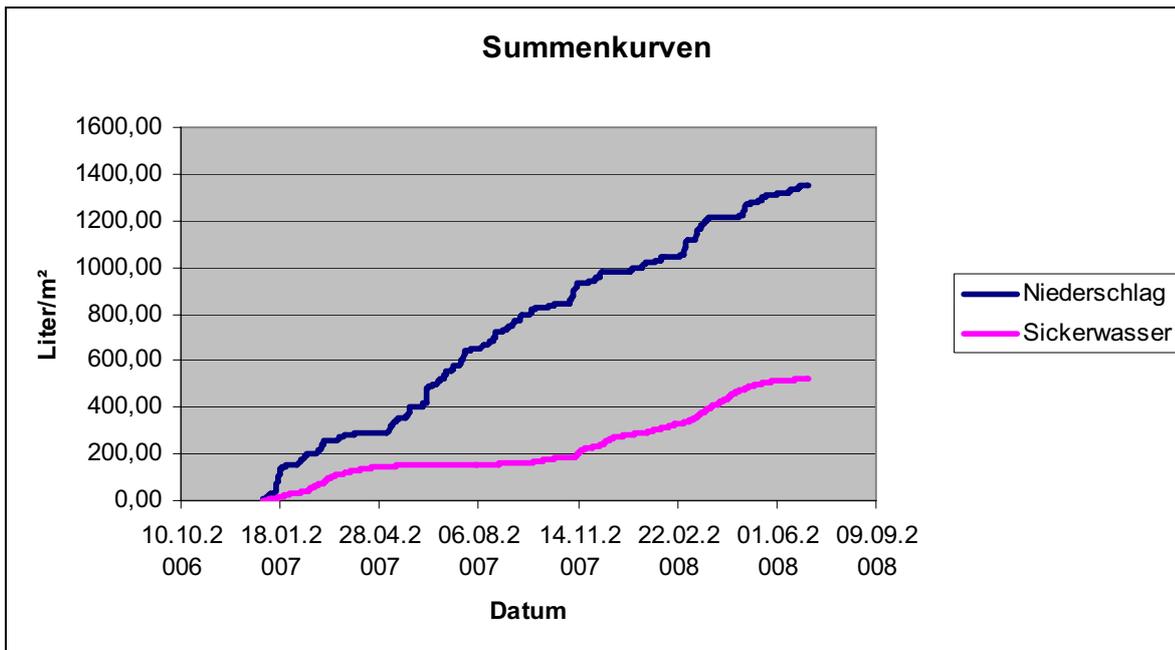


Bild 2.5.2: Summenkurven von Niederschlag und Sickerwasseranfall

Die Messungen für das erste Vegetationsjahr zeigt Bild 2.5.1, das die Niederschläge und den Sickerwasserabfluss darstellt. Bild 2.5.2 zeigt die zugehörigen Summenkurven für den Niederschlag und Sickerwasser.

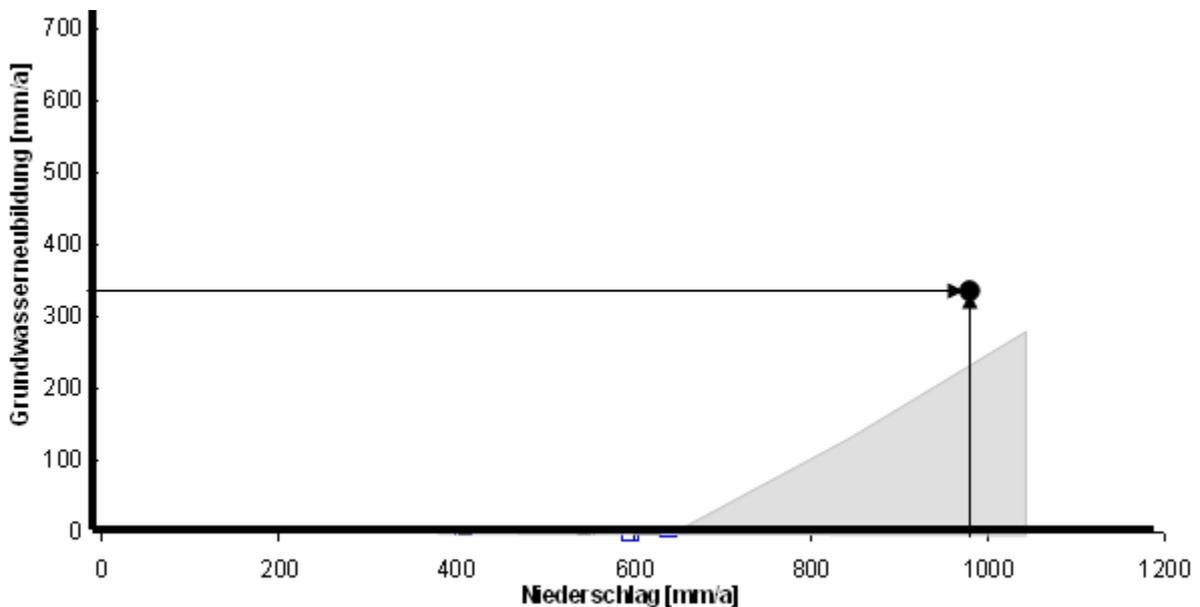


Bild 2.5.3: Grenzbedingung der Grundwasserneubildung als Funktion $f(h_{NS})$ für Mangan, Messpunkt für das erste Jahr nach Fertigstellung

In Bild 2.5.3 ist die Auswertgraphik dargestellt. Der grau hinterlegte Bereich ist der Zielbereich, in der der Jahresmesswert liegen muss, wenn die Rückhaltekapazität der Wasserhaushaltschicht den Sollwert erreicht. Nach dem ersten Vegetationsjahr liegt der Messwert erwartungsgemäß noch außerhalb des Zielbereiches.

3 Literatur

- [1] Technische Anleitung Siedlungsabfall; Sechste allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz: Technische Anleitung zur Vermeidung, Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Carl-Heymanns-Verlag Köln.
- [2] Lapidus and Amundson; 1952 Mathematics of adsorption in beds VI. The effects of longitudinal diffusion in exchange and chromatographic columns. Journal of Physical Chemistry, 56, S.984-988
- [3] Jessberger H.-J., Onnich K., Finsterwalder K., Beyer S. 1995 Versuche und Berechnungen zum Stofftransport durch mineralische Abdichtungen und daraus resultierenden Materialentwicklungen. In: 3. Arbeitstagung zum Verbundforschungsvorhaben Deponieabdichtungssysteme. Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung, Berlin 21.-23.3.1995
- [4] Verordnung über Deponien und Langzeitlager (DepV); BGBl, I 2002, 2807
- [5] Finsterwalder K.; 2001 Ableitung der Grenzemissionen für die Deponieklassen I und II aus der Technischen Anleitung Siedlungsabfall Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und Bayerische Landesamt für Umweltschutz Oktober (LfU), Bezug über LfU, 2001
- [6] Finsterwalder K.; Nachweise der Emissionen und Frachten und Entwicklung der Kriterien zur Beendigung der Nachsorge für ausgewählte Standorte. Deponie A Deponieabdichtung nach TA Siedlungsabfall Deponieklasse I. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Oktober 2001
- [7] Finsterwalder K.; Nachweise der Emissionen und Frachten und Entwicklung der Kriterien zur Beendigung der Nachsorge für ausgewählte Standorte. Deponie B Deponieabdichtung nach TA Siedlungsabfall Deponieklasse I. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Oktober 2001

- [8] Finsterwalder K. ; Nachweise der Emissionen und Frachten und Entwicklung der Kriterien zur Beendigung der Nachsorge für ausgewählte Standorte. Deponie C Deponieabdichtung nach TA Siedlungsabfall Deponieklasse I. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Oktober 2001
- [9] Finsterwalder K., Natterer B.; 1998 DESi® Software zur Simulation von Emissionen aus Deponien und Ablagerungen, Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co KG, 82335 Bernau / Hittenkirchen.
- [10] Mann U.; 1993 Stofftransport durch mineralische Deponieabdichtungen: Versuchsmethodik und Berechnungsverfahren. Januar 1993 Heft 19 Ruhruniversität, Schriftenreihe des Instituts für Grundbau.
- [11] Schulz H. Schmid J. Finsterwalder K.; 2003 Prognose des Variationsbereiches der Emissionen und Frachten auf Boden- und Grundwasserpfad am Altstandort „UK“ unter Einbeziehung von Frachtmessungen am Deponierand der zur Validierung der Systeme BLACE und DESi Variation. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
- [12] Schulz H. Schmid J. Finsterwalder K.; 2003 Prognose des Variationsbereiches der Emissionen und Frachten auf Boden- und Grundwasserpfad am Altstandort „UU“ unter Einbeziehung von Frachtmessungen am Deponierand der zur Validierung der Systeme BLACE und DESi Variation. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
- [13] Finsterwalder K.; 2006 Beendigung der Nachsorge von Deponien gezeigt am Beispiel der Sicherung der Deponie Weiden West. Praxistagung Deponie 2006, Wasteconsult

Anschrift des Verfassers:

Dr. Ing. Klemens; Finsterwalder Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG
Mailinger Weg 5; D-83233 Bernau
Telefon +498051 65390
Email k.finsterwalder@fitec.com
Webseite: www.fitec.com

Bau und 7-jähriger Betrieb eines Dichtungskontrollsystems sowie Durchführung von Bewässerungsmaßnahmen auf der Deponie Wesuwe

Thomas Wemhoff, Heinz Bökers*, Ernst Biener, Torsten Sasse

Umtec | Prof. Biener | Sasse | Konertz,
Partnerschaft Beratender Ingenieure und Geologen / Aachen, Bremen, Osnabrück
* Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Emsland / Meppen

Construction of and experience gained with a landfill surface sealing with integrated leakage detection and infiltration system

Abstract

On the landfill of Wesuwe with a size of 8,0 ha a final surface sealing system has been installed in the years 1999 2000. The main sealing element of the capping consists of a 2.5 mm PEHD-geomembrane and a leakage detection system. On an area of 3,5 ha the surface sealing system was additionally supplied with special water infiltration devices, which should ensure the further biological stabilisation process of the deposited waste. These installations are currently running now for several years. In this presentation, the results of the leakage detection and infiltration system will be shown and interpreted. In addition an outlook will be given to show, whether the results can be transferred on other projects.

Zusammenfassung

Auf der insgesamt ca. 8,0 ha großen Deponie Wesuwe im Landkreis Emsland wurde in den Jahren 1999 und 2000 ein Oberflächenabdichtungssystem mit einer Kunststoffdichtungsbahn inkl. eines ergänzenden Dichtungskontrollsystems als wesentliches Abdichtungselement installiert. Zudem wurde auf einer Fläche von ca. 3,5 ha unterhalb der Kunststoffdichtungsbahn ein Bewässerungssystem zur Beschleunigung der biochemischen Abbauprozesse errichtet. Diese Einrichtungen wurden nunmehr mehrjährig betrieben. Die diesbezüglichen Ergebnisse werden im Vortrag dargestellt, bewertet und ein Ausblick auf die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf andere Projekte gegeben.

Keywords

Deponie, Dichtungskontrollsystem, Bewässerungssystem, Bau, Betrieb, Erfahrungsbericht

Landfill, leakage detection system, infiltration devices, construction, monitoring, experience report

1 Einführung

Dichtungskontrollsysteme (DKS) werden im Deponiebau als Ersatz oder in Ergänzung von Abdichtungskomponenten in Oberflächenabdichtungssystemen eingesetzt. Im Zuge entsprechender Planungen und Genehmigungen stellt sich hierbei häufig auch die Fra-

ge nach der Langzeitbeständigkeit der Einzelemente des Dichtungskontrollsystems sowie nach den spezifischen Kosten für die Installation und den Betrieb des Systems, ggf. auch nach zusätzlichen Kosten, sofern bei auffälligen Messergebnissen Aufgrabungen, Sanierungen oder weitere Maßnahmen durchgeführt werden müssen. Die Erfahrungen mit dem auf der Deponie Wesuwe installierten DKS werden diesbezüglich nachfolgend dargestellt.

Auf der Deponie Wesuwe wurde zudem mit finanzieller Unterstützung der Europäischen Union (Life-Programm) ein Demonstrationsvorhaben zur Befeuchtung von Abfall unterhalb einer Oberflächenabdichtung durchgeführt. Ziel dieses Vorhabens war es, anhand der Regelung der eingebrachten Wassermengen, eine möglichst große Deponiegasausbeute und damit ein hohes Maß an biologischem Abbau zu erreichen.

Hierzu wird nachfolgend die Deponie und dessen wesentlichen Einrichtungen vorgestellt und das installierte Bewässerungssystem beschrieben. Anschließend wird über die gewonnenen Erkenntnisse und Ergebnisse berichtet.

2 Beschreibung der Deponie Wesuwe

2.1 Allgemeine Beschreibung

Die vom Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Emsland betriebene Deponie Wesuwe liegt im nordwestlichen Niedersachsen nahe der niederländischen Grenze. Die Deponie wurde von 1977 bis 1994 mit Hausmüll und hausmüllähnlichen Abfällen der Region auf insgesamt 3 Bauabschnitten (BA) verfüllt. Insgesamt sind auf einer Fläche von etwa 8 ha ca. 1,1 Mio. m³ Abfälle in Form einer auf dem ursprünglich vorhandenen Geländeniveau erstellten Hochdeponie eingelagert worden.

Basisabdichtungen aus polymeren Kunststoffdichtungsbahnen und eine funktionierende Sickerwasserfassung befinden sich ausschließlich auf den von 1984 bis 1994 verfüllten Bauabschnitten II und III, deren Gesamtfläche etwa 3,5 ha, deren maximale Abfallhöhe ca. 24 m und deren Böschungsneigung etwa 1 : 3,5 beträgt.

Die gesamte Deponie wurde in den Jahren 1999 und 2000 mit dem in Abbildung 2 dargestellten Oberflächenabdichtungssystem abgedichtet, wobei in den BA II und III innerhalb der Sand- und Gasausgleichsschicht Bewässerungseinrichtungen vorgesehen wurden. Im älteren Bauabschnitt I wurde wegen der fehlenden Basisabdichtung auf die Installation der Bewässerungseinrichtungen verzichtet.

Wesentliches Element der Oberflächenabdichtung ist demnach eine BAM-zugelassene Kunststoffdichtungsbahn (KDB), die mittels des bereits erwähnten DKS im Hinblick auf eventuelle Leckagen überwacht wird (siehe nähere Darstellungen im folgenden Kapitel

2.2). Im Zusammenhang mit der Herstellung der Oberflächenabdichtung wurden in den Jahren 1999 und 2000 zur Gasfassung 23 Vertikalbrunnen und rd. 2.000 lfdm Horizontalentgasungsleitungen verlegt, so dass nunmehr seit dem Jahr 2000 das gefasste Deponiegas über insgesamt 5 Gassammelstationen, drei Kondensatschächten, einer Verdichterstation und einer Hochtemperaturfackel schadlos entsorgt wird.



Abbildung 1 Lage und Bauabschnittseinteilung der Deponie Wesuwe

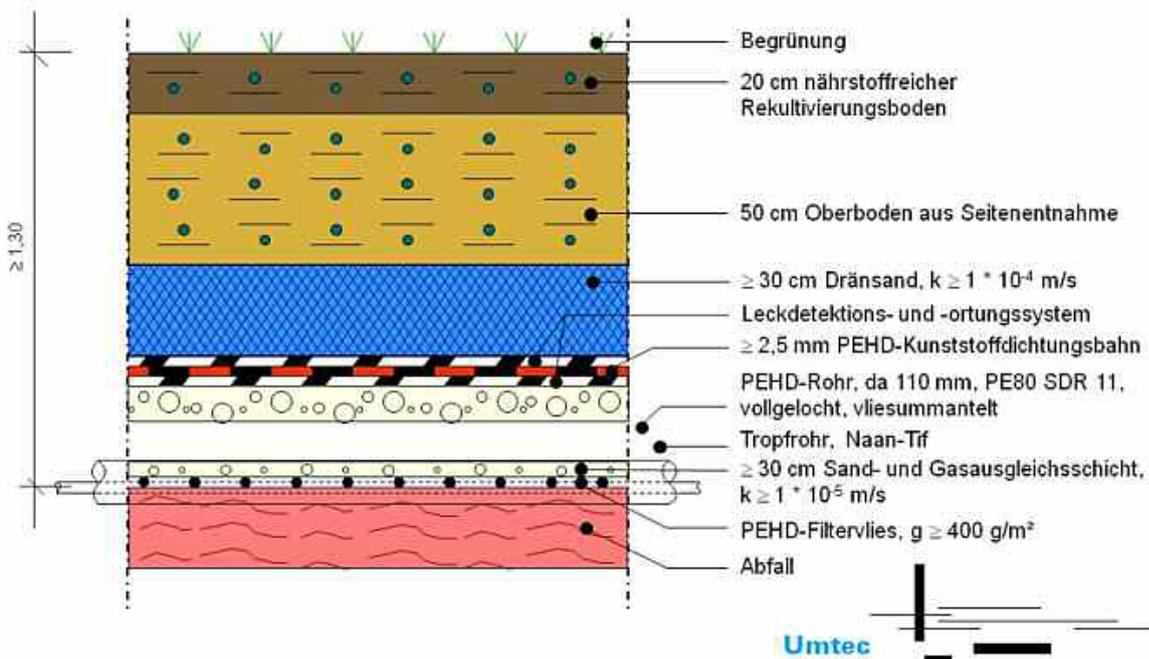


Abbildung 2 Oberflächenabdichtungssystem der Deponie Wesuwe

Vor dem Hintergrund der in diesem Beitrag näher dargestellten Ergebnisse zur Bewässerung sei noch erwähnt, dass das Sickerwasser in den Bauabschnitten II und III über eine Flächendränage und von Nord nach Süd verlaufenden Sickerwassersammelleitungen gefasst wird. Diesen Sammelleitungen schließt sich ein zentraler Kippbecherschacht zur Mengenermittlung an. Der Kippbecherschacht lässt hierbei auch bei geringen Sickerwasserabflussmengen mit einer relativ einfachen und damit i.d.R. weniger wartungsanfälligen Technik eine verlässliche Mengenermittlung zu. So erfolgt bei jeder Volfüllung des einzelnen Kippbeckers ($V = 10 \text{ l}$) aufgrund der Schwerpunktverlagerung ein Kippvorgang, der induktiv vom Zählwerk erfasst wird.

2.2 Beschreibung des installierten Dichtungskontrollsystems

Da der Grundwasserabstrom im Bereich des BA I bereits geringfügige Beeinträchtigungen zeigte und im Jahre 1998 weder an der Deponiebasis noch an der Deponieoberfläche ein Dichtungselement vorhanden war, wurde im Zuge der Planungen zur Oberflächenabdichtung neben dem eigentlichen Dichtungselement der PEHD-Kunststoffdichtungsbahn ein zusätzliches Dichtungskontrollsystem mit folgendem Hintergrund vorgesehen. Während im Versagensfall beispielsweise einer Kombinationsabdichtung eine Leckage erst indirekt über eine weitere Grundwasserbelastung festgestellt werden kann, kann im Gegensatz dazu bei einem Versagen einer leakageüberwachten KDB unmittelbar und direkt nach einer entsprechenden Ortung mit entsprechenden Maßnahmen reagiert werden.

Zum Entscheidungszeitpunkt bezüglich der konkreten Ausbildung des Oberflächenabdichtungssystems in den Jahren 1998 und 1999 lagen technisch bis zur Einsatzreife entwickelte Dichtungskontrollsysteme am Markt vor, die ihre Betriebs- und Funktionssicherheit auf ersten Referenzflächen nachgewiesen hatten.

Im Zuge der Ausschreibung der gesamten Baumaßnahme der Oberflächenabdichtung erfolgte auf Basis der Erfahrungen aus den o.g. Referenzflächen eine herstellerunabhängige Ausschreibung des DKS (als Teil der Gesamtausschreibung, d.h. keine separate Beauftragung). Hierbei wurden einerseits klare Regelungen zur bauvertraglichen und abfallrechtlichen Abnahme des DKS in den Verdingungsunterlagen berücksichtigt, andererseits aber auch die Leistungen einer verlängerten Gewährleistung (10 Jahre) und eines befristeten Mess- und Wartungsvertrags (5 Jahre) abgefragt und letztlich auch beauftragt.

Zur Ausführung kam als Dichtungskontrollsystem das System Geologger (Typ MPLE) der Firma Geologger Systems, dessen prinzipielle Funktionsweise in Abbildung 3 dargestellt ist. Auf eine vertiefende System- und Funktionsbeschreibung wird an dieser Stelle verzichtet und auf die diesbezüglich vorliegenden Veröffentlichungen verwiesen.

Funktionsprinzip GEOLOGGER

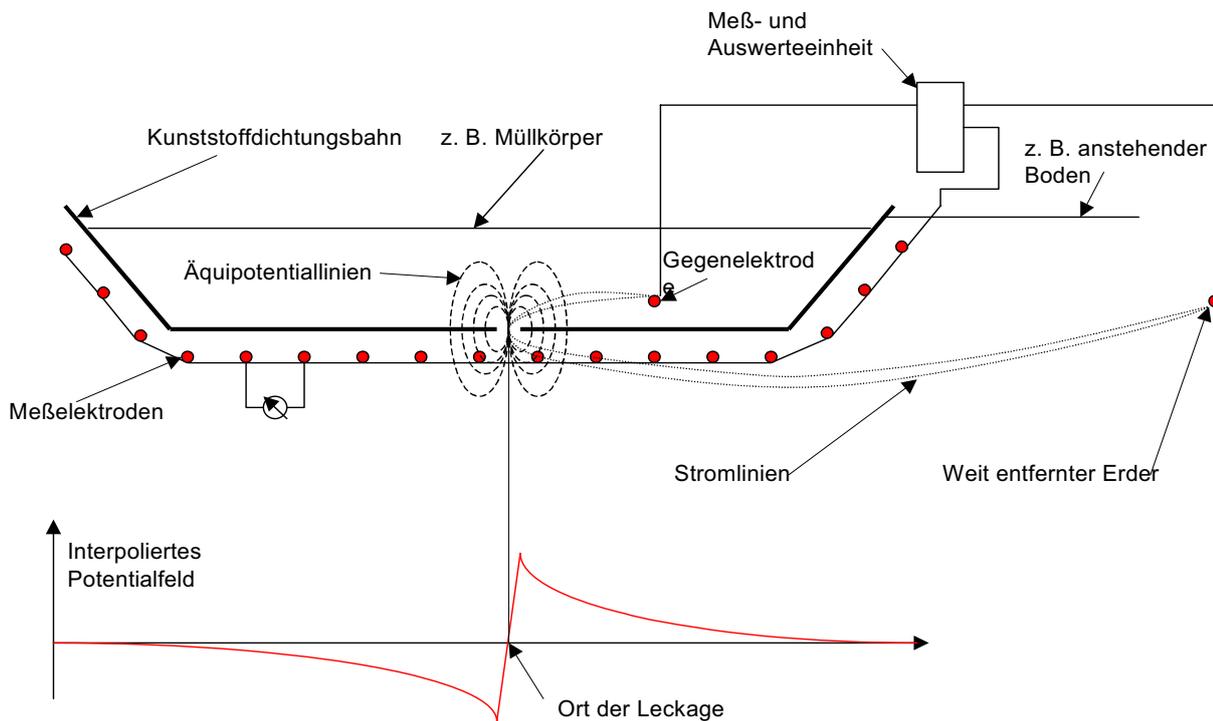


Abbildung 3 Funktionsprinzip Geologger (aus Geologger Systems 2002)

Entsprechend des seinerzeitigen Entwicklungsstandes der DKS wurden hierbei unterhalb der Kunststoffdichtungsbahn die Messelektroden in einem Rasterabstand von 5 m angeordnet. Einen Eindruck über die entsprechenden Verlegearbeiten vermittelt die Abbildung 4.

Der Bauablauf stellte sich insgesamt als reibungslos und ohne besondere Auffälligkeiten dar. Auch konnte im Zuge von Testleckagen das DKS seine Funktionstüchtigkeit vor den einzelnen Abnahmen uneingeschränkt nachweisen (siehe auch Bökers/Sasse 2001). Über entsprechende Feldverteiler (Verteilerschränke) wurde die gesamte Abdichtungsfläche in insgesamt 9 Messfelder des DKS unterteilt. An diesen Feldverteilern wurden und werden nunmehr regelmäßig Vor-Ort-Messungen durchgeführt, deren Ergebnisse in Kap. 3 dargestellt werden.



Abbildung 4 Verlegung der Messelektroden unterhalb der Kunststoffdichtungsbahn

2.3 Beschreibung des installierten Bewässerungssystems

Das Bewässerungssystem der BA II und BA III wurde als Linienbewässerung konzipiert. Hierzu wurden in der Sand- und Gasausgleichsschicht ca. 4.100 lfdm druckkompensierende Schläuche (1/2'') mit zwei Tropfstellen je Meter höhenlinienparallel verlegt. Ziel war es hierbei, über ein voreingestelltes Druckspektrum unabhängig von der geodätischen Höhenlage der Tropfstelle eine möglichst gleichbleibende Wassermenge in den Abfall abgeben zu können.

Die Bewässerungsschläuche werden über insgesamt 13 Bewässerungsschächte mit Frischwasser aus dem öffentlichen Netz versorgt. Die Versorgung mit Frischwasser wurde hierbei gewählt, um letztlich die Gefahr einer Verstopfung der kleinen Tropfstellen (z.B. bei der Verwendung von Sickerwasser) durch Ablagerungen und Inkrustationen zu verringern. Einen Überblick über die Anordnung in der Lage sowie der Ausbildung eines Bewässerungsschachtes geben die Abbildung 5 und die Abbildung 6.

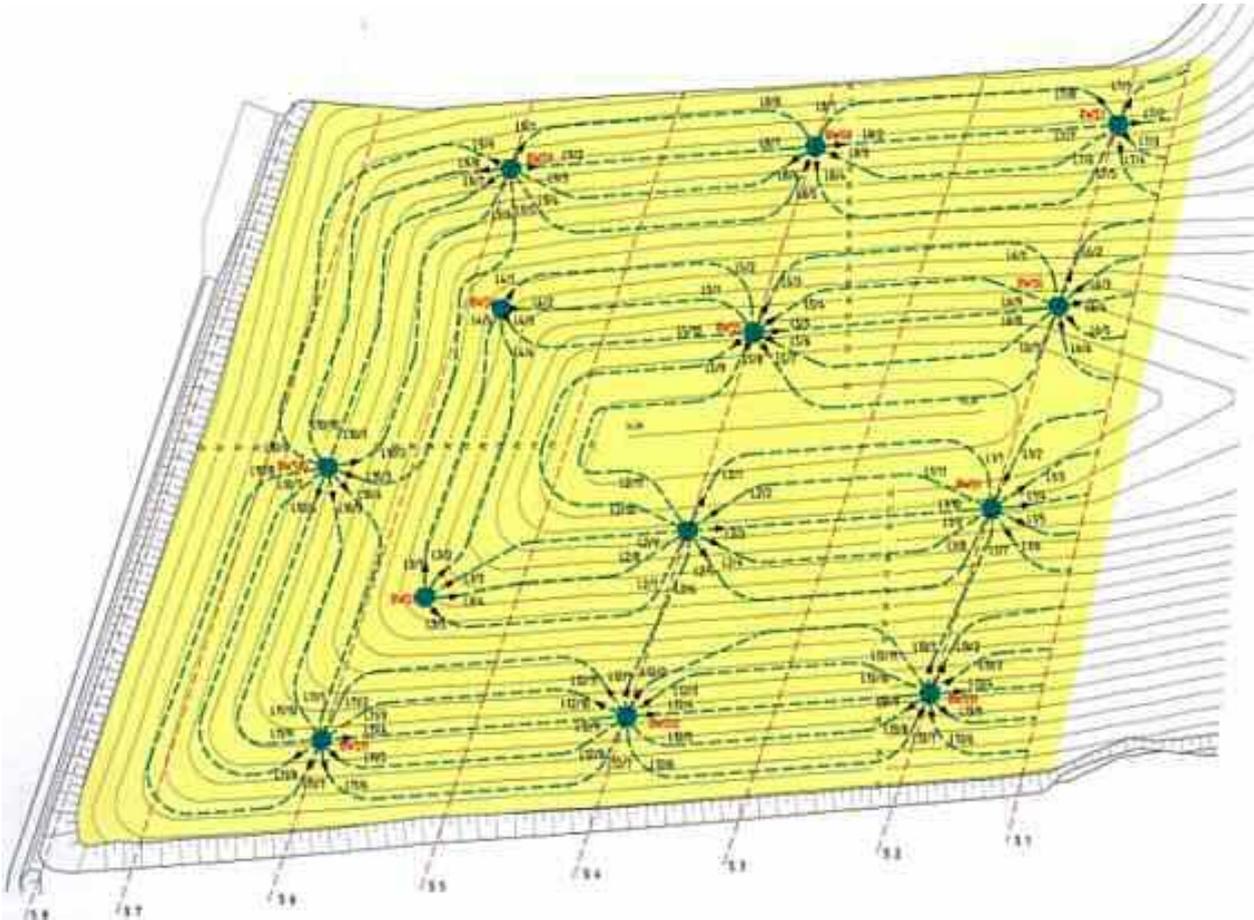


Abbildung 5 Lageplan Bauabschnitte II und III mit Bewässerungssystem



Abbildung 6 Bewässerungsschacht mit Wasserverteilsbalken, Kugelhähnen, Wasseruhren und Druckminderern

3 Betriebserfahrungen mit dem Dichtungskontrollsystem

3.1 Allgemeines

Zur Überprüfung der Kunststoffdichtungsbahn auf mögliche Leckagen werden auf der Deponie Wesuwe seit August 2000 (Abnahme der Gesamtbaumaßnahme) in einem zunächst festgelegten halbjährlichen Intervall vor-Ort Messungen und Datenauslesungen an den 9 Feldverteilern vorgenommen. Hierzu werden mobile Auslese- und Auswerteeinheiten an die Feldverteiler angeschlossen und die entsprechenden Feldmessungen durchgeführt. In diesem Zuge werden neben den eigentlichen Messungen der Leckortung auch die Funktionstüchtigkeit der erdverlegten Leitungen, der entsprechenden Sensorik sowie der Verteilereinrichtungen etc. überprüft.



Abbildung 7 Feldverteiler mit Anschluss einer mobilen Auslese- und Auswerteeinheit (vergleichbare Anordnung auf einer anderen Deponiebaumaßnahme)

3.2 Leckortung im Jahr 2001

Etwa ein Jahr nach der Abnahme der Gesamtmaßnahme wurde im Zuge einer planmäßigen Dichtungskontrollmessung (1. Nachmessung) eine Anomalie in den Messwerten festgestellt. Der entsprechende Prüf- und Auswertebericht benannte eine Leckageverdachtsfläche im BA I und dem dortigen Messabschnitt 6. Auf Grundlage der bauparallel erfolgten elektrooptischen Lagevermessung der Messelektroden und der in Abbildung 8 (oben links) graphisch dargestellten auffälligen Messwerte wurden von der auswertenden Firma (Geologger Systems) konkrete Rechts- und Hochwerte der Leckageverdachtsstelle mitgeteilt.

In Verbindung mit vorlaufenden Abstimmungen zur Kostenübernahme (je nach Ergebnis der Freilegung) erfolgte im Sommer 2001 die Freilegung des betreffenden Bereiches. Hierbei wurden folgende Punkte festgestellt:

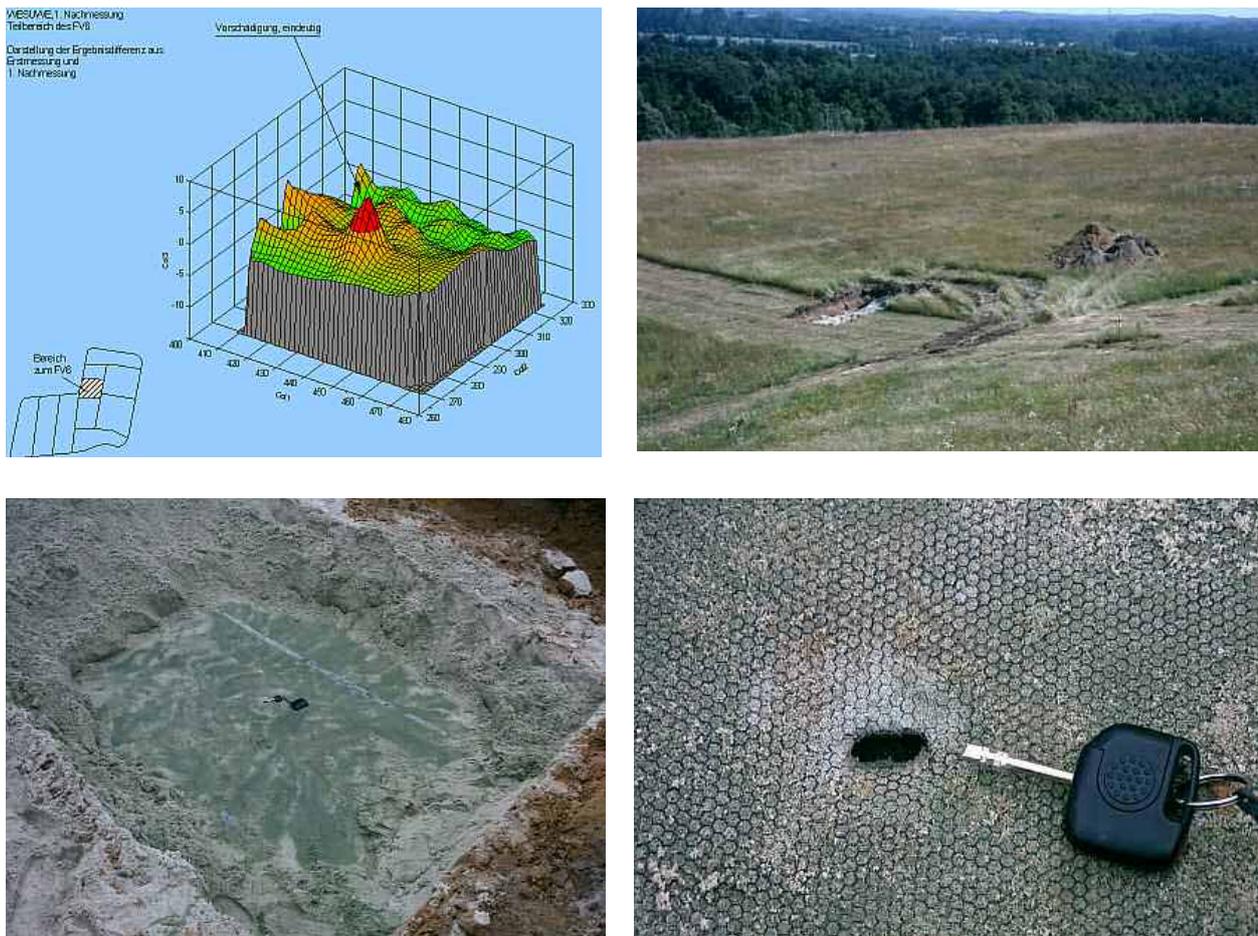


Abbildung 8 oben links: Darstellung der Ergebnisdifferenz aus Erstmessung und 1. Nachmessung im Teilbereich des Feldverteilers Nr. 6
 oben rechts: Überblick Erdbautätigkeiten zur Freilegung der Leckage
 unten links: Baugrube zur Freilegung der Leckage
 unten rechts: Nahaufnahme der Leckage

- Die Kunststoffdichtungsbahn war nahezu exakt an der vorher benannten Stelle beschädigt (siehe Abbildung 8).
- In Verbindung mit den Messergebnissen der 1. Nachmessung und den Ergebnissen aus der Inbetriebnahmephase (vor der Abnahme) konnte belegt werden, dass es sich um eine Beschädigung aus der Bauphase handelte. Die Kostenübernahme für die Reparaturleistungen (inkl. Erdbau) erfolgte daher in Form einer Mängelbeseitigung durch die Baufirma.
- Die im Zuge dieser Freilegung entstandenen Kosten können jedoch insgesamt aufgrund der sehr exakt erfolgten Ortung und des damit verbundenen sehr begrenzten Erdbauaufwandes als gering bezeichnet werden.

3.3 Weitere Betriebserfahrungen in den Folgejahren

In den Jahren von 2001 bis 2006 wurden regelmäßige Nachmessungen im halbjährlichen Rhythmus durchgeführt. Alle Messungen zeigten keine weiteren Auffälligkeiten. Auch zeigten sich alle installierten Einrichtungen stets funktionstüchtig. Reparatur- und Wartungsleistungen, z.B. auch an den Verteilerschränken, wurden daher nicht notwendig.

Nennenswerte Betriebskosten für das Dichtungskontrollsystem sind somit mit Ausnahme der Kosten für die Messungen und Auswertungen sowie für den vernachlässigbaren Stromverbrauch bei der Messdurchführung nicht aufgetreten.

Im Jahr 2006 wurde vor dem Hintergrund dieser Betriebserfahrungen das Messintervall auf 1 mal alle 2 Jahre vergrößert, wobei die bis 2008 erfolgten Nachmessungen ebenfalls keine Auffälligkeiten aufzeigten.

Im Jahr 2006 lief der bei Installation des Systems abgeschlossene Mess- und Wartungsvertrag aus (Preisvereinbarungen für den Zeitraum von 2001 bis 2006 waren bereits im Zuge der Ausschreibung der Baumaßnahme im Jahr 1999 getroffen worden). Eine zunächst angedachte eigenständige Messung, Auslesung und Bewertung des DKS durch den Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Emsland wurde vor dem Hintergrund der sehr spezifischen Anwendungen nicht weiter verfolgt. Vielmehr wurde der bestehende Mess- und Wartungsvertrag verbunden mit einer Preisanpassung von etwa 30 % verlängert. Durch die in 2006 abgestimmte Änderung des Mess- und Wartungsintervalls, konnten diese Mehrkosten jedoch in der Summe kompensiert werden.

3.4 Bewertung der Betriebserfahrungen mit dem DKS

Die Betriebserfahrungen mit dem auf der Deponie Wesuwe installierten DKS können durchweg als positiv eingestuft werden. Die in 2001 detektierte Leckage konnte wie beschrieben sowohl lage- als auch verursachergerecht zugeordnet werden. Weitere Auffälligkeiten in den nunmehr insgesamt 7 Betriebsjahren ergaben sich nicht. Dies kann durchaus als erwartungsgerecht bezeichnet werden, da letztlich auf dem Deponiekörper keine spezifische Nachnutzung erfolgt (Grasbewuchs mit Schafzucht) und somit weitere Beschädigungen durch mechanische Einflüsse zunächst nicht zu befürchten sind (theoretische Ausnahme wären lokale, erhöhte Setzungsdifferenzen, die jedoch nicht zu erwarten sind - siehe auch Abbildung 12).

Zudem weisen die regelmäßigen Überprüfungen zur Funktionstüchtigkeit der Sensorik, der erdverlegten Leitungen und den Verteilereinrichtungen ebenfalls keine Auffälligkeiten hinsichtlich möglicher Alterungserscheinungen aus. Es wird daher derzeit erwartet, dass auch die weiteren regelmäßigen Nachmessungen die Funktionstüchtigkeit des DKS als auch die Dichtigkeit der KDB belegen.

Die auf die Abdichtungsfläche umgerechneten Investitionskosten für das DKS haben vor 8 bis 9 Jahren netto etwa 7,50 DM/m² betragen. Die jährlichen Betriebskosten für das DKS am Standort Wesuwe kann mit etwa 2.500 EUR, bzw. ca. 10 % der jährlichen Kosten in der Nachsorgephase (ohne Kosten der Sickerwasserbehandlung) angegeben werden. Diese Kostenanteile werden betreiberseits auch deshalb als vertretbar eingestuft, da insbesondere im Bereich des nicht basisgedichteten BA I durch die Installation und den Betrieb des DKS eine direkte Nachweisführung zur Dichtigkeit des installierten Oberflächenabdichtungssystems ermöglicht wird.

4 Betriebserfahrungen mit dem Bewässerungssystem

4.1 Bewässerungskonzept und Bewässerungsmengen

Die mit Bewässerungssystemen ausgestatteten Bauabschnitte II und III wurden im Frühjahr/Sommer 2000 mit dem zuvor genannten Oberflächenabdichtungssystem versehen, so dass ab etwa Juli 2000 von einer Unterbrechung der Wasserzufuhr durch Niederschlagsereignisse ausgegangen werden kann. Nachdem im März 2001 ein deutlicher Rückgang sowohl der Sickerwassermengen als auch der erfassten Deponiegasmengen festgestellt wurde (siehe auch Darstellungen in Abbildung 9 und Abbildung 10) wurde mit der Bewässerung des Abfalls der BA II und BA III begonnen.

Die Bewässerung erfolgte über den Zeitraum von März 2001 bis Dezember 2005 mit jährlichen Mengen von ca. 4.500 m³ bis hin zu ca. 7.020 m³. Bei einer Basisabdichtungsfläche von ca. 3,5 ha bzw. einer Abfalleinlagerungsmenge im BA II und III von zusammen ca. 700.000 m³ entspricht dies im Mittel einer Bewässerungsmenge von ca. 160 l/(m²*a) bzw. ca. 0,02 l/(d*m³ eingelagertem Abfall). Im Verhältnis zur jährlichen Niederschlagsmenge (N) am Standort von 700 bis 800 mm entspricht dies somit einer Bewässerungsmenge von ca. 20 % von N. Die von Schwab/Henken-Mellies (2008) zitierte empfohlene Zugabemenge von 0,2 bis 0,7 l/d pro m³ Abfall wurde allerdings um mehr als den Faktor 10 unterschritten. Hierbei gilt anzumerken, dass bei Erzielung dieser empfohlenen Zugabemenge letztlich mehr Wasser dem Abfallkörper hätte künstlich zugeführt werden müssen, als dies vor Errichtung der Oberflächenabdichtung durch den Zutritt des Niederschlagswassers auf „natürlichem“ Wege der Fall gewesen ist.

Im Laufe der Zeit wurden Optimierungen am Betrieb des Bewässerungssystems vorgenommen. Beispielhaft sei diesbezüglich erwähnt, dass seit März 2002 die Bewässerungssystematik soweit variiert wurde, dass die mächtigeren Deponiebereiche mit flachen Böschungsneigungen (1 : 8) mit deutlich mehr Wasser beaufschlagt und die tieferliegenden Böschungsbereiche (mit geringeren Abfallmächtigkeiten) nicht mehr zusätzlich befeuchtet wurden.

4.2 Bewertung der Betriebserfahrungen hinsichtlich der technischen Funktion

Das gewählte Konzept zur Linienbewässerung mit druckkompensierenden Schläuchen hat sich als funktionstüchtig und ausreichend leistungsfähig erwiesen. Mit der Zeit war allerdings zu beobachten, dass sich bei Bewässerungssträngen, die nur sporadisch genutzt wurden (z.B. Bereiche mit geringeren Abfallmächtigkeiten), an den Tropfstellen trotz der Verwendung von Wasser aus dem örtlichen Versorgungsnetz ein Biofilm gebildet hatte, der zu einer Reduzierung der hydraulischen Leistungsfähigkeit führte. Eine Erhöhung der Bewässerungsmengen wäre theoretisch in Bereichen mit nur geringen Böschungsneigungen über eine Erhöhung der Bewässerungszeiten ebenso möglich gewesen wie umgekehrt eine Reduzierung der Bewässerungsmengen.

Die Anordnung von flächigen oder linienförmigen Bewässerungssystemen auf stärker geneigten Flächen kann auf Basis der Betriebserfahrungen auf der Deponie Wesuwe allerdings dann nicht empfohlen werden, wenn nahezu direkt oberhalb des Bewässerungssystems eine anderweitige wasserdurchlässige Schicht (z.B. eine Gasausgleichsschicht) angeordnet ist. Hier wird sich das infiltrierte Wasser aufgrund der Wassersättigung des Abfalls unmittelbar unterhalb der Bewässerungseinrichtung aufstauen und dann innerhalb der stärker geneigten wasserdurchlässigen Schicht dem Deponiefuß zufließen.

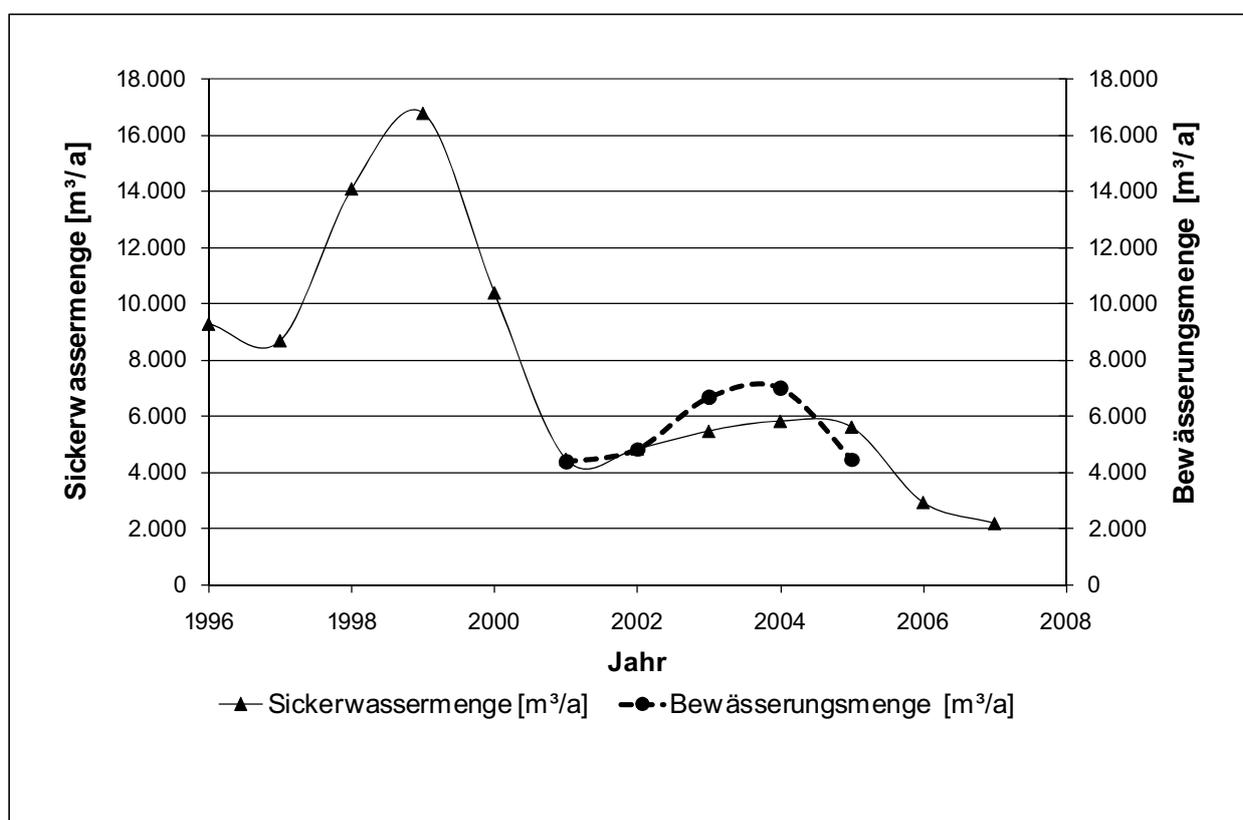


Abbildung 9 Entwicklung der jährlichen Bewässerungs- und Sickerwassermengen

Der Abbildung 9 können darüber hinaus folgende Zusammenhänge hinsichtlich der Herstellung der Oberflächenabdichtung und der technischen Funktion des Bewässerungssystems entnommen werden:

- Die vor Bau der Oberflächenabdichtung in den Jahren 1998 bis 1999 durchgeführten Maßnahmen zur Abfallprofilierung haben eine temporäre Erhöhung der Sickerwassermengen zur Folge gehabt (Reduzierung des Speicher- und Verdunstungsanteils).
- Die Fertigstellung der Oberflächenabdichtung im Juli 2000 führte bereits im Jahr 2000 zu einer deutlichen Reduzierung der jährlichen Sickerwassermenge, die sich im Jahr 2001 noch weiter fortsetzte.
- Die im Jahre 2002 nachfolgende Erhöhung der Sickerwassermengen resultiert aus den durchgeführten Bewässerungsmaßnahmen. Die Darstellungen in Abbildung 9 sowie eine vertiefende Betrachtung der entsprechenden Monatswerte (hier nicht graphisch dargestellt) verdeutlicht jedoch, dass diese Erhöhung zeitlich um etwa zwei bis drei Monaten versetzt ist. Dies dürfte in etwa der mittleren Fließzeit des Anteils des infiltrierten Wassers entsprechen, der nicht biochemischen Umsetzungsprozessen im Deponiekörper verfügbar war. Die in den Jahren 2006 und 2007 noch festzustellenden (jedoch abnehmenden) Sickerwassermengen dürften auf weitere gravitative Entwässerungsprozesse und damit auf eine langsame Austrocknung des Abfallkörpers zurückzuführen sein. Bevorzugte Fließwege mit deutlich kürzeren Fließzeiten haben sich demnach nicht durchgängig ergeben, so dass die Art und Lageanordnung der gewählten Linienbewässerung (siehe Abbildung 5) als positiv bewertet werden kann.

4.3 Bewertung der Betriebserfahrungen hinsichtlich der biochemischen Abbauprozesse

Zur Bewertung der Bewässerungsmaßnahmen und dessen Einfluss auf die biochemischen Abbauprozesse wurden die vorliegenden projektspezifischen Daten hinsichtlich der Deponiegasmengen und der Setzungen in Abbildung 10 bis Abbildung 12 zusammengestellt. Diesbezüglich sind folgende Punkte anzumerken

- Die Bewertung der Deponiegasmenge wird dadurch erschwert, dass lediglich umfangreiche Mengendaten für die Gesamtdeponie vorliegen. Eine Differenzierung zwischen dem BA I (älterer, bis ca. 1984 betriebener Bereich) und dem BA II und III (Bereich mit Bewässerungssystem) ist daher nicht möglich.
- Bedingt durch die Tatsache, dass vor Errichtung der Oberflächenabdichtung keine aktive Gasfassung erfolgte sowie lediglich eine unzureichende Gasprognosebe-

rechnung vorliegt (deutlich zu hoch eingeschätzte Gasmengen), können auch diesbezüglich keine Vergleichswerte für die Folgejahre herangezogen werden.

In Abbildung 10 ist die Entwicklung der monatlichen Deponiegasmengen seit Beginn der Gasfassung im Oktober 2000 bis Ende 2002 dargestellt. Diese stellt den Zeitraum unmittelbar vor Beginn der Bewässerungsmaßnahmen sowie nach Beginn der Bewässerungsmaßnahmen dar. Bedingt durch Betriebsstörungen insbesondere im Sommer 2001 an der Entgasungsanlage wurde bei den Darstellungen in Abbildung 10 die jeweilige Menge im Dreimonatsmittel (Summe aus 3 Monaten/3) angegeben. Aus der Abbildung 10 lässt sich insofern der grundsätzliche Erfolg der seit Ende März 2001 laufenden Bewässerungsmaßnahmen aus den ab Mitte 2001 wieder angestiegenen Gasmenngen erkennen.

Aus der folgenden Abbildung 11 mit Darstellung der jährlichen Gasmengen bis 2008 ist zudem erkennbar, dass mit Zunahme der Bewässerungsmengen die in 2002 eingetretene abfallende Tendenz in der Gasmengenentwicklung für die Gesamtdeponie zwar abgebremsst, nicht aber gänzlich umgekehrt werden konnte. Zu vermuten ist aber, dass in den Jahren 2003 und 2004 die erfasste Gasmenge im BA II und III voraussichtlich erhöht werden konnte, jedoch die Abnahme der im BA I erfassten Deponiegasmengen nicht vollständig kompensiert werden konnte. Diese Einschätzung bestätigt sich insbesondere auch durch die in Abbildung 12 dargestellte Entwicklung der Setzungen im BA I. Hier ist erkennbar, dass im Zeitraum von 2002 bis 2007 nahezu kaum Setzungen aufgetreten sind und somit auch nur noch geringe biochemische Umsetzungsprozesse in diesem Bauabschnitt stattfinden (Hinweis: Die im BA I von 2000 bis 2003 festgestellten relativ gesehen größeren Setzungen sind vermutlich auf die in 1998 bis 2000 aufgebrauchten zusätzlichen Auflasten aus einer vorgenommenen Abfallprofilierung und dem Oberflächenabdichtungssystem zurückzuführen).

Die in Abbildung 11 für das Jahr 2007 zu verzeichnende Erhöhung der erfassten Gasmengen ist zur Zeit nicht schlüssig interpretierbar. Da in 2007 jedoch keine Änderung oder Optimierung am Gasfassungssystem (mit dem Effekt einer Vergrößerung der Gasausbeute) vorgenommen worden ist, könnte der Anstieg der Gasmengen ggf. auf (auch durch die Bewässerungsmaßnahmen induzierte) langfristige Änderungen im Wasserhaushaltsumilieu des Abfallkörpers und daraus resultierende positive Auswirkungen auf methangasproduzierende Mikroorganismen zurückzuführen sein. Genauere Aussagen hierzu können aber zur Zeit noch nicht getroffen werden. Möglicherweise handelt es sich auch nur um einen kurzzeitigen (zeitversetzt eingetretenen) Effekt, da in 2008 wieder eine Reduzierung der Gasausbeute zu verzeichnen ist.

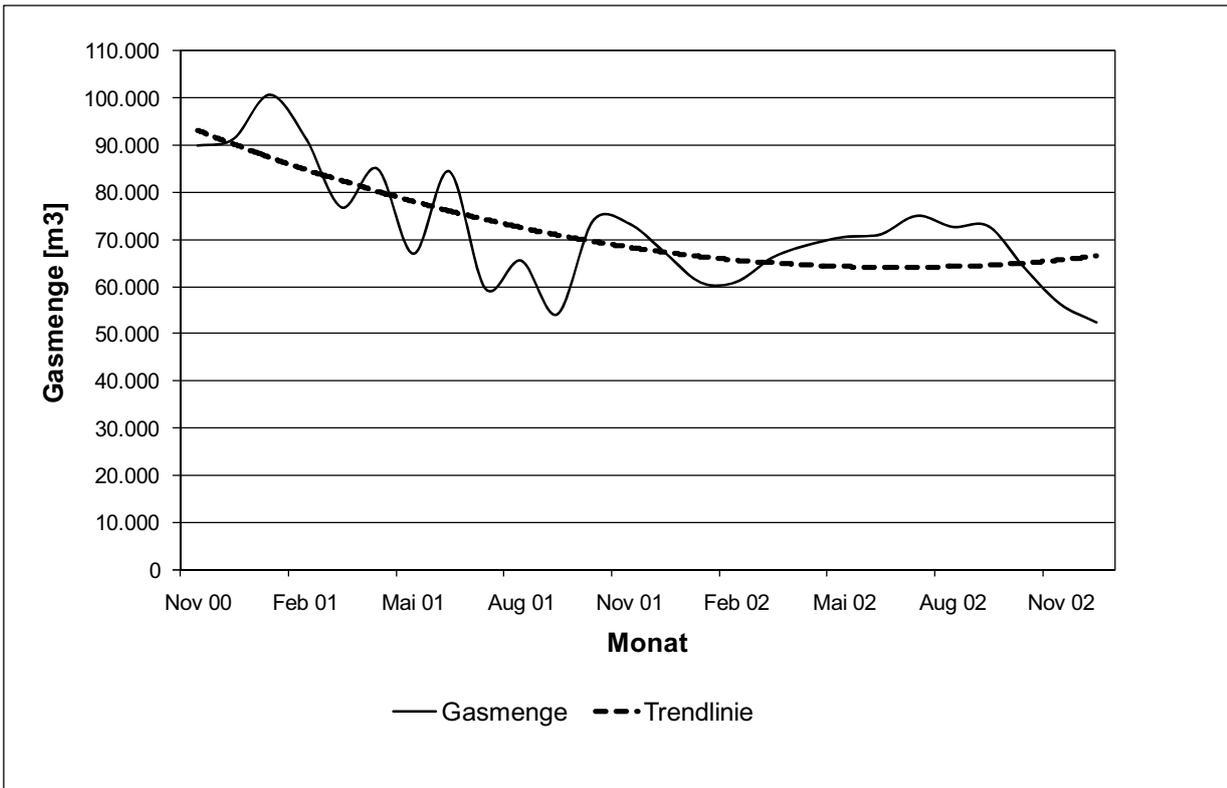


Abbildung 10 Entwicklung der Deponiegasmengen in 2000 bis 2002 mit Einfluss der im März 2001 begonnenen Bewässerung

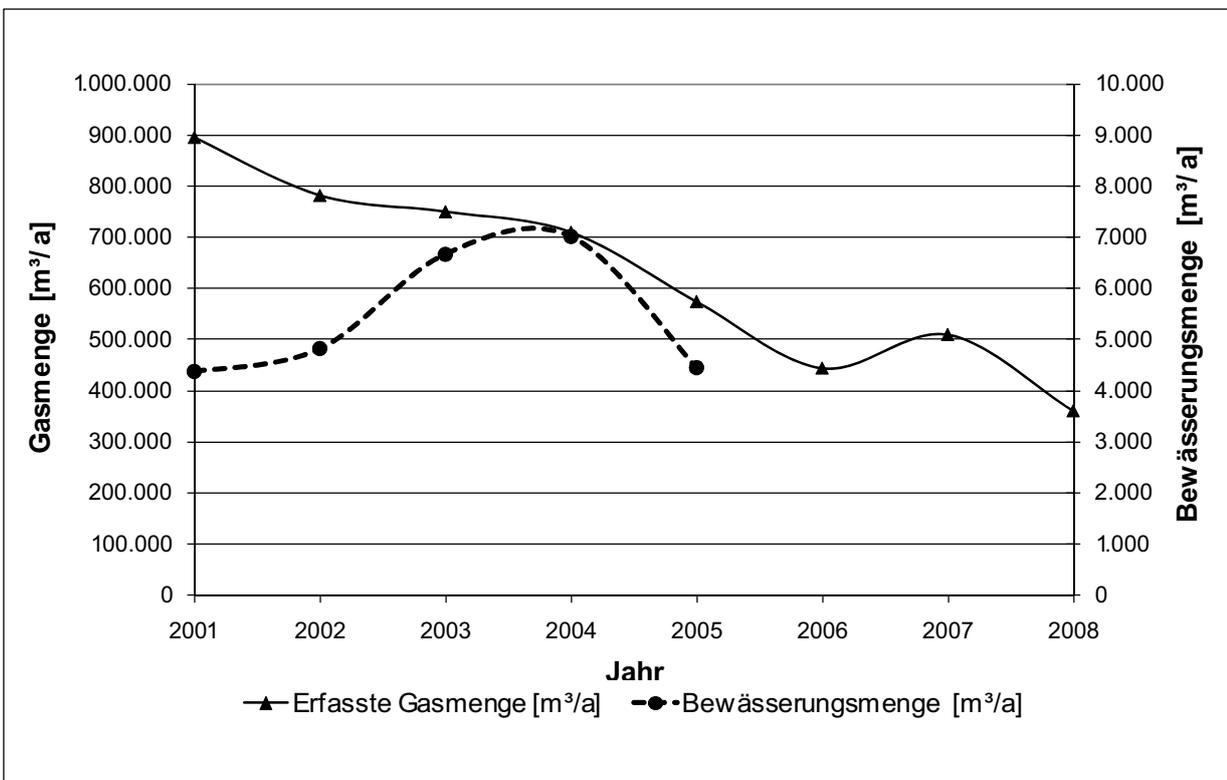


Abbildung 11 Entwicklung der jährlichen Bewässerungs- und Deponiegasmengen (Hinweis: Für das Jahr 2008 wurden die bis einschließlich September 2008 gefassten Deponiegasmengen auf das Gesamtjahr 2008 hochgerechnet)

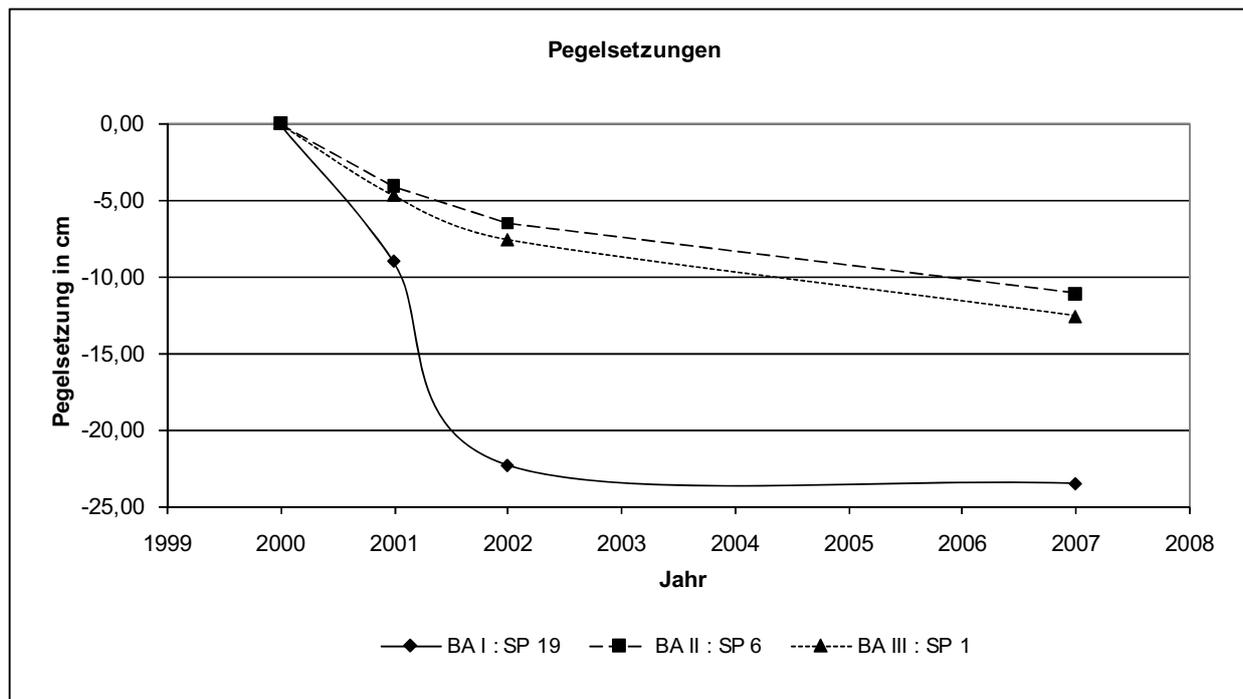


Abbildung 12 Entwicklung der Gesamtsetzungen an beispielhaften Setzungspegeln im BA I, BA II und BA III mit einer Abfallmächtigkeit von ca. 15 m

5 Zusammenfassung

Folgende Punkte lassen sich zusammenfassend feststellen:

- Die Zentraldeponie Wesuwe wurde mit einem qualifizierten Oberflächenabdichtungssystem abgedichtet. Zusätzlich wurden die notwendigen Entgasungs- und Entwässerungseinrichtungen für die Nachsorge eingerichtet.
- Mit finanzieller Unterstützung im Programm Life der EU erfolgten außerdem in einem ca. 3,5 ha großen Teilbereich als Demonstrationsvorhaben der Einbau und der Betrieb einer Bewässerungseinrichtung.
- Da die Zentraldeponie weder hinsichtlich des Abfallinventars, noch hinsichtlich der nur teilweise vorhandenen Basisabdichtung den Regelanforderungen der TA Siedlungsabfall, bzw. der Deponieverordnung entspricht, konnte, bzw. durfte bei der Planung und dem Bau der Oberflächenabdichtung von den Anforderungen der TASI abgewichen werden (gemäß Nr. 2.4 der zum Genehmigungszeitpunkt gültigen TASI).
- Um sicherzustellen, dass Leckagen oder Schäden an der KDB, die entweder bereits im Zuge der Baumaßnahme (z.B. durch Bagger) entstehen, oder später vorkommen können, frühzeitig zu erkennen, wurde ein Dichtungskontrollsystem für die KDB auf der ganzen Deponie eingebaut.

- Das Dichtungskontrollsystem war einfach und unkompliziert beim Einbau, es lieferte bei Testleckagen im Zuge der Inbetriebnahme und bei einer „echten“ Leckage treffsichere Ergebnisse. Der Betriebs- und Wartungsaufwand ist als gering zu bezeichnen.
- Durch das Demonstrationsvorhaben zur Bewässerung konnte belegt werden, dass die Deponiegasbildung durch die gewählte Linienbewässerung unterstützt werden kann. Zudem kann als Ergebnis festgehalten werden, dass auf Bewässerungseinrichtungen im Böschungsbereich verzichtet werden sollte.
- Festzuhalten ist auch, dass auf der Deponie Wesuwe zwar die Gasbildung unterstützt und das Abfallinventar dadurch weiter inertisiert werden konnte, aber beim vorliegenden heterogenen Abfallkörper das Emissionspotential des gesamten Abfallkörpers nicht in absehbarer Zeit maßgeblich reduziert werden konnte. Die Bewässerungsmaßnahmen wurden daher sowie aufgrund der entsprechenden Betriebskosten Ende 2005 eingestellt.
- Aufgrund eines Gleichwertigkeitsgutachtens wurde für die Deponie Wesuwe im Jahr 2004 der Abschluss der Stilllegung gem. § 36 Abs. 3 KrW/AbfG durch die Genehmigungsbehörde festgestellt und die Deponie in die Nachsorgephase entlassen.

6 Ausblick

Für die Deponie Wesuwe lassen sich abschließend folgende Punkte im Ausblick feststellen:

- Die Gasbildung und der Sickerwasseranfall wird voraussichtlich weiter deutlich zurückgehen.
- Die Leckageüberwachung ist bis auf Weiteres durchzuführen. Eine weitere Reduzierung der Kontrollen ist denkbar.
- Durch die ergriffenen Maßnahmen wurde die Zentraldeponie zeitnah, mit vertretbaren Mitteln in einen aus Sicht des Betreibers sehr langfristig sicheren Zustand überführt.
- Die Zentraldeponie Wesuwe ist weiterhin gemäß Nachsorgeplan zu überwachen und zu beobachten.
- Über eine Entlassung aus der Nachsorge (Abschluss der Nachsorgephase gem. § 36 Abs. 5 KrW/AbfG) wird derzeit noch nicht nachgedacht.

7 Literatur

- AKDKS; 2000 Anforderungen an Dichtungskontrollsysteme in Oberflächenabdichtungen von Deponien (Empfehlungen des Arbeitskreises Dichtungskontrollsysteme (AKDKS), herausgegeben von der Bundesanstalt für Materialforschung und –prüfung, Labor IV.32; 1. Auflage November 2000
- Bökers, H.; Sasse, T.; 2001 Deponieabschluss und komplexe Altlastensicherung mit Dichtungskontrollsystemen, Vortrag im Zuge der 17. Fachtagung „Die sichere Deponie“ des SKZ, Würzburg im Februar 2001.
- Geologger Systems; 2001 Leckortungssystem Geologger Systems, Typ MPLE, Systembeschreibung Stand 03/2001
- Bökers, H.; 2003 Stabilisierung der Gasbildung in einer abgedichteten Deponie durch gezielte Bewässerung, Vortrag im Zuge der Seminarveranstaltung „Stilllegung und Nachsorge von Deponien, Schwerpunkt Deponiegas“ der Fachhochschule Trier im Februar 2003.
- Schwab P.; 2008 Steigerung der Deponiegasmenge durch Reinfiltration von Sickerwasser – Auswertung von Daten bayerischer Deponien, Vortrag im Zuge der Seminarveranstaltung „19. Nürnberger Deponiebauseminar 2008 – Abdichtung, Stilllegung und Nachsorge von Deponien“ der LGA Nürnberg im April 2008

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Ing. Heinz Bökers
Abfallwirtschaftsbetrieb Landkreis Emsland
Ordeniederung 1
D-49716 Meppen
Telefon: +49 5931 – 44-1595
Email: Heinz.Boekers@abfallwirtschaft-emsland.de
Website: www.abfallwirtschaft-emsland.de

Dipl.-Ing. Thomas Wemhoff
Umtec | Prof. Biener | Sasse | Konertz
Partnerschaft Beratender Ingenieure und Geologen
Haferwende 7
D-28357 Bremen
Telefon: +49 421 – 20759-33
Email: Wemhoff@umtec-partner.de
Website: www.umtec-partner.de

Tonschlacken als Mineralische Abdichtung

Wolfgang Oltmanns¹⁾, Matthias Rosenberg²⁾

¹⁾ PROF. RODATZ UND PARTNER, Braunschweig

²⁾ INSTITUT FÜR GRUNDBAU UND BODENMECHANIK, TU Braunschweig

Clay slags as mineral sealing

Abstract

Based on the knowledge and in the tradition about Bentokies sealing, a new mineral assembly was developed, extensively proved, and utilized. The new material, called clay slags, is used as a system of surface sealing for waste disposals. Clay slags consist of slags which are produced by the steel industry and are improved with clay flour and bentonite. The assembly is produced in field factories and conventionally installed. Clay slags are characterized by very good, almost weather-independent applicableness, very high firmness and stability. The new material features very weak permeability robustness against climatic influences and economics.

Zusammenfassung

Als mineralische Komponente im Oberflächenabdichtungssystem einer Deponie wurde in der Tradition von Bentokies-Abdichtungen der neue Dichtungsbaustoff Tonschlacken entwickelt, umfänglich nachgewiesen und eingesetzt. Tonschlacken sind mit Tonmehl und Bentonit vergütete Schlacken der Stahlindustrie, werden feldfabrikmäßig produziert und konventionell eingebaut. Tonschlacken zeichnen sich durch sehr gute, nahezu witterungsunabhängige Einbaubarkeit, sehr schwache Durchlässigkeit, sehr hohe Festigkeit/Standicherheit, Robustheit gegen Witterungseinflüsse und Wirtschaftlichkeit aus.

Schlüsselworte

Oberflächenabdichtung, Tonschlacken, Schlacken, Tonmehl, Bentonit, Gleichwertigkeitsnachweis, Qualitätssicherung, Witterungsbeständigkeit

Keywords

surface sealing, clay slags, slags, clay flour, bentonite, equality certificate, quality assurance, weather stability

1 Veranlassung

Nach Abwägung verschiedenster Vorgehensweisen wurde die Oberflächenabdeckung heterogener, teils thixotroper und generell gering tragfähiger Substrate (Steifigkeit $E^* \approx 0,5 \text{ MN/m}^2$, Festigkeit $c_u^* \approx 5 - 40 \text{ kN/m}^2$) in Erdbecken in Anlehnung an das sog. 'Regelsystem' der TA Abfall als bestmögliche Sicherung einer Deponie beschlossen. Das Sicherungs- und Monitoringkonzept wurde nach intensiver Erörterung in einer Projektgruppe mit Vertretern der Genehmigungs- und Fachbehörden sowie des Betreibers und Planers und diversen Fachgutachtern erarbeitet. Beteiligt waren PROF. RODATZ

UND PARTNER zusammen mit dem INSTITUT FÜR GRUNDBAU UND BODENMECHANIK bei der Material- und Verfahrensentwicklung von Tonschlacken.

Die erforderlichen Eigenschaften der mineralischen Komponente als temporäre Abdeckung und in dem Kombinationsdichtungssystem sind im Wesentlichen:

- Einbaubarkeit/Verdichtbarkeit auf dem sensitiven Untergrund
- Festigkeit/Steifigkeit als Tragwerkskomponente bei der geplanten Profilierung
- Duktilität bei absehbaren Verformungen
- Witterungsbeständigkeit und Rissesicherheit (auch im Bauzustand)
- Robustheit gegen geometrische und/oder bautechnische Imperfektionen
- Prüfbarkeit als qualifizierter Dichtungsbaustoff
- Zuverlässigkeit als langfristige Flächenabdichtung
- Verträglichkeit am Deponiestandort in bau- u. ökochemischer Hinsicht
- Wirtschaftlichkeit (Herstellung/Gewinnung, Einbau, Kontrolle/Wartung)

Aufgrund labortechnischer Untersuchungen, Wirtschaftlichkeits- und Rechtsprüfungen sowie Nachweisen zur Standsicherheit und Gebrauchstauglichkeit des Oberflächenabdichtungssystems sind konventionelle Tondichtungen, vergütete organogene Materialien, Geokunststoffe, Kapillarsperren und geringmächtige 'Kunstaböden' verworfen worden. Entwickelt wurde deshalb der neue Dichtungsbaustoff 'Tonschlacken'.

Mit Ton vergütete Böden hatten sich bereits im Wasserbau bewährt, als Mitte der 80iger Jahre regional mangels gewinnbarer Tonvorkommen mit Tonmehl und Bentonit vergütete Kiese ('Bentokies') im Deponiebau eingesetzt wurden. Aufbauend darauf wurden projektspezifisch gemischtkörnige Reststoffe recherchiert, die nach technischen, ökonomischen und ökologischen Kriterien den vorbeschriebenen Anforderungen genügen.

Im Zuge der Recherchen wurden ab 2001 u. a. Stahlwerk- und Hochofenschlacken (LDS und AHS) als Reststoffe der Stahlproduktion geo- und verfahrenstechnisch sowie analytisch untersucht. Die Schlacken werden von der Fa. ERICH FRIEDRICH, Salzgitte (EF) als zertifizierter Baustoff, u. a. für den Verkehrswegebau, vermarktet. Die Verfügbarkeit und Lieferkapazität ist (deponiebaupraktisch) unbegrenzt.

Im Folgenden werden die Entwicklungsschritte von der theoretischen Produktidee über labortechnische Untersuchungen und Optimierung der Rezeptur sowie die verfahrenstechnische Optimierung im Versuchsfeld (0,3 ha im Winter 2002/3) bis zum Einsatz im Baufeld (3,0 ha im Sommer 2003) skizziert. Der Nachweis der Gleichwertigkeit - richti-

ger: Besserwertigkeit - zur 'Regelabdichtung', die Methoden und Ergebnisse umfangreicher Eigen- und Fremdprüfungen sowie Nachuntersuchungen der Tonschlacken über bisher fünf Jahre werden erläutert.

2 Tonschlackenproduktion

2.1 Komponenten

Als Grundkomponente für Tonschlacken wurden Schlacken der Körnung 0/16 verwendet, die durch die folgenden Korngrößenanteilklassen charakterisiert sind:

Ø < 0,06 mm	(Schluff-/Tonfraktion)	5 ± 3 %
Ø 0,06 - 2 mm	(Sandfraktion)	45 ± 10 %
Ø 0,2 - 16 mm	(Kiesfraktion)	45 ± 10 %
Ø 16 - 32 mm	(Überkorn)	< 5 %

Die Kornverteilung wurde n. DIN 18 123-5 je 500 m³ Schlackeneinsatz während der Tonschlackenproduktion kontrolliert.

Der Wassergehalt wurde n. DIN 18 121 je 500 m³ Schlackeneinsatz überwacht. Im Produktionsprozess wurde der Einbauwassergehalt mit Leitungswasserzugabe eingestellt.

Die Analytik der Schlacken gewährleistete die bau- und ökochemische Verträglichkeit am Standort. Nach den aktuellen Zulässigkeitskriterien der Deponieverwertungsverordnung (DepVerwV, 2008) für den Einsatz von Deponieersatzbaustoffen in der Abdichtungskomponente von Oberflächenabdichtungssystemen werden die Schlacken der Spalte 4, Tab. 2 im Anhang 3 der DepVerwV zugeordnet.

Tonmehl der Fa. STEPHAN SCHMIDT, Langenernbach und Bentonit der SÜDCHEMIE, München sind werkmäßig aufbereitete Standardprodukte der Bauindustrie und werden - baupraxisüblich - qualitätsgesichert in Silofahrzeugen zugeliefert.

2.2 Verfahrenstechnik

Theoretisch Erfolg versprechende Rezepturen wurden zunächst labortechnisch mit Ton- und Bentonitanteilen zwischen 5 und 30 % bzgl. der Herstellbarkeit, Homogenität, Durchlässigkeit und Festigkeit untersucht. Die danach projektspezifisch favorisierte Rezeptur wurde detailliert bezüglich der Sensibilität bei variierenden Komponenten geprüft und für das Versuchsfeld großtechnisch in einem stationären Chargenmischer mit händischer Dokumentation der Komponentenzugabe realisiert.

Das geprüfte Produktionsergebnis erfüllte die materialtechnischen Vorgaben; die Produktionsleistung und die Methodik der Dokumentation waren jedoch noch unbefriedi-

gend. Die Tonschlacken für das Baufeld wurden deshalb in einer mobilen Mischanlage kontinuierlich produziert und nach Massenanteilen mit kalibrierten Messeinrichtungen erfasst und dokumentiert. Die Feldfabrik mit Materiallager (Schlackenhalde, Tonsilos) war auf dem Betriebsgelände der Firma ERICH FRIEDRICH stationiert (Abbildung 1).

Nach verfahrenstechnischer Einstellung der Mischanlage (Abbildung 1) wurden 2003 in drei Wochen 13.000 t Tonschlacken produziert. Die Toleranz der Rezeptur war auf Grundlage der umfangreichen Voruntersuchungen festgelegt für Schlacken $m_S \pm 3 \%$ Trockenmasse, Tonmehl $m_T \pm 2 \%$ und Bentonit $m_B \pm 1 \%$.

Nachgewiesen sind bei der gewählten Rezeptur Varianzen für Schlacken $m_S \pm 5 \%$, Tonmehl $m_T \pm 3 \%$ und Bentonit $m_B \pm 2 \%$. Der planmäßige Einbauwassergehalt betrug $w_{ETS} = w_{Pr}$ bis $w_{ETS} = w_{Pr} + 2 \%$ mit Toleranzen $\min. w_{ETS} = w_{Pr} - 2 \%$ und $\max. w_{ETS} = w_{Pr} + 4 \%$. Die Homogenität des Mischgutes wurde durch Eigen- und Fremdprüfungen organoleptisch und aufgrund des Wassergehaltes mit $\max. \Delta w = \pm 4 \%$ der Einzelprobe vom Mittel einer Serie von drei Teilproben überwacht.

Das dokumentierte und geprüfte Produktionsergebnis (Abbildung 2)) weist Tonschlacken als sehr homogenen - und entsprechend prüfbar (s. u.) - Dichtungsbaustoff aus.

Das einbaufertige Mischgut wurde nach Prüfung im Zwischenlager - generell binnen eines Tages - mit Lkw 'just in time' an den Einbauort auf der Deponie transportiert. Ausnahmsweise längere Verweilzeiten im Zwischenlager waren unerheblich bezüglich der Verarbeitbarkeit und Dichte/Durchlässigkeit der Tonschlacken.



Abbildung 1 Feldfabrik für die Produktion von Tonschlacken

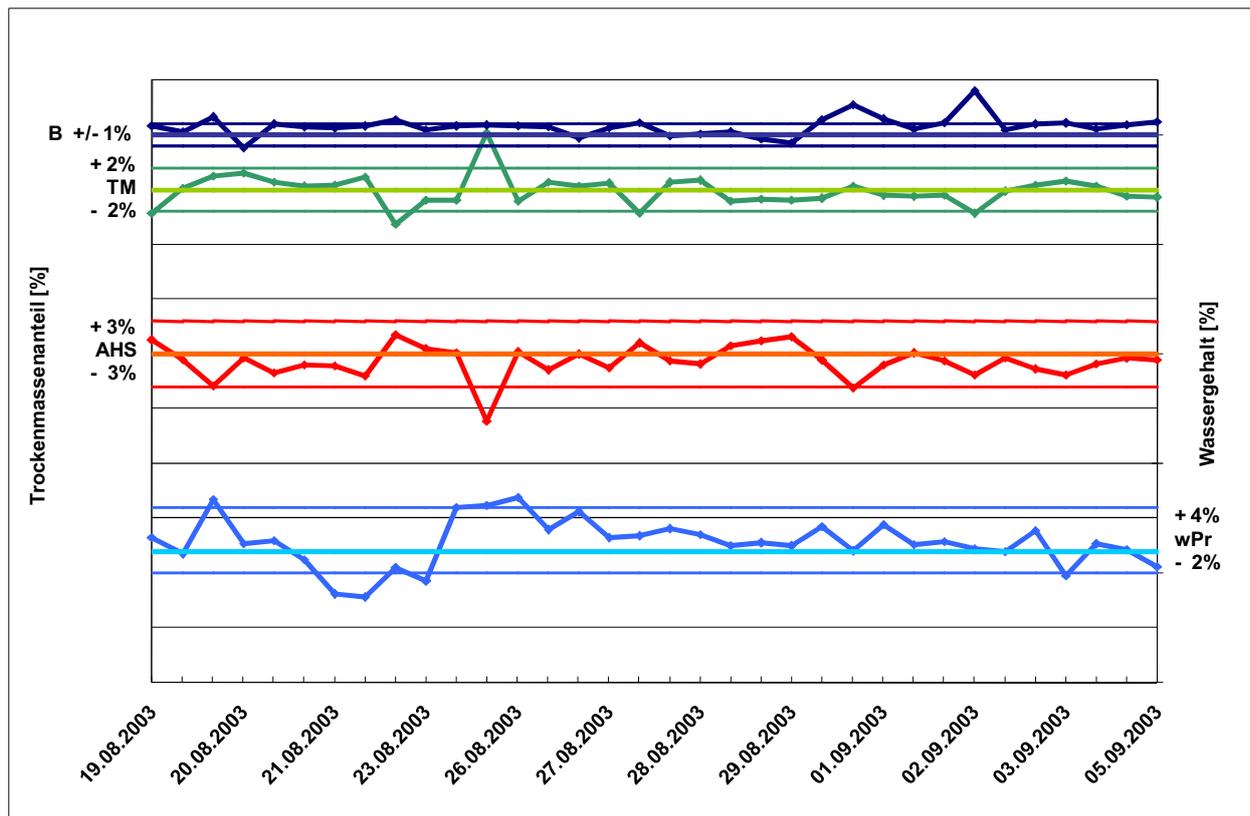


Abbildung 2 Dokumentation der Tonschlackenproduktion

Das Versuchsfeld nach den einschlägigen Regularien, insbesondere der GDA-E 3-5: 'Versuchsfelder für mineralische Abdichtungsschichten', teils mehrlagig mit Schichten bis $D = 3 \times 25$ cm wurde im nasskalten Winter 2002/3 realisiert. Nach den (dennoch) positiven Ergebnissen wurden im heißen Sommer 2003 auf 3 ha Tonschlacken als temporäre Abdichtung $D \geq 20$ cm eingebaut. Die höhenrichtige Verteilung (mit marginalem Vorhaltemaß von 1 - 2 cm) und die Verdichtung des locker-krümeligen Mischgutes war bei trockener und heißer sowie bei regnerischer und frostiger Witterung mit konventionellen Erdbaugeräten sehr gut realisierbar. Die Einbauleistung mit Raupe, Bagger und Walze betrug bis 1.000 t/AT. Ausformungen für Gräben, Wälle und Umbauungen von Brunnen, Pegeln etc. konnten komfortabel mit Großgeräten ohne Qualitätsverlust bearbeitet werden. Das verdichtete Planum war mit Geräten schadlos befahrbar. Durch Frost, Regen und Hitze nahm die Tonschlacke keinen Schaden.

Für die erforderliche zuverlässige Wasserableitung auf den planmäßig gering geneigten Flächen wurden Walzkanten bis max. $\Delta \approx 2$ cm und Wellen mit min. Neigung ≈ 1 % toleriert. Die mittels Glattmantelwalze bearbeitete Oberfläche der Tonschlacken ist nach fachgutachtlicher Beurteilung ohne Weiteres als KDB-Auflager geeignet.

Bedingt auch durch die Homogenität des Dichtungsbaustoffes konnte die Verdichtung der Tonschlacken gem. FGSV 547 'Flächendeckende dynamische Verdichtungsprüfung' gesteuert, dokumentiert und gezielt geprüft werden.

Die Tonschlacken wurden mit 1 - 3 Übergängen mit einer 8 t -Walze auf $D_{Pr} \geq 95 \%$ verdichtet. Auf tragfähigerem Untergrund sind materialbedingt leicht höhere Verdichtungsgrade erzielbar. Das Ergebnis der Verdichtungskontrolle bzgl. der Moduln E_{Vib} des walzenintegrierten Verfahrens je 100 m^2 klassiert mit $\Delta E_{Vib} = 5 \text{ MN/m}^2$ zeigt Abbildung 3. Zusätzlich wurden im Rahmen der Eigen- u. Fremdprüfung konventionell u. a. Schürfe hergestellt und beprobt (s. Abschnitt 3: Tonschlackenparameter).

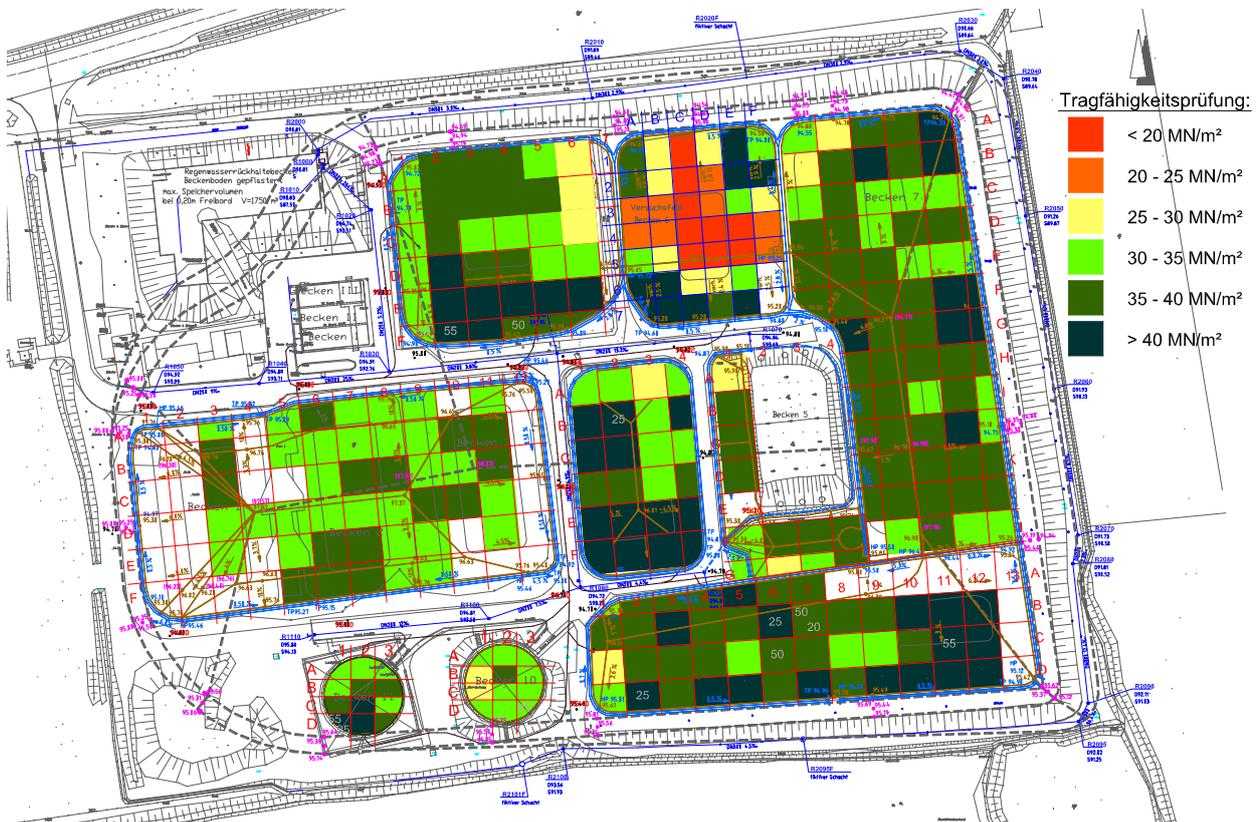


Abbildung 3 Ergebnis der (quantitativen) flächendeckenden Verdichtungsprüfung

3 Tonschlackenparameter

3.1 Prüfstrategie

Die Strategie zur Prüfung der Parameter folgte der Empfehlung GDA E 5-8 'Qualitätslenkung und statistische Prüfkriterien'. Die Methodik der Qualitätsbewertung ist in den Zusätzlichen Technischen Vertragsbedingungen Erdbauarbeiten (ZTVE-Stb 94, Abschn. 14) ausführlich erläutert. Die Prüfstrategie wurde in einem projektspezifischen Qualitätsmanagementplan festgelegt. Die Prüfmethode, der bauzeitliche Prüfumfang und die Organisation orientierten sich an denen für konventionelle Tonabdichtungen. Zusätzlich wurde die eingebaute Tonschlackenabdichtung über bisher fünf Jahre mit Blick auf deren Beständigkeit nachuntersucht.

3.2 Verdichtung

Die walzenintegrierte Messung steuerte die Verdichtungsarbeit und lieferte qualitative Verdichtungsergebnisse (Zielgröße $E_{\text{Vib}} \geq 25 \text{ MN/m}^2$) sowie Hinweise auf bevorzugte Prüflokationen. Bei der Direkten Dichteermittlung wurde die geforderte Dichte $\rho_d \geq \rho_{d, 95}$ i. M. nachgewiesen. Die 5 % - Fraktile betrug jedoch $\rho_d < \rho_{d, 95}$ mit Qualitätszahlen $Q = 0,5$ bzw. $0,6$ (E-/F-Prüfung). Diese Qualitäten sind kleiner als nach ZTVE-Stb 94 gefordert ($Q \geq 0,88$ resp. $Z > 80 \%$) oder n. GDA empfohlen ($Q \geq 1,65$ resp. $Z > 95 \%$). Ursächlich dafür waren die gezielten Beprobungen und die Störung/Auflockerung der Proben bei der Probennahme mittels Stechzylinder. Ermittelt wurden damit untere Grenzwerte der tatsächlichen Verdichtung. Unbeschadet dessen wurde die geforderte Dichtigkeit (s. Abschnitt 3.4) nachgewiesen. Auch unter Würdigung der organoleptisch festgestellten kompakten Struktur der Tonschlacken und der realisierbaren Verdichtungsarbeit über vg. Substraten waren die Ergebnisse akzeptabel.

3.3 Schichtdicke

Die planmäßige Einbauschichtdicke betrug bei der temporären Abdeckung $D \geq 20 \text{ cm}$ im verdichteten Zustand und wurde nachgewiesen mit $D = 23,2 \text{ cm}$ i. M. mit 5 % Fraktile $D_{95} = 20,6 \text{ cm}$. Im Weiteren werden Dicken $D_{95} \geq 20,0 \text{ cm}$ (Schütthöhe $D \leq 25 \text{ cm}$) mit der Qualität $Q \geq 1,65$ ($Z \geq 95 \%$) vorgesehen.

Der mehrlagige Einbau war bautechnisch ohne Einschränkungen problemlos möglich. Der Lagenverbund wurde in Schürfen begutachtet. Dabei wurden keine Fugen zwischen den Einbaulagen festgestellt. Der Lagenverbund war einwandfrei.

3.4 Durchlässigkeit

Die Beprobung der verdichtet eingebauten Tonschlacken mit dem bei Tondichtungen gängigen Verfahren mit Stechzylindern ($D = 96 \text{ mm}$, $H = 120 \text{ mm}$) in Anlehnung an DIN 18 125, T. 2 für Korn- $\emptyset > 2 \text{ mm}$ max. 10 % bzw. DIN 4021 (Korn- \emptyset max. 5 mm (Feinkies)) für Sonderprobennahmen war prüftechnisch grenzwertig.

Die an diesen Proben der eingebauten Tonschlacken ermittelbaren Parameter repräsentieren den ungünstigen Grenzfall niedriger Steifigkeit/Festigkeit und Dichte und hoher Durchlässigkeit. Parallel zu den Prüfungen an Stechzylinder-Proben wurden deshalb im Rahmen der Materialentwicklung Laborprüfungen an Proben mit authentischem Material bei äquivalenter Dichte durchgeführt (s. a. GDA-E 5 - 2 'Qualitätsüberwachung bei mineralischen Oberflächen- und Basisabdichtungen'). Die Durchlässigkeit wurde im Triaxialversuch DIN 18 130 - 1 TX- DE-ST-SB-2 ($i = 30$, $\Delta p = 0,2 \text{ bar}$) und im Stechzylinder DIN 18 130 - 1 ZY-DE-ST-2 ($i = 30$) ermittelt.

Die statistischen Parameter der Durchlässigkeit k_{10} sind:

	N [1]	Mittel [10^{-10} m/s]	5 % - Fraktile [10^{-10} m/s]
E-Laborproben	28	1,3	4,8
E-Feldproben	28	7,6	11
F-Laborproben	20	1,8	4,6
F-Feldproben	24	1,3	3,0

Die Dichtigkeit von Tonschlacken wurde bezüglich der Zuverlässigkeit $Z > 95$ % resp. der erforderlichen Qualitätszahl $Q \geq 1,65$ im Spiegel des 'Regelsystems' geprüft.

	Q [1]
E-Laborproben	1,8
E-Feldproben	- 1,1
F-Laborproben	1,9
F-Feldproben	3,5

Die Auswertungen zeigen nahezu identische Durchlässigkeiten der EÜ-Laborproben und F-Labor- und F-Feldproben. Signifikant verschieden sind jedoch die E-Feldproben. Die Art und die Termine der Probennahmen sowie die Festlegung der Prüfstellen bei E- und F-Prüfungen waren ähnlich. Der Unterschied ist darin begründet, dass die Proben bei E-Prüfungen direkt und ohne Probenvorbereitung - s. DIN 18 130, Abschn. 6.4 - aus bzw. in dem Stechzylinder in die Versuchseinrichtung eingebaut bzw. geprüft wurden. Dieses Prozedere ist für gemischtkörnige offensichtlich Abdichtungen wenig geeignet und wird im Weiteren nicht favorisiert.

Trotz schwieriger Einbaubedingungen und grenzwertiger Probennahmen zeigten die E- und F-Proben $Q \geq 1,65$ bezüglich $k_{10} \leq 5,0 \cdot 10^{-10}$ m/s ('Regelsystem'). Der Forderwert $k \leq 5,0 \cdot 10^{-10}$ m/s der DepV für mineralische Abdichtungen ist nachgewiesen.

Zusätzlich zu den vorbeschriebenen Untersuchungen wurden Infiltrimeter zur Bestimmung der Durchlässigkeit im Feldversuch getestet. Zum Einsatz kamen ein auf die Flächenabdichtung zerstörungsfrei aufgesetztes Haubeninfiltrimeter der Fa. UGT, Berlin und ein flach in die Flächenabdichtung eingegrabenes Standrohrinfiltrimeter (E DIN 18 130-2) des LBEG, Hannover. Die Versuchstechnik der Infiltrimeter (Umläufigkeit, Verdunstung, Versuchsdauer) und die Interpretation resp. projektspezifische Korrelation der Feldmethoden (3D) bei teilgesättigten Schichten begrenzter Mächtigkeit an Laborversuchen (1D) zur Durchlässigkeit k_{10} bei $i = 30$ erscheint danach entwicklungsfähig. Weitere Untersuchungen dazu sind initiiert; Details und Ergebnisse werden beizeiten veröffentlicht.

3.5 Festigkeit, Steifigkeit und Verformbarkeit

Der Reibungswinkel φ' und die Kohäsion c' nach Direkten Scherversuche n. DIN 18 137 betragen

Reibungswinkel $\varphi_k' = 45^\circ$

Kohäsion $c_k' = 50 \text{ kN/m}^2$

Die Steifigkeit (E-Modul) nach Einaxialen Druckversuchen n. DIN 18 136 beträgt

Steifigkeit $E_k = 20 \text{ MN/m}^2$

Bei dem rechnerischen Nachweis der Verformbarkeit gem. GDA E 2-13 werden Verformungseinwirkungen und -widerstände der Abdichtung verglichen; erdstatisch wird die Öffnung von Rissen geprüft, wobei lokale Scherzonen akzeptabel und offene Risse nicht tolerabel sind. Die Auflast erf. σ_0 ($\eta = 1,0$) zur Überdrückung von Zugspannungen ist beschrieben mit

$$\text{erf. } \sigma_0 > 2 \cdot c_k' \cdot \tan(45^\circ + \varphi_k'/2)$$

Danach müsste die Auflastspannung erf. $\sigma_0 > 240 \text{ kN/m}^2 \gg \text{vorh. } \sigma_0$ betragen. Bei einer konventionellen Tondichtung mit $\varphi_k' \approx 25^\circ$ und $c_k' \approx 20 \text{ kN/m}^2$ müsste danach die Auflastspannung erf. $\sigma_0 > 60 \text{ kN/m}^2$ resp. die Überbauung mind. 3 m betragen!

Die erforderliche Kohäsion erf. c' , die eine verformungsinduzierte Biegezugbeanspruchung mit Scherzonenbildung zulässt, soll nach GDA E 2-13 ermittelt werden mit

γ Wichte des Abdichtungsmaterials

d Dicke der Abdichtungsschicht

σ_0 Überlagerungsspannung

q_z Einaxiale Zugfestigkeit

RE Steifigkeitsverhältnis (Druck/Zug)

$F_{1,2}$ Faktoren [GDA E 2-13, Bild 2-13.3]

$$\text{erf. } c' = (1/2 \cdot \gamma \cdot D + \sigma_0) \cdot F_1 - \sigma_0 (1/3 + 1/12 \cdot \text{RE}) \cdot F_2 + q_z (2/3 - 1/12 \cdot \text{RE}) \cdot F_2$$

Ist vorh. $c_k' < \text{erf. } c'$ werden Scherzonen und ist vorh. $c_k' > \text{erf. } c'$ Zugrisse erwartet. Bei einer Auflastspannung $\sigma_0 = 18 \text{ kN/m}^2$ beträgt danach die Kohäsion erf. $c' \approx -5 \text{ kN/m}^2$ für Tonschlacken - und zum Vergleich für eine konventionelle Ton (s. o.) erf. $c' \approx 0 \text{ kN/m}^2$.

Der Nachweis der zul. Scherzonenbildung (Risselfreiheit) kann für eine kohäsive mineralische Abdichtung über den rechnerischen Spannungsnachweis nicht geführt werden.

Sofern die Spannungsuntersuchung die Rissefreiheit nicht nachweist, soll nach GDA E 2-13 der Nachweis der maßgebenden Verformungseinwirkung in Bezug zu dem Verformungskennwert des Materials (Zugdehnung $\varepsilon_{zq} > 2,0 \cdot \varepsilon_{RF}$) geführt werden.

Die max. Dehnungen ε_{RF} (und Längungen $\varepsilon_{\Delta l}$ der KDB) betragen nach GDA E 2-13 mit

D Schichtstärke der mineralischen Abdichtung

max. κ Krümmungsmaximum (= max. $w''(x) = 1/R$)

R Krümmungsradius

$$\varepsilon_{RF} = 2/3 \cdot D \cdot \text{max. } \kappa + \varepsilon_{\Delta l}$$

$$\varepsilon_{\Delta l}(x) = [w'(x) / \sin(\arctan w'(x))] - 1$$

Die GDA E 2-16 sieht eine Handlungserfordernis bei einer Dehnung $\varepsilon \geq 0,2 \%$ (im Gebrauchszustand ohne Berücksichtigung von Sicherheitsbeiwerten).

Anhand der projektspezifisch bei Probelastungen ermittelten Setzungen resp. Deformationen wurde die max. Randfaserzugdehnung ε_{RF} für die Tonschlacken numerisch ermittelt. Entsprechend DIN 1054 wurden Einwirkungen mit der Teilsicherheit $\gamma_G = 1,35$ und Widerstände mit $\gamma_{EP} = 1,40$ eingeführt. Die max. Dehnungen der Abdichtung betragen $\varepsilon_{RF} < 0,3 \%$ und die aufnehmbaren max. Zugspannungen $\sigma_h = 30 \text{ ./} 40 \text{ kN/m}^2$. Im planmäßigen Gebrauchszustand - analog zur GDA E 2-16 - betragen die maximalen Dehnungen $\varepsilon \ll 0,1 \%$. Die Verträglichkeit von Deformationen ist nachgewiesen.

4 Gleichwertigkeitsnachweis

Auf der Grundlage der (hier skizzierten) ausführlichen und teilweise mehrjährigen Untersuchungen konnte die Eignung der Tonschlacken für das endgültige Oberflächenabdichtungssystem nach den Kriterien der 'Grundsätze für den Eignungsnachweis von Dichtungselementen in Deponieabdichtungssystemen', der 'Eignungsbeurteilung von unter Verwendung von Abfällen hergestellten mineralischen Deponieoberflächenabdichtung' sowie der 'Deponieverwertungsverordnung' nachgewiesen werden.

Behandelt wurden dabei u. a. die Dichtigkeit von Anschlüssen und Durchdringungen, Auswirkungen von Fehlstellen und Imperfektionen, Verformbarkeit, Scherfestigkeit in Schichtgrenzen, hydraulische Widerstandsfähigkeit, Wassergehaltscharakteristik, Toxizität, Bioverfügbarkeit etc. pp. (s. a. Abschnitt 3).

Aufgrund der werkmäßigen Herstellung, robusten Bauweise mit praxisbewährten Erdbaugeräten, sehr schwachen Durchlässigkeit und der Qualitätskontrolle bei der Produktion und Herstellung konnte die Dicke der mineralischen Abdichtung mit $D = 2 \cdot 20 \text{ cm}$ gewählt werden. Der bewährte zweilagige Einbau wurde, obgleich bautechnisch bei Tonschlacken nicht zwingend, beibehalten.

Nach vgl. Grundsätzen für den Nachweis von Dichtungselementen in Deponieabdichtungssystemen ist eine mineralische Abdichtung u. a. dann gleichwertig zu dem sogenannten 'Regelsystem' mit $D = 50 \text{ cm}$ und $k \leq 5,0 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$, wenn in der späten Nachbetriebsphase nach Ausfall der Kunststoffdichtung bei Oberflächenabdichtungen mit einer Neigung $N \leq 10 \%$ die Durchsickerung $q \leq 8,0 \cdot 10^{-10} \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ bei Aufstauhöhen von 30 cm beträgt.

Die Eignungsbeurteilung von unter Verwendung von Abfällen hergestellten Deponieabdichtungen lässt diese Permeationsrate zu bei rechnerischem Nachweis unter Verwendung nachgewiesener charakteristischer Materialkennwerte k_k und Faktoren zur Berücksichtigung langzeitiger Veränderungen $A_{1,n}$ und Streuungen beim Einbau A_2 sowie mit einem Teilsicherheitsbeiwert γ_m , mithin für die Durchlässigkeit k

$$\text{cal } k = A_i \cdot k_k \cdot \gamma_m$$

hier	$A_{1,i} = 2,0$	potenzielle Änderung geringantelliger, aktivierter Bentonite
	$A_2 = 1,0$	keine Streuungen wg. werkmäßiger, kontrollierter Produktion
	$\gamma_m = 1,0$	wg. der Qualitätssicherung mit Feld- und Laborversuchen

Zur Gewährleistung der zulässigen maximalen Permeation wird die Durchlässigkeit der mineralischen Abdichtung bei $D = 2 \cdot 20 \text{ cm}$ festgelegt mit

$$k_k \leq 2,3 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$$

Die Durchlässigkeit $k \leq 5 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ im 'Regelsystem' und hier für $k_k \leq 2,3 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ ist für Tonschlacken mit $k = 1,3 \text{ ./. } 1,8 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ (i. M.) nachgewiesen. Infolge der gering tragfähigen Unterlage und der bisher vergleichsweise gering möglichen Verdichtung $D_{Pr} \geq 95 \%$ war das Ziel $k_k \leq 2,3 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ mit $k_k \leq 3,0 \text{ ./. } 4,8 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ (5 % - Fraktile) mit Feldproben noch nicht erreicht. Die vorlaufenden labortechnischen Eignungsprüfungen, u. a. mit $D_{Pr} \geq 97 \%$, und die nachlaufenden Feldbeprobungen zeigten Durchlässigkeiten $k_{10} \approx 1 \text{ ./. } 5 \cdot 10^{-11} \text{ m/s}$. Mit dem auf tragfähigerer Unterlage möglichem Einbau $D_{Pr} \geq 97 \%$ für die sehr gut verdichtbaren Tonschlacken ist $k_k \leq 2,3 \cdot 10^{-10} \text{ m/s}$ zuverlässig erreichbar. Der konkrete Nachweis wird praxisüblich im Versuchsfeld vor Beginn der Bauausführung erbracht.

5 Zusammenfassung

Für die zunächst temporäre Oberflächenabdichtung und spätere Profilierung mit kombinierter Abdichtung sowie Trag-/Ausgleichschicht über säulenstabilisierten Deponaten sind nach labortechnischen Eignungsversuchen, Wirtschaftlichkeits- und Rechtsprüfungen sowie insbesondere wegen der Nachweise zur Herstell- und Einbaubarkeit, Beständigkeit und Analytik konventionelle Tondichtungen, Geokunststoffe, Kapillarsperren und geringmächtige 'Kunstaböden' verworfen worden. Aufbauend auf langjährige Erfahrungen mit 'Bentokies' wurde projektspezifisch das neue Mischgut 'Tonschlacken' aus Schlacken der Stahlindustrie, Tonmehl und Bentonit entwickelt, in umfangreichen, teils mehrjährigen Untersuchungen dessen Eignung nachgewiesen und als mineralische Abdichtung eingesetzt. Die Nachweise und die Untersuchungen sowie der Einsatz von 'Tonschlacken' zeigten folgende Eigenschaften:

- sehr gute Einbau- und Verdichtbarkeit, auch auf gering tragfähigem Untergrund
- hohe Festigkeit/Steifigkeit resp. hohe Standsicherheit
- mäßige Duktilität und die Erfordernis von Verformungsnachweisen
- Witterungsbeständigkeit und Rissesicherheit (auch im Bauzustand)
- Robustheit gegen geometrische und/oder bautechnische Imperfektionen
- Prüfbarkeit als qualifizierter Dichtungsbaustoff
- Zuverlässigkeit als langfristige mineralische Flächenabdichtung
- die Eignung als unmittelbares KDB-Auflager
- Verträglichkeit am Deponiestandort in bau- u. ökochemischer Hinsicht
- Wirtschaftlichkeit (Verfügbarkeit der Rezepturkomponenten; feldfabrikmäßige Produktion; Tonschlacken-Zulieferung 'just in time'; Mischgut-Lagerfähigkeit; Einbau mit konventionellen Erdbaugroßgeräten; praxisübliche Qualitätssicherung).

Dem weiteren Einsatz von 'Tonschlacken' aus Schlacken, Tonmehl und Bentonit mit Durchlässigkeiten $k_{10} \leq 2,3 \cdot 10^{-10}$ m/s, Schichtdicken von $D = 2 \cdot 20$ cm und Verdichtungsgraden $D_{Pr} \geq 97\%$ als qualifizierte Mineralische Abdichtung steht demnach nichts entgegen.

Unbeschadet dessen sind die Rezeptur der 'Tonschlacken' und Bestimmungen der Durchlässigkeit im Feldversuch noch entwicklungsfähig; Entsprechendes ist initiiert.

6 Literatur

- | | | |
|---|------|--|
| Bundesmin. für Umwelt,
Naturschutz u. Reaktorsich. | 2008 | Verordnung über Deponien und Langzeitlager
(Deponieverordnung - DepV) |
| H.-G. Dymek, W. Oltmanns | 2006 | Stabilisierung einer Schlammdeponie; Chr.-Veder-
Kolloquium, TU Graz |
| Zentr. Unterstützungstelle
Abfall, Gentechnik und Ge-
rätensicherheit, Hildesheim | 2005 | Eignungsbeurteilung von unter Verwendung von Ab-
fällen hergestellten mineralischen Deponieoberflä-
chenabdichtung; Abfallwirtschaftsfakten 11 |
| Deutsche Gesellschaft für
Geotechnik (DGGT) | 2001 | Merkblatt für die Herstellung, Bemessung und Quali-
tätssicherung von Stabilisierungssäulen zur Unter-
grundverbesserung |
| Forschungsgesellschaft
für Str.-u. Verkehrswesen | 1997 | Zusätzliche Technische Vertragsbedingungen und
Richtl. für Erdarbeiten im Straßenbau (ZTVE-Stb 94) |
| Forschungsgesellschaft
für Str.-u. Verkehrswesen,
Köln | 1997 | Technische Prüfvorschriften für Boden und Fels im
Straßenbau TP - StB - Flächendeckende dynami-
sche Prüfung der Verdichtung (FDVK) |
| Deutsche Gesellschaft für
Geotechnik (DGGT) | 1997 | GDA-Empfehlungen, Geotechnik der Deponien und
Altlasten; Verl. Ernst & Sohn - Aktualisierungen jew.
in BAUTECHNIK 9 |
| Deutsches Institut für Bau-
technik (DIBt) | 1997 | Zulassungsgrundsätze für Dichtungsschichten aus
natürlichen mineralischen Baustoffen in Basis- und
Oberflächenabdichtungssystemen von Deponien |

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. Wolfgang Oltmanns
 PROF. RODATZ UND PARTNER, Beratende Ingenieure für Geotechnik GmbH
 Nußbergstraße 17
 D-38102 Braunschweig
 Telefon +49 531 7 01 36 11
 Email: w.oltmanns@rup-geotechnik.com
 Website: www.rup-geotechnik.de

Dr.-Ing. Matthias Rosenberg
 Institut für Grundbau und Bodenmechanik, TU Braunschweig
 Gaußstraße 2
 D-38106 Braunschweig
 Telefon +49 531 391 27 32
 Email: m.rosenberg@tu-bs.de
 Website: www.igb-tubs.de

Deponiesanierung und Nachnutzung als Park and Ride Platz am Beispiel der Deponie Schweinsdell

Lars Schmäh, Wolfgang Kolb

ARCADIS Consult GmbH, Potsdam/Kaiserslautern

Sealing of a landfill and subsequent use as Park and Ride Area

Abstract

The article describes the surface sealing of a landfill and its construction for subsequent use as a Park and Ride Area. Reclamation was realised to reduce landfill leachate and gas emissions. First results of monitoring and subsequent use are shown.

Zusammenfassung

Am Beispiel der Deponie Schweinsdell wird eine Deponiesanierung mit dem Ziel einer Unterbindung von Sickerwasser- und Deponiegasemissionen mit gleichzeitigem Bau eines Park and Ride Platzes zur Nachnutzung dargestellt. Es werden die Auswahl des Dichtelements der Oberflächenabdichtung betrachtet sowie erste Ergebnisse der Sanierung und Nachnutzung dargestellt.

Keywords

Hausmülldeponie, Deponiegas, Deponiesickerwasser, Oberflächenabdichtung, KDB, Deponieasphalt, Nachnutzung, Park and Ride Platz

landfill, landfill gas, landfill leachate, surface sealing, geomembrane (HDPE), asphalt sealing, subsequent use, park and ride area

1 Einleitung

1.1 Zielstellung

In der Sanierungsuntersuchung für die ehemalige Hausmülldeponie Schweinsdell wurde ermittelt, dass die unkontrollierten Schadstoffausträge aus der in weiten Teilen ungesicherten ehemaligen Hausmülldeponie (eHMD) Schweinsdell - insbesondere auf dem Gas- und Wasserpfad - ein erhebliches Gefahrenpotenzial und somit eine nicht zu tolerierende Umweltbelastung darstellten, die nur durch bauliche Sanierungsmaßnahmen minimiert bzw. verhindert werden konnten.

Ziel der Sanierung war es, durch technische Maßnahmen die aus dem Deponiestandort austretenden **Deponiegase und Deponiesickerwässer weitestgehend zu minimieren und zu fassen sowie gefahrlos zu entsorgen** bzw. die Entstehung und Ausbreitung von Emissionen weitestmöglich zu verhindern. Die Sanierungsuntersuchung [U1] ergab, dass die im Sanierungsziel formulierten Maßgaben am sinnvollsten durch Aufbringung einer Oberflächenabdichtung gewährleistet werden konnten.

Nach den Vorstellungen des Auftraggebers Stadt Kaiserslautern war darüber hinaus anzustreben, die Fläche des Deponiekörpers Schweinsdell sowie deren unmittelbare Umgebung einer **Nachnutzung** zuzuführen.

Im Zusammenhang mit der Aufbringung einer Oberflächenabdichtung auf den Deponiekörper und der beabsichtigten Nachnutzung des Areals fiel die Entscheidung zum Bau eines Park-and-Ride-Platzes für Pkw und Reisebusse auf der abgedichteten Deponie. Diese Nachnutzungsmöglichkeit stieß insbesondere im Hinblick auf Großveranstaltungen, wie die Fußball-WM 2006, bei der Stadt Kaiserslautern breites Interesse.

1.2 Standort

Bei der Deponie Schweinsdell handelt es sich um eine ehemalige, in den Jahren von 1969 bis ca. 1979 betriebene Hausmülldeponie am östlichen Stadtrand von Kaiserslautern. Der Ablagerungsbetrieb wurde vor Inkrafttreten der TA-Siedlungsabfall beendet.

Die Deponie wird im Süden durch die Autobahn A6 und im Osten durch einen Autobahnzubringer begrenzt. Die unmittelbare Umgebung der Deponie ist durch Wald charakterisiert. Um die Deponie herum sind mehrere militärische Liegenschaften angesiedelt.



Abbildung 1 Luftbild Park and Ride Platz Deponie Schweinsdell

Die Deponie sowie deren unmittelbare Umgebung befinden sich in einem wasserwirtschaftlichen Vorbehaltsgebiet. In ca. 300 m Entfernung stehen die Brunnen einer ehem. US-Wasserversorgung. Im Süden der Deponie (1,5 km) erstreckt sich ein Wasserschutzgebiet.

Morphologisch gesehen stellt der Deponiekörper einen aufgefüllten Taleinschnitt dar. Das Deponievolumen wurde mit ca. 1 Mio. m³ ermittelt. Die erkundeten Deponiegrenzen umfassten vor der Sanierung eine Grundfläche von ca. 10,5 ha. Die Ablagemächtigkeiten erreichten bis zu ca. 25 m.

1.3 Geologie und Hydrogeologie

1.3.1 Geologie

Das Umfeld der Schweinsdell erreicht auf den Bergrücken östlich und westlich der Deponie rd. 320 m ü. NN. Die Oberfläche des Deponiekörpers ist im Südwesten plateauartig mit Höhen von rd. 290 m ü. NN ausgebildet, die nach Nordosten zunächst flach, dann steiler werdend auf Höhen von rd. 270 m ü. NN abfällt.

Vor der Verfüllung bestand die ursprüngliche Geländemorphologie im Untergrund des heutigen Deponiekörpers aus einem langgezogenen, Südwest-Nordost orientierten Taleinschnitt mit steilen Flanken. Die Oberfläche des Deponiekörpers entwässerte nach Nordosten in Richtung des Eselsbachtals.

Die Sandsteinpakete im Untergrund weisen eine gute Klüftung auf. Die Geländeoberfläche im Umfeld der Deponie Schweinsdell liegt im unmittelbaren Kontaktbereich der Trifels- und Rehberg-Schichten.

1.3.2 Grundwasser

Im Bereich der Deponie befindet sich eine Grundwasserscheide. Der Grundwasserabfluss im Norden der Grundwasserscheide erfolgt in nördliche bzw. nordwestliche Richtung zum Tal des Eselsbaches. Südlich der Grundwasserscheide fließt das Grundwasser in südliche bis südwestliche Richtung.

Der Deponiekörper liegt im ungesättigten Bereich. Der Grundwasser-Flurabstand beträgt im Minimum ca. 10 m in der Talmitte am nordöstlichen Deponiefuß. Seitliche Grundwasser- oder Stauwasserzutritte existieren nicht.

Eine Beeinflussung des Grundwassers durch den Deponiekörper ist in den Oberen Trifels-Schichten im Abstrom der Schweinsdell nachgewiesen.

2 Gefährdungsabschätzung

2.1 Ergebnisse der Sanierungsuntersuchung

Auf der Deponie Schweinsdell wurden von 1969 bis 1979 auf 10,5 ha ca. 1 Mio. m³ im Wesentlichen hausmüllähnliche Abfälle, Bauschutt und Schlämme abgelagert.

Eine Abdeckung der Abfälle bestand vor der Sanierung lediglich in den Randbereichen aus Bauschutt und sandigem Erdaushub mit Mächtigkeiten von wenigen Dezimetern bis zu maximal 2 m. Im Kuppenbereich mit den mächtigsten Abfallablagerungen lag jedoch nahezu keine Überdeckung vor.

Im Rahmen von FID-Kartierungen wurde festgestellt, dass der Deponiekörper noch flächenhaft entgast. Bodenluftmessungen ergaben Methangehalte von 20-40 Vol-%.

Die Grundwassermessstellen im Abstrom wiesen vor der Sanierung eine deutliche deponiespezifische Schadstoffbelastung (Chlorid, Bor, Nickel, Ammonium, Phenole, AOX, DOC, CSB) auf.

2.2 Schutzgüter und Wirkungspfade

Fehlende Deponiegasfassung, die nicht gesicherte Deponieoberfläche und die guten Gaswegsamkeiten im Boden (Klüfte im anstehenden Fels) bedeuteten vor der Sanierung, dass über den Bodenluftpfad das Schutzgut Mensch gefährdet war. Weiterhin wirkte der ungehinderte Deponiegasaustritt in die Atmosphäre klimaschädigend.

Über den Sickerwasserpfad bestand ebenfalls eine Gefährdung der Schutzgüter. Trotz des Flurabstandes von rd. 10 bis 15 m unter der Deponiebasis fanden sich im Grundwasser deponie-typische Schadstoffe in den Haupt-Abstromrichtungen.

Aufgrund der hydrogeologischen Standortbedingungen war die Gefahr einer Verschleppung der Kontaminationen in tiefere Grundwasserkörper angezeigt. Durch die artesisch aus tieferen Grundwasserkörpern aufwärts gerichtete Strömung im Bereich des Vorfluters konnte es zu Schadstoffausträgen im Eselsbachtal kommen. Einflüsse des Schadstoffaustrages aus der Deponie auf die Trinkwasserentnahmen konnten nicht ausgeschlossen werden.

2.3 Handlungsbedarf

Im Sinne des Multibarrierenkonzeptes fehlten bei der Deponie vor der Sanierung eine Basis- und Oberflächenabdichtung.

Die nachgewiesenen unkontrollierten Schadstoffausträge (Deponiegas, -sickerwasser) stellten ein erhebliches Schadstoffpotenzial und somit eine nicht zu tolerierende Um-

weltbelastung dar, die nur durch bauliche Sanierungsmaßnahmen minimiert bzw. verhindert werden konnte. Ein genereller Sanierungsbedarf war dadurch ausreichend begründet.

3 Sanierungskonzept

3.1 Grundlagen

Das Sanierungskonzept sah folgende Schritte vor:

- Fassung und Entsorgung von Deponiegas durch eine Flächendrainage.
- Verhinderung des Eindringens von Niederschlagswasser in den Deponiekörper und Minimierung der Sickerwasserneubildung durch eine Oberflächenabdichtung.
- Aufbringen eines Abdichtungssystems mit Minimalgefälle von 5 % (Entwässerungssicherheit Dichtungssystem) und Maximalgefälle von 1 : 3 (Gleitsicherheit des Schichtenpaketes).
- Fassung und kontrollierte Ableitung von Niederschlagswasser in einem Entwässerungssystem mit Regenrückhaltebecken und Einleitung in die Vorflut.
- Integrierung des für die Nachnutzung als Parkplatz auf dem Deponiekörper erforderlichen Aufbaus oberhalb des dichtenden Elementes in den Gesamtaufbau.
- Rekultivierung des Deponiekörpers zur besseren Wiedereingliederung in das vorhandene Landschaftsbild in Verbindung mit der vorgesehenen Nachnutzung.
- Durchführung eines Nachsorgeprogramms (Monitoring) zur Überprüfung des Sanierungserfolgs.

3.2 Sanierungsrelevante Maßnahmen

3.2.1 Umlagerung von Randbereichen

Zur kostengünstigen Realisierung der Oberflächenabdichtung wurde durch Umlagerung eine Verkleinerung von 10,5 auf 8,8 ha abzudichtende Fläche erreicht.

Aufgrund der in den Randbereichen relativ geringen Müllmächtigkeiten wurde im Zuge der Profilierung des Deponiekörpers eine Umlagerung der Abfälle aus den Randbereichen auf den zentralen Deponiekörper durchgeführt.

Auf den freigelegten Bereichen wurden alle 500 m² Sohlbeprobungen durchgeführt. Dabei wurde keine wesentliche Belastung des Untergrundes festgestellt.

3.2.2 Geländemodellierung

Die Gestaltung der Oberflächenmorphologie wurde von den technischen Vorgaben zur Standsicherheit, der Ableitung der Oberflächenwässer, den verkehrstechnischen Randbedingungen sowie einer größtmöglichen Fläche für die Nachnutzung und einer guten Einbindung in das vorhandene Landschaftsgefüge beeinflusst.

Hieraus ergaben sich für die Gestaltung der Geometrie des Deponiekörpers die im Folgenden aufgeführten Randbedingungen:

- Die bestehenden Deponieböschungen mit Böschungsneigungen von 1: 2,5 waren nicht ausreichend stand- und erosionssicher und mussten neu modelliert (abgeflacht) werden.
- Der vorhandene Kuppenbereich wies für eine ausreichende Oberflächenentwässerung in Verbindung mit der erwarteten Konsolidierung des Deponiekörpers zu flache Längs- und Quergefälle auf und wurde neu profiliert.
- In Hinblick auf die optimale Oberflächenausnutzung für eine größtmögliche Anzahl von Parkplätzen musste die Endkontur des Deponiekörpers angepasst und in Teilbereichen umgestaltet werden.

3.2.3 Oberflächenabdichtung unter Berücksichtigung der Nutzung als Parkplatz

Das aufgebrachte Dichtungssystem verhindert das Eindringen von Niederschlagswasser in den Müllkörper und unterbindet gleichzeitig den unkontrollierten flächenhaften Austritt von Deponiegasen.

Die Deponie wurde mit einer Kunststoffdichtungsbahn (KDB) als Abdichtungselement flächig versehen. Das gewählte Abdichtungssystem deckt den neu profilierten Hausmüllkörper vollständig ab und bindet in einen umlaufenden Dichtfuß ein.

In der Diskussion zur Wahl des Abdichtungssystems hat sich eine Kunststoffdichtungsbahn (KDB) als wirksamstes Abdichtungselement herausgestellt. Als Alternative wurde Deponieasphalt diskutiert, wobei als eigenes Dichtungselement im Vergleich zur KDB die höheren Baukosten ein Ausschlusskriterium darstellten.

Weitere Ausschlussgründe gegen den Einsatz von Deponieasphalt ergaben sich aus folgender Betrachtung. Asphalt weist temperaturabhängige viskoseelastische Eigenschaften auf, die einen Einsatz als oberste Dichtungsschicht bzw. als direkte Fahrbahndecke ohne zusätzliche Schutzlagen nicht zulassen. Die in den Regelwerken (TA-Siedlungsabfall, Deutsches Institut für Bautechnik u. a.) verfolgte Philosophie des Erreichens von Dichtigkeit durch Minimierung des Hohlraumgehaltes der eingesetzten Baustoffe steht im Konflikt mit den technischen Erfordernissen des Straßenbaus, da dichte

hohlraumarme Schichten ungeeignet sind, um die aus den Verkehrsbeanspruchungen resultierenden Spannungen verformungsarm aufnehmen zu können.

Deponieasphalte weisen im Gegensatz zu Straßenbauasphalten unter vergleichbaren Temperaturbedingungen ein völlig anderes mechanisches Verhalten auf. Dies bedeutet, dass Deponieasphalte nicht zu einer Nachverdichtung unter Verkehrsbedingungen neigen, sondern unter Verkehrsbeanspruchung, d. h. unter direkter Befahrung, weichen diese Asphalte schon bei normalen Gebrauchstemperaturen (ca. 30 °C) und innerhalb kurzer Beanspruchungszeit durch volumen-konstantes Fließen seitlich aus.

Weiterhin sind Deponieasphalte als Unterlage für bituminöse Befahrbarkeitsschichten im Sinne der verkehrlichen Nutzung stillgelegter Deponieflächen aufgrund des Aufheizeffektes von Asphaltschichtenpaketen in langanhaltenden sommerlichen Hitzeperioden kaum geeignet. Die Bemessung der Dicke der Verkehrsflächenbefestigung über einem Dichtungasphalt muss unter der Maßgabe erfolgen, dass die bituminösen Dichtungsschichten in der Gesamtkonstruktion in Tiefenlagen anzuordnen sind, in denen in langanhaltenden Hitzeperioden ein Temperaturniveau von max. 30 °C vorliegt. Dies erfordert eine Überbauung der Deponieasphaltschichten von mind. 30 cm.

Aus Erfahrungen mit vergleichbaren Aufbauten von Oberflächenabdichtungen war aufgrund der o. a. Betrachtungen abzuleiten, dass unter dem Aspekt der Nachnutzung von Deponien mit Oberflächenabdichtungen in Asphaltbauweise durch Überbauung mit bituminösen Befahrbarkeitsschichten die Dichtungsschichten keinesfalls konstruktiver Bestandteil der Verkehrsflächenbefestigung sein dürfen.

Aufgrund dieser Erkenntnisse wurde auf den Einbau einer Asphaltdichtung verzichtet und stattdessen eine Kunststoffdichtungsbahn als Dichtungselement im gesamten Abdichtungsbereich eingebaut.

3.2.4 Sickerwasserfassung/-entsorgung

Die Erfassung eines wesentlichen Teiles des Sickerwasserabstromes im Bereich der Basis war aufgrund der nicht vorhandenen Basisdichtung sowie der hydrogeologischen Untergrundverhältnisse nicht bzw. nur unzureichend möglich. Ziel der Maßnahme war es daher, die Sickerwasserneubildung durch Oberflächenabdichtung zu minimieren.

Im Bereich des nordöstlichen Deponiefußes erfolgte bereits seit der Zeit vor der Sanierung eine Sickerwasserfassung. Hier wurde das aufgrund von Staunässehorizonten angesammelte Sickerwasser über einen bestehenden Anschluss der Kläranlage zugeführt.

Im Zuge der Umlagerung im Deponiefußbereich wurden folgende Maßnahmen zur Optimierung der Sickerwasserfassung durchgeführt:

- Freilegung und Neubau des vorhandenen Sickerwasserschachtes,
- Sanierung und Sicherung der vorhandenen Leitungen,
- Bau einer zusätzlichen Sickerwasserdrainage aus PEHD zur Fassung des deponie-seitig anfallenden Sickerwassers unmittelbar vor dem neuen Dichtkörper,
- Einbringen eines Drainagekörpers parallel zum Dichtkörper als zusätzliche Kapillar-sperre zur optimalen Fassung der deponieseitigen Sickerwässer,
- Anschluss der neuen Drainageleitung an die Kanalisation,
- Bau von Kontrollschächten (gasdicht) in die neue Drainageleitung.

Anfallende Sickerwässer können über eine Pumpstation über die Kanalisation der Stadt Kaiserslautern der Kläranlage zugeführt werden.

3.2.5 Deponiegasfassung/-entsorgung

Die Deponiegasfassung wurde über eine horizontale Flächenentgasung realisiert. Das Dichtungssystem wurde auf der Gasdrainschicht aufgebracht, in den Rändern wurden zusätzlich horizontale Gasdrainleitungen verlegt.

Die Trasse der Gasdrainleitungen wurde jeweils entlang den Böschungs-/Plateauhochpunkten sowie im gesamten Deponierandbereich angelegt. Die Leitungsstränge wurden durch Querspangen zu einem Ringleitungssystem geschlossen.

Es wurde nur ein Gasentnahmepunkt im westlichen Kuppenhochpunkt angelegt. Das Gaserfassungssystem unterhalb der Oberflächenabdichtung wurde in diesem Hochpunktbereich über einen Gasentnahmeschacht (PEHD) mit einer oberhalb des Dichtungssystems angeordneten Gassammelleitung verbunden.

Aus dem Schacht wird das Deponiegas in einer Transportleitung aus PEHD einer zentralen Gasbehandlung (Fackel) zugeleitet.

3.3 Anlage des Park and Ride-Platzes

Für die Nachnutzung als Parkplatz für Großveranstaltungen, insbesondere der Fußball WM 2006 wurde auf der Deponieoberfläche ein entsprechender Aufbau oberhalb des abdichtenden Elementes des Oberflächenabdichtungssystems realisiert.

Die äußere Erschließung des Parkplatzes wurde über die Militärstraße mit Anbindungen an die Ausfahrt der Autobahn A6 sowie an die Bundesstraßen B37 und B40 hergestellt. Der Parkplatz erhielt zwei Ein- und Ausfahrten. Die Verkehrsströme beim Beparken und Räumen des Parkplatzes wurden kreuzungsfrei angelegt, was sich günstig auf die Leistungsfähigkeit und die Verkehrssicherheit der Anlage auswirkte, da so die Wartezeiten

beim Räumen des Parkplatzes nach Großveranstaltungen kurz gehalten werden konnten.

Der P+R-Platz bietet ca. 2.600 Pkw-Parkplätze, 32 Parkplätze für Reisebusse und eine Haltestelle für ca. 6 Shuttle-Busse (Standardbusse).

Mit den gewählten, relativ steilen, Geländeneigungen für Parkplätze wurde möglichen großräumigen Sackungen im Deponiekörper Rechnung getragen, um das Abfließen des Oberflächenwassers sicherzustellen und Pfützenbildung weitestgehend zu vermeiden.

Die Pkw-Parkstände wurden mit Schotter befestigt. Die Dicke des Aufbaus beträgt 25 cm auf dem herzustellenden Unterbau.

Die nahe der P+R-Haltestelle gelegenen beiden ersten Fahrgassen der Pkw-Parkstände sind gemäß RSTO 01 für die Bauklasse VI mit einer Asphaltdecke befestigt worden, da dort mit der häufigsten Parkplatzbelegung zu rechnen war. Die Dicke des Aufbaus beträgt 50 cm. Alle übrigen Fahrgassen der Pkw-Parkstände wurden mit Schotter befestigt. Die Dicke des Aufbaus beträgt 50 cm.

Die Vorteile der Schotterbefestigung gegenüber einer Asphaltbefestigung liegen hauptsächlich in der einfachen Beseitigung von Unebenheiten, beispielsweise hervorgerufen durch Sackungen im Deponiekörper. Zudem sind Schotterdecken gegenüber Asphaltdecken kostengünstiger herzustellen.

Die Sammelstraße des Parkplatzes ist gemäß RSTO 01 für die Bauklasse V mit einer Asphaltdecke befestigt. Die Dicke des Aufbaus beträgt 50 cm.

4 Erste Ergebnisse

4.1 Nutzung als Park and Ride Platz

Der Park and Ride Platz wurde während der Fußball-WM 2006 sehr gut angenommen, die Leistungsfähigkeit und die Verkehrssicherheit haben sich als gut bewiesen. Der Park and Ride Platz wird weiterhin genutzt. Schäden durch Setzungen haben sich bis 2008 nicht ergeben.

4.2 Monitoring und Nachsorge

Eine gesicherte Prognose hinsichtlich der Entwicklung der Sickerwasserqualität und -quantität war im Vorfeld nicht möglich. Es war jedoch davon auszugehen, dass sich die anfallenden Sickerwassermengen nach Aufbringung der Oberflächenabdichtung rasch minimieren. Tatsächlich hat sogar eine Reduzierung der Sickerwassermengen auf Null

direkt nach Aufbringen der Dichtung stattgefunden, so dass eine Sickerwasserentsorgung nicht mehr erforderlich ist.

FID-Messungen auf und im Umfeld der Deponie weisen keine Deponiegasmigration auf, was auf den Betrieb der aktiven Entgasungsanlage zurückzuführen ist. Die Deponiegasmenge beläuft sich auf ca. 20-30 m³/h mit einem Methangehalt von ca. 40 Vol-% und wird über eine Fackel verbrannt. Eine Deponiegasnutzung war an dem Standort mit der relativ geringen Gasausbeute wirtschaftlich nicht möglich.

Hinsichtlich einer später evtl. erforderlichen Umrüstung der Gasbehandlung auf eine passive Entgasung kann am westlichen Geländehochpunkt im Randbereich der Parkplatzfläche z. B. ein Biofilter nachgerüstet werden.

Die Ergebnisse des Grundwassermonitorings weisen seit Herstellung der Oberflächenabdichtung ein kontinuierliches Absinken der deponiespezifischen Parameter im Abstrom nach.

5 Literatur

- ARCADIS Consult GmbH 2003 [U1] Sanierung der eHMD Schweinsdell, Stadt Kaiserslautern, Sanierungsuntersuchung. Kaiserslautern, November 2003

Anschrift der Verfasser(innen):

Dr. rer. nat. Wolfgang Kolb
Dipl.-Ing. Lars Schmäh
Arcadis Consult GmbH
Ricarda-Huch-Str. 2
D-14480 Potsdam
Telefon +49 331 64 99 6 - 0
Email l.schmaeh@arcadis.de
Website: www.arcadis.de

Deponieabdichtung mittels Photovoltaikanlage

Matthias Kühle-Weidemeier

Wasteconsult international, Langenhagen

Sealing a landfill by a photovoltaic power plant

Abstract

Photovoltaic plants are an attractive afteruse for the wide surfaces of closed landfills. It is a land recycling in combination with a climate friendly energy generation. Wasteconsult international has developed a landfill surface sealing system (DepoSolar®). Its main component is a composite element of geomembrane and flexible thin film solar cells. The main advantage of this multifunctional system is emission minimisation and convection prevention at the same time with PV plant.

In the course of a project funded by the German Federal Environmental Fund (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, DBU) the short- and long-term integrity of the system in regard to technical and operational demands and requirements is investigated.

Zusammenfassung

Photovoltaikanlagen sind eine attraktive Nachnutzung für die großen Oberflächen stillgelegter Deponien. Es findet ein Flächenrecycling in Verbindung mit klimaschonender Energieerzeugung statt. Konventionelle PV-Anlagen werden mit Hilfe von teuren und ressourcenverbrauchenden Stahlgestellen auf einer mit erheblichen Mengen Bodenmaterials und weiterer Baustoffe hergestellten Deponieabdeckung errichtet. Wasteconsult international hat ein Deponieoberflächenabdichtungssystem entwickelt (DepoSolar®), dessen Kernbestandteil ein Verbundelement aus Kunststoffdichtungsbahn und verformbaren Dünnschichtsolarzellen ist. Ein solches multifunktionales System hat den Vorteil, daß gleichzeitig eine emissionsmindernde, konvektionsdichte Deponieoberflächenabdichtung und eine PV-Anlage entstehen.

In einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt Forschungsprojekt wird nun untersucht, inwieweit das System den technischen und betrieblichen Anforderungen an eine Deponieabdichtung temporär oder dauerhaft gerecht wird.

Keywords

Deponie, Oberflächenabdichtung, Photovoltaik, DepoSolar, Kunststoffdichtungsbahn
Landfill, surface sealing, photovoltaic power plant, DepoSolar, geomembrane.

1 Einleitung

Die photovoltaische (PV) Energieerzeugung ist eine umwelt- und ressourcenschonende Möglichkeit der Stromerzeugung. Zur Realisierung von Anlagen mit sehr großer Leistung kommen als Standort Freiflächen außerhalb von Gebäuden in Betracht, z.B. Deponien.

Deponien werden nach ihrer Betriebsphase für eine Zeit von 10-20 Jahren mit einer temporären Abdeckung versehen, um das Abklingen der Setzungen abzuwarten, bevor die endgültige Abdichtung erfolgt. An die temporäre Abdeckung, die mitunter erheblichen Beanspruchungen durch Setzungen der Deponie ausgesetzt ist, bestehen nur geringe gesetzliche Anforderungen. Häufig wird sie aus Boden hergestellt. Die Bodenabdeckung ist nicht konvektionsdicht, so daß klimaschädigendes Deponiegas entweichen kann und auch der Eintritt von Niederschlagswasser in die Deponie nur begrenzt vermindert wird so daß es zur fortgesetzten Sickerwasserbildung kommt.

Photovoltaikanlagen sind eine attraktive Nachnutzung für die großen Oberflächen stillgelegter Deponien. Es findet ein Flächenrecycling in Verbindung mit klimaschonender Energieerzeugung statt. Konventionelle PV-Anlagen werden mit Hilfe von teuren und ressourcenverbrauchenden Stahlgestellen auf einer mit erheblichen Mengen Bodenmaterials und weiterer Baustoffe hergestellten Deponieabdeckung errichtet.

Wasteconsult international hat ein Deponieoberflächenabdichtungssystem entwickelt (DepoSolar®), dessen Kernbestandteil ein Verbundelement aus Kunststoffdichtungsbahn und verformbaren Dünnschichtsolarzellen ist. Ein solches multifunktionales System hat den Vorteil, daß gleichzeitig eine emissionsmindernde, konvektionsdichte Deponieoberflächenabdichtung und eine PV-Anlage entstehen.

In einem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projekt Forschungsprojekt wird untersucht, inwieweit das System den technischen und betrieblichen Anforderungen an eine Deponieabdichtung temporär oder dauerhaft gerecht wird.

Dafür wurden im August 2008 auf der Deponie Leppe Testfelder errichtet, auf denen unterschiedliche Kombinationen von Solarzellen und Dichtungsbahnen hinsichtlich ihrer Beständigkeit, Praxistauglichkeit und elektrischen Leistungsfähigkeit verglichen werden. Der Betreiber der Deponie, der Bergische Abfallwirtschaftsverband (BAV) ist Betreiber und Hauptkostenträger der Anlage.

2 Vergütung für Solarstrom

2.1 Gesetzliche Grundlagen

Seit April 2000 ist die Einspeisung regenerativer Energien durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) geregelt. Am 01.08.2004 trat die Novelle des EEG in Kraft. Das Gesetz beinhaltet u.a. eine Vergütungsregelung für Strom aus Photovoltaik- und Windenergieanlagen.

Bei der Photovoltaik werden Anlagen mit einer Leistung bis zu 5 MW durch eine erhöhte Einspeisevergütung gefördert. Im Gesetz zur Änderung des Erneuerbare-Energien-

Gesetzes (PV-Vorschaltgesetz) vom 22.12.2003 wurden zum 1. Januar 2004 die Höhe der Einspeisevergütung für Solarstrom und Einschränkungen für Freiflächenanlagen durch Änderung von §8 des EEG neu geregelt. Eine erneute Novelle des EEG tritt 2009 in Kraft.

Um Verbrauch und Versiegelung von unbebauten Flächen durch Photovoltaikanlagen zu begrenzen, wurde die Frage, ob und in welcher Höhe eine erhöhte Einspeisevergütung gezahlt werden muß, vom Standort der Anlage abhängig gemacht. Wenn die Anlage nicht an oder auf einer baulichen Anlage angebracht ist, die vorrangig zu anderen Zwecken als der Erzeugung von Strom aus solarer Strahlungsenergie errichtet worden ist, ist der Netzbetreiber nur zur Vergütung verpflichtet, wenn sich die Anlage

1. auf Flächen befindet, die zum Zeitpunkt des Beschlusses über die Aufstellung oder Änderung des Bebauungsplanes bereits versiegelt waren,
2. auf Konversionsflächen aus wirtschaftlicher oder militärischer Nutzung oder
3. auf Grünflächen befindet, die zur Errichtung dieser Anlagen im Bebauungsplan ausgewiesen sind und zum Zeitpunkt des Beschlusses über die Aufstellung oder Änderung des Bebauungsplans als Ackerland genutzt wurden.

Da Deponien bauliche Anlagen und Konversionsflächen sind, besteht Anspruch auf Einspeisevergütung gem. EEG. Die Höhe der Einspeisevergütung ist wiederum differenziert geregelt. Die Grundvergütung beträgt bei Fertigstellung der Anlage im Jahr 2008 35,5 Cent/KWh. Diese Vergütung ist für 20 Jahre plus die Betriebsmonate im Inbetriebnahmejahr festgeschrieben. Dadurch besteht eine außerordentlich solide Grundlage für Wirtschaftlichkeitsberechnungen. Ab dem 01.01.2009 wird für PV-Freiflächenanlagen eine Vergütung von 31,94 Cent/kWh gezahlt. Die Mindestvergütungen werden jährlich für jeweils ab diesem Zeitpunkt neu in Betrieb genommene Anlagen auf Gebäuden in 2010 um 9% und 2011 um 8%, Anlagen größer 100 kWp um 10% und bei Freiflächenanlagen in 2010 um 10% und 2011 um 9% gesenkt.

Bei Anlagen, die ausschließlich an oder auf einem Gebäude oder einer Lärmschutzwand angebracht sind, erhöht sich die Vergütung in Abhängigkeit von der Gesamtleistung um 8,3 – 11,7 Cent KWh.

Mehrere Photovoltaikanlagen, die sich an oder auf demselben Gebäude befinden und innerhalb von sechs aufeinander folgenden Kalendermonaten in Betrieb genommen worden sind, gelten zum Zweck der Ermittlung der Vergütungshöhe als eine Anlage.

2.2 Regionale Aspekte

In Deutschland gibt es regional deutliche Unterschiede in der Höhe der Globalstrahlung und damit in der Energieausbeute der Photovoltaikanlage. Für Freiflächenanlagen, die

eine geringere Einspeisevergütung bekommen als Dachflächenanlagen, sind unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten Süddeutschland, Teile Sachsens und einige küstennahe Gebiete am besten geeignet.

3 Das Abdichtungssystem DepoSolar®

In der Vergangenheit sind bereits einige Solaranlagen auf Deponien errichtet worden. Dieses sind jedoch alles konventionelle PV-Anlagen mit auf Stahlkonstruktionen oder Betonträgern montierten, nicht-verformbaren, kristallinen Solarzellen.

Das von Wasteconsult entwickelte System DepoSolar® verbindet die Funktion von Abdichtung und Solaranlage miteinander und kommt ohne Aufständering aus.



Abb. 1: Flexibler Dünnschicht-Solarmodulstreifen im Verbund mit KDB

Das nun errichtete System weist gegenüber den bisher realisierten Anlagen folgende Vorteile auf:

- Geringerer Materialaufwand für die Montage der Solarzellen (keine Gestelle)
- Geringerer Silizium- und Energieverbrauch bei der Zellproduktion durch Verwendung von amorphen Dünnschichtmodulen
- Viel größere Verformungstoleranz durch Einsatz flexibler Solarzellen, daher eher auch für jüngere Deponieabschnitte geeignet, die noch Setzungen aufweisen
- Gleichzeitige Verwendung als Deponieabdichtung (erhebliche Ressourceneinsparung und verbesserte Fassung von klimaschädigendem Deponiegas).
- Vereinfachte Anpassbarkeit der PV-Anlage an etwaige Setzungen der Deponie

Abb. 2 zeigt das innovative System im Zeitraum, in dem es als Photovoltaikanlage und temporäre Deponieabdichtung eingesetzt ist, im Vergleich zur üblichen temporären Abdeckung mit Boden und einer darauf platzierten, herkömmlichen Solaranlage.

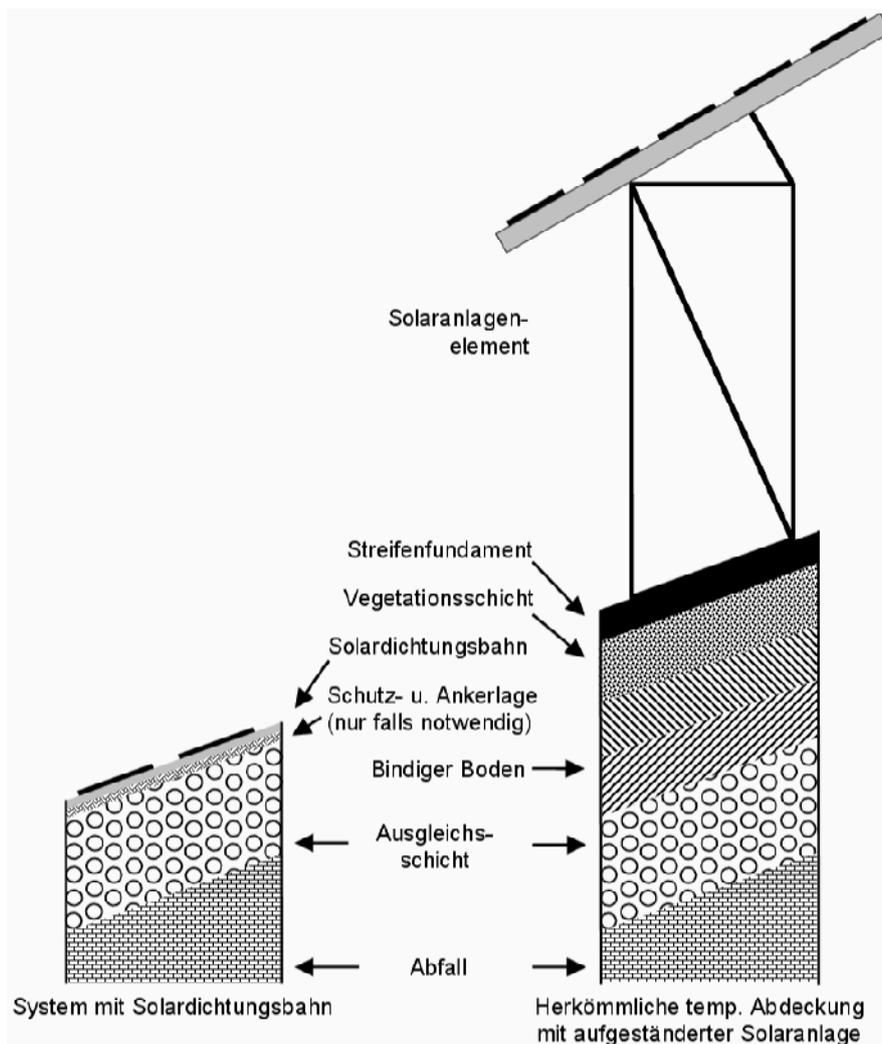


Abb. 2 Temporäre Deponieabdichtung in Kombination mit einer Photovoltaikanlage als innovatives und zum Vergleich als konventionelles System

Besteht die Trägerlage der Photovoltaikkombinationsanlage aus einer BAM-zugelassenen Deponieabdichtungsbahn, besteht das Potential, diese nach Nutzungsende der Photovoltaikanlage als wirksames Funktionselement in die endgültige Deponieabdichtung zu integrieren. Das gesetzliche Regelwerk sieht bei Deponien der Klasse 2 (Hausmülldeponie) ein Kombinationsabdichtungssystem vor, das eine Kunststoffdichtungsbahn und eine mehrschichtige (bindige) mineralische Dichtungsschicht enthält. Dieses System wurde bereits in der TAsi (1993) vorgegeben. Alternativ sind auch gleichwertige Systeme mit einem anderen Aufbau zulässig. Die dauerhafte Deponieoberflächenabdichtung wird in der Regel 10 bis 25 Jahre nach Verfüllende des Deponieabschnitts aufgebracht.

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt (z.B. Melchior, 1993), daß bindige mineralische Abdichtungen an Deponieoberflächen zur Bildung von Schrumpfrissen neigen und somit ihre Dichtigkeit (bzw. geringe Durchlässigkeit) verlieren können. Aus diesem Grund und auch wegen wirtschaftlichen Vorteilen wurden inzwischen Oberflächenab-

dichtungen, bei denen die bindige mineralische Schicht durch eine (mineralische) Kapillarsperre ersetzt wird, an zahlreichen Standorten realisiert. In ein solches System läßt sich auch eine Photovoltaikkombinationsbahn gut integrieren. **Abb. 3** zeigt zwei Varianten eines Oberflächenabdichtungssystemes mit integrierter Photovoltaikkombinationsbahn im Vergleich zum Regelsystem nach TA-Siedlungsabfall. Die Photovoltaikkombinationsbahn ersetzt die ohnehin erforderliche Kunststoffdichtungsbahn.

Hinweis: Sowohl die im System DepoSolar® verwendete Kombination von flexiblen Solarzellen und PE-HD-Bahnen als auch die Kombikapillardichtung nach Sehrbrock (siehe **Abb. 3**) sind patentrechtlich geschützt.

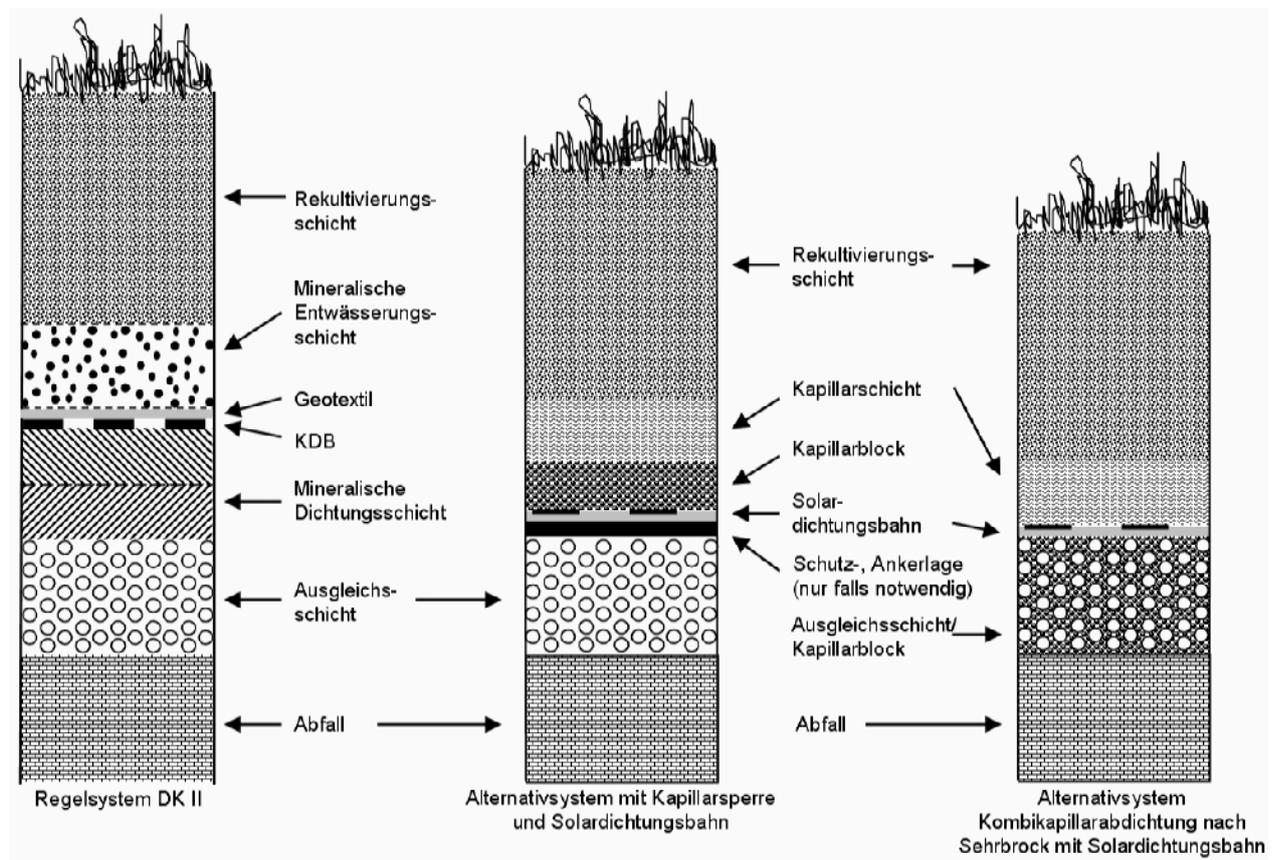


Abb. 3: Integration der innovativen Photovoltaikanlage als Abdichtungselement in zwei Varianten einer alternativen Kombinationsabdichtung für ein Klasse 2 Deponie im Vergleich zum Regelsystem nach TA-Siedlungsabfall

Die 2008 zu erwartende integrierte Deponieverordnung wird voraussichtlich kein Regelsystem für die Oberflächenabdichtung mehr vorgeben und mehr Freiräume für die Gestaltung der Oberflächenabdichtung eröffnen.

Es sei darauf hingewiesen, daß Wasteconsult auch konventionelle (aufgeständerte) Solaranlagen auf Gebäuden und Deponien plant. Hallendächer bieten oft hervorragende Voraussetzungen für die Installation einer Photovoltaikanlage.

4 Pilotanlage und durchzuführende Untersuchungen

4.1 Untersuchungsprogramm

Im Forschungsteil des Vorhabens werden vor allem folgende Punkte untersucht:

- Verlegung und Verbindung der Bahnen
- Auswirkungen der Setzungen auf das System (Schäden, Wellenbildung etc.)
- Eignung zur Wiederaufnahme und Neuverlegung nach starken Setzungen
- Unterschiedliche Stromerzeugung und Verschmutzungsgefahr bei zwei deponie-typischen Böschungsneigungen (1:3 und 1:10)
- Langzeitbeständigkeit (inkl. Auswirkungen der chem. und phys. Einwirkungen)
- Auswirkung unterschiedlicher Trägermaterialien (z.B. Farbe -> Erwärmung) auf den Wirkungsgrad der Module
- Auswirkungen der unterschiedlichen Wärmeausdehnungskoeffizienten
- Vergleich der Wirksamkeit unterschiedlicher Modultypen

Die Versuchsanlage ist in Testfelder unterteilt, die sich hinsichtlich Bahnmaterial, Bahnstärke, Modulausrichtung und Modultyp unterscheiden. Zusätzlich wird ein Referenzfeld aus konventionellen, nicht verformbaren, kristallinen Solarmodulen errichtet.

4.2 Aufbau der Pilotanlage

Die Versuchsfelder werden am Südhang der Deponie errichtet, der teilweise schon mit einer KDB abgedichtet ist und teilweise noch einer Endprofilierung zu unterziehen ist.



Abb. 5: Einbau der ersten Versuchsfelder

Die Verbundbahnen aus PE-HD und Solarmodulen werden voraussichtlich 2009 vom Lizenznehmer agru Kunststofftechnik (www.agru.at) auf den Markt gebracht werden.

Literatur

Kühle-Weidemeier, M.; Antczak, R. (2004): Regenerative Energien als zusätzliche Einnahmequelle? Grundlagen und finanzielle Aspekte von Windkraft und Photovoltaik. In: Kühle-Weidemeier, M. [Hrsg.] (2004): Praxistagung Deponie 2005. Schließung – Sanierung – Nachsorge – Nachnutzung. Tagungsband. Cuvillier Verlag, Göttingen. ISBN 3-86537-284-8.

Melchior, S. (1993): Wasserhaushalt und Wirksamkeit mehrschichtiger Abdecksysteme für Deponien und Altlasten. Hamburger bodenkundliche Arbeiten, Band 22.

Sehrbrock, U. (2004): Die Kombi-Kapillardichtung als wirtschaftliches Alternativsystem für die Oberflächenabdichtung. In: Kühle-Weidemeier, M. (Hrsg.): Praxistagung Deponie 2005. Schließung – Sanierung – Nachsorge – Nachnutzung. Tagungsband. Cuvillier Verlag, Göttingen. ISBN 3-86537-284-8.

Anschrift des Verfassers:

Dr.-Ing. Dipl.-Geogr. Matthias Kühle-Weidemeier
Wasteconsult international
Robert-Koch-Str. 48 b
D-30853 Langenhagen
Telefon +49 511 23 59 383
Email tagung@wasteconsult.de
Website: www.wasteconsult.de

Prognose der Setzungen und des Emissionsverhaltens von Deponien mit Hilfe eines numerischen Modells

Markus Robeck, Tim Ricken, Renatus Widmann

Universität Duisburg-Essen, Essen

Prognosis of landfill settlements and emission properties by a numeric model

Abstract

Worldwide, landfills are the most common way to dispose of waste, but have an impact on the environment, as they result in harmful gas and leachate production. Estimating the long-term behaviour of a landfill in regard to this gas production and organic degrading, as well as to settlement and waste water production, is of high importance for designers, landfill operators and public authorities. Therefore, a numerical model has been developed to simulate these processes.

The constitutive model is based on the multiphase Theory of Porous Media (TPM) (RICKEN & USTOHALOVA, 2005), (USTOHALOVA ET AL., 2004). The body under investigation consists of an organic and an inorganic phase as well as a liquid and a gas phase. The equations of the model are developed on the basis of a consistent thermo-mechanical approach including the momentum balance for the solid phase and the mixture, the energy balance for the mixture and the mass balance for the gas phase. All interactions between the constituents such as mass transfers, interaction forces and energy fluxes are taken into consideration.

The strongly coupled set of partial differential equations is implemented in the finite element code FEAP. The former 2-D model has now been enhanced to real 3-D landfill geometries.

Zusammenfassung

Weltweit ist die Deponierung von Abfällen die verbreitetste Art, Abfälle zu entsorgen. Gleichzeitig verursacht diese Art der Abfallentsorgung schädliche Einflüsse auf die Umwelt, die vor allem aus der Sickerwasser- und Gasproduktion entstehen. Das Langzeitverhalten einer Deponie in Bezug auf diese Gasproduktion und den organischen Abbau, sowie die Setzungen und Sickerwassermengen abschätzen zu können, ist sowohl für Planer und Deponiebetreiber, als auch für die Abfallbehörden und Gesetzgebung von hoher Bedeutung. Für eine möglichst realitätsnahe Simulation der Deponieprozesse wurde ein numerisches Modell entwickelt, welches im Folgenden beschrieben wird.

Das Berechnungskonzept basiert auf der Theorie poröser Medien (TPM) (RICKEN & USTOHALOVA, 2005), (USTOHALOVA ET AL., 2004), womit Mehrphasensysteme beschrieben werden können. Der hier betrachtete Deponiekörper besteht aus zwei festen Phasen – der organischen und anorganischen Phase, sowie aus zwei beweglichen Phasen – der Gas- und Wasserphase. Die Materialgleichungen des Modells sind thermodynamisch konsistent und beinhalten die Bilanz der Bewegungsgröße der Festkörperphase und der Mischung, die Bilanz der Energie der Mischung und die Bilanz der Masse der Gasphase. Alle Interaktionen zwischen den einzelnen Konstituierenden wie Massenaustausch, Interaktionskräfte und Energieaustausch sind dabei berücksichtigt.

Zur Lösung werden die stark gekoppelten Differenzialgleichungen in das „Finite Element Analysis Program“ FEAP implementiert. Mittlerweile ist das 2-D Modell auf die Anwendung realer 3-D Deponiegeometrien erweitert worden.

Keywords

Deponie, Deponiegas, organischer Abbau, Setzungen, Simulation, numerisches Modell, Theorie poröser Medien, Mehrphasensystem, Phasenumwandlung, Langzeitverhalten

Landfill, landfill gas, organic degradation, settlement, simulation, numerical model, theory of porous media, multiphase system, phase transition, long term behaviour

1 Einleitung

Bis zum 31. Mai 2005 wurden in Deutschland i.d.R unvorbehandelte Siedlungsabfälle auf Siedlungsabfalldeponien verfüllt, die durch die damit verbundenen biologischen Umsetzungsprozesse ein Emissionspotenzial aufweisen. Verschiedene wissenschaftliche Untersuchungen geben unterschiedliche Zeiträume für den Abbau der vorhandenen Restemissionspotenziale nach Deponieabschluss an. Für Umweltwissenschaftler und Deponiebetreiber, aber auch für die Abfallbehörden und die Gesetzgebung ist es von großer Bedeutung, diese Umsetzungsprozesse quantifizieren und einschätzen zu können. Ein prozessorientiertes und auf experimentellen Untersuchungen gestütztes Hilfsmittel, mit dem das langfristige Emissionsverhalten des Deponiekörpers bewertet werden kann, kann einen maßgeblichen Beitrag leisten, das Risikopotential solcher ganzheitlichen Systeme besser abzuschätzen können. Damit können deponiespezifisch geeignete Lösungen gefunden werden, so dass die Nachsorgephase verkürzt werden kann. Von entscheidender Bedeutung ist hierbei die Wahl des passenden Zeitpunktes, ein geeignetes Oberflächenabdichtungssystem aufzubringen. Das bisherige Vorgehen, Deponien mittels Kombinationsabdichtung möglichst schnell zu versiegeln und damit das Emissionspotenzial zu erhalten, ist heute umstritten. Daher sollte die endgültige Oberflächenabdichtung erst aufgebracht werden, wenn das Restpotenzial soweit gesunken ist, dass die Gefährdung durch Emissionen für nachfolgende Generationen minimiert wird. Da eine Deponie abschnittsweise über längere Zeiträume aufgebaut wird, variieren biologische Abbauprozesse örtlich und zeitlich und somit auch das vorhandene Restpotenzial.

Mit Hilfe des entwickelten und bereits an realen Deponien validierten Modells kann das langfristige Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien simuliert und Abbaugrad, Gas- und Temperaturentwicklung sowie Setzungen örtlich und zeitlich aufgelöst werden. Damit können Empfehlungen für das (u. U. abschnittsweise) Aufbringen von Oberflächenabdichtungssystemen gegeben werden.

2 Deponieverhalten

Die Abfallzersetzung in Deponien ist ein komplexer Prozess und ständigen Veränderungen unterworfen. Viele wissenschaftliche Studien über Umsetzungsvorgänge im Abfall, mit dem Ziel, den Einfluss der Biodegradation zu ermitteln, wurden unter gut kontrollierbaren Bedingungen im Labor-, Technikums- und Feldmaßstab durchgeführt.

2.1 Sickerwasser

Sickerwasser entsteht hauptsächlich durch Niederschlag, der auf den Deponiekörper trifft und darin versickert. Zu einem geringeren Anteil entsteht Sickerwasser durch das im abzulagernden Abfall selbst enthaltene, gespeicherte Wasser. Ist das Niederschlagswasser bzw. ein Teil davon durch den gesamten Deponiekörper gesickert, das heißt, ist die Wasserhaltekapazität im Deponiekörper überschritten, wird es als Sickerwasser im Entwässerungssystem erfasst.

2.2 Deponiegasmenge

Zur Bemessungsgrundlage von Anlagenteilen muss der zeitliche Verlauf des Deponiegasanfalls hinreichend genau bekannt sein. Dies wird mit Hilfe von Prognosemodellen errechnet. Ausgangspunkt für diese Berechnung zur Ermittlung des Gaspotentials stellt meist der TOC-Gehalt des abzulagernden Materials dar. Der tatsächliche Verlauf der Gasmenge ist neben dem abzulagernden Material von vielen Faktoren wie Geometrie des Deponiekörpers, Oberflächenabdichtung, Einbaumenge pro Abschnittverfüllung, Verdichtungsgrad, Wassergehalt, pH-Wert, Abbaubarkeit des Kohlenstoffs, Temperatur, Entgasungssystem, etc. abhängig. Für eine genauere Betrachtung zum örtlichen und zeitlichen Verlauf der Vorgänge im Abfallkörper sind die häufig angewandten, i.d.R. recht einfachen Prognosemodelle ungeeignet, da die gegenseitige Beeinflussung der Faktoren in der Modellbildung meist unberücksichtigt bleibt.

2.3 Setzung

Unter Setzung wird hier die Verformung des Untergrundes unter Last sowie Sackung durch das Versagen der Eigenfestigkeit des abgelagerten Materials (Abfall) verstanden. Dies bedeutet, dass die Oberflächensetzung die Summe aus Setzung und Sackung, also Untergrundsetzung und Abfallverformung, bildet. Die Verformung, teilweise auch Setzung des Abfalls genannt, lässt sich nach Kurzzeit- und Langzeitsetzungen unterscheiden. Erstere erfolgt aufgrund der Verdichtung und Auflast und ist lastabhängig. Zweitere findet infolge von biologischen Abbauvorgängen und Entwässerungen statt, ist also zersetzungsabhängig und somit orts- und zeitabhängig.

2.4 Deponieabschluss

Der Deponiebetreiber hat für die Deponien in der Stilllegungsphase (also nach Ende der Ablagerung) Maßnahmen durchzuführen, die zukünftige negative Auswirkungen auf die Umwelt verhindern. Dieses beinhaltet insbesondere die Einrichtung eines Oberflächenabdichtungssystems (OFA) und das Aufbringen einer Rekultivierungsschicht. Nach Aufbringung einer Oberflächenabdichtung wird die Gasentwicklung abnehmen, da infolge der Abkapselung keine weitere Feuchtigkeit eingetragen und damit die biologische Aktivität unterbunden wird. Der Deponiekörper wird mumifiziert, wobei das Restemissionspotenzial langfristig erhalten bleibt. Wird die Oberflächenabdichtung im Laufe der Zeit undicht, setzen biologische Prozesse wieder ein und es kommt zu weiteren – in diesem Falle höchstwahrscheinlich unkontrollierten – Emissionen.

Eine derartige Vorgehensweise im herkömmlichen Sinne beinhaltet – im Widerspruch zur grundsätzlichen Übertragung des Ziels der bundesdeutschen Abfallgesetzgebung – die Übertragung von Umweltproblemen auf zukünftige Generationen. Hauptkritikpunkte an diesen OFA sind neben der Erfordernis der „ewigen“ Instandhaltung vor allem die langfristige Konservierung der biologisch verfügbaren Abfälle, wodurch das Emissions- und Setzungspotenzial auf Dauer erhalten bleibt.

3 Modell für die Beschreibung des Deponieverhaltens

Die biologischen, chemischen und physikalischen Vorgänge im abgelagerten Abfall beeinflussen sich gegenseitig stark und können nur mit Hilfe von gekoppelten Differentialgleichungen beschrieben werden. Zur Simulation der Transport- und Umsetzungsprozesse im Deponiekörper wurde ein numerisches Modell entwickelt, welches auf der Theorie poröser Medien (TPM) basiert. Die Theorie poröser Medien wurde zur Beschreibung von Mehrphasensystemen entwickelt und wird heute bereits erfolgreich unter anderem in den Gebieten des Grundbaus oder der Biomechanik angewendet. Da es sich bei Deponien ebenfalls um ein Mehrphasensystem handelt, wurde das Modell hierauf adaptiert.

Die Theorie poröser Medien basiert auf der Mischungstheorie, eingeschränkt durch das Konzept der Volumenanteile (Abbildung 1). Der Mischungstheorie liegt die Annahme zu Grunde, dass sich die Bestandteile (Konstituierenden α) des Körpers vollständig vermengen, jedoch nicht molekular vermischen. Das heißt, die heterogene Verteilung der Konstituierenden α wird auf der mikroskopischen Ebene innerhalb eines Volumenelements dv durch Verschmierung der einzelnen Konstituierenden homogenisiert. Mit dem Konzept der Volumenanteile wird der Kontrollraum als Kontinuum bestehend aus einzelnen Partialvolumen dv^α ($dv^\alpha = n^\alpha * dv$, mit n^α als Volumenanteile) der Konstituierenden α betrachtet, welche in ihrer Summe wiederum den gesamten Kontrollraum ausfüll-

len. Dadurch wird die Verbindung zwischen mikro- und makroskopischer Ebene hergestellt. Die Festkörperphase beschreibt das Gebiet, welches durch den für die Festkörperphase materiellen und die beweglichen Phasen immateriellen Rand begrenzt ist.

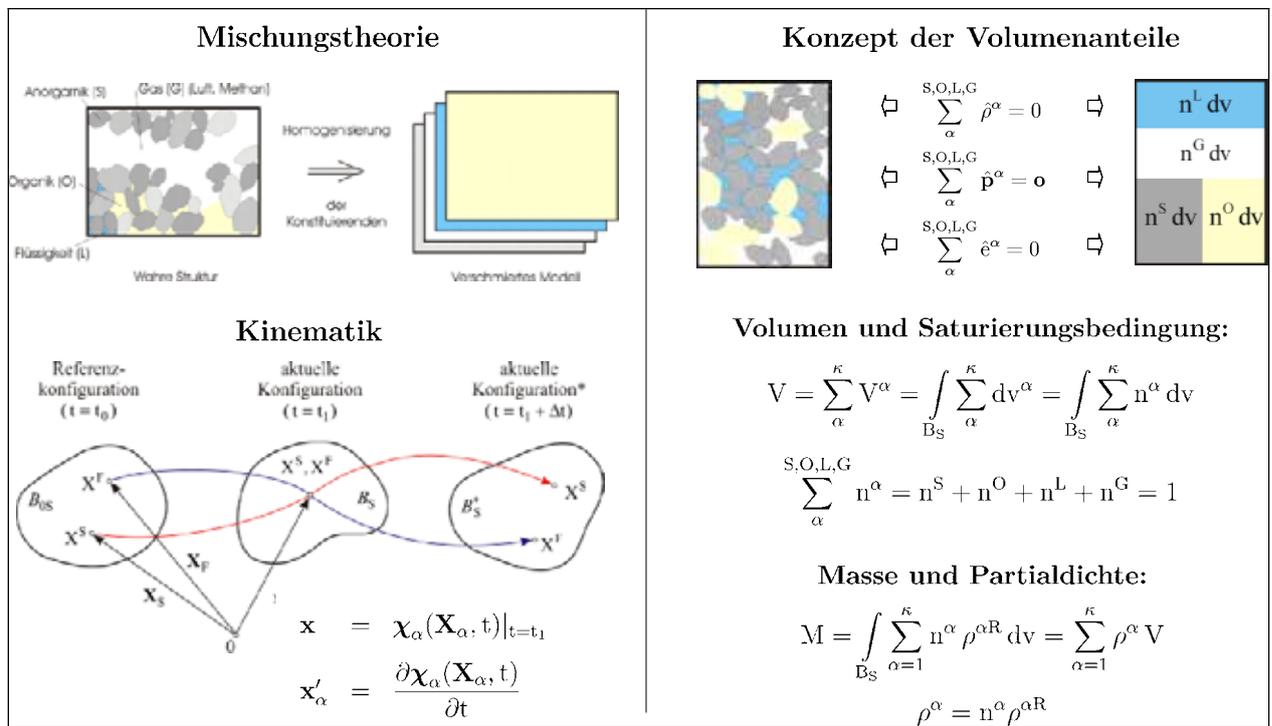


Abbildung 1: Grundlagen der Theorie poröser Medien

Der Deponiekörper wird als ein poröses Phasensystem mit einer organischen ($\alpha=O$) und anorganischen ($\alpha=S$) Festkörperphase, einer Gasphase ($\alpha=G$) und einer Flüssigkeitsphase ($\alpha=L$) beschrieben. In diesem ersten Modellbeschreibungsansatz wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die Liquidphase in der Festkörperphase enthalten ist, also als Bestandteil der Festkörperphase idealisiert ist. Die Phasen werden wie in Abbildung 1 zu sehen ist, über den betrachteten Kontrollraum verschmiert. Das heißt, es findet eine Homogenisierung der wahren Struktur statt. Jeder Punkt des Kontinuums wird eindeutig durch den Vektor $\mathbf{x}(\mathbf{X}_\alpha, t)$ beschrieben, wobei \mathbf{X}_α den Ortsvektor in der Referenzkonfiguration und t die Zeit kennzeichnet und mit dessen Ableitung nach der Zeit sich die Geschwindigkeit \mathbf{x}'_α ergibt.

Die Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Konstituierenden wie Massenaustausch (z.B. biologische Umsetzung), Interaktionskräfte (z.B. Reibungskräfte) und Energieaustausch (z.B. Wärmeproduktion aus biologischer Umsetzung) werden berücksichtigt. Die beschreibenden Feldgleichungen werden auf der Basis von kontinuumsmechanischen Grundgleichungen abgeleitet, bestehend aus den Bilanzen der Bewegungsgröße und der Energiebilanz jeweils für die gesamte Mischung und den Massenbilanzen für die festen und mobilen Phasen. Zusätzlich müssen in dem Satz der Feldgleichungen die physikalischen Zwangsbedingungen berücksichtigt werden, wie die Saturierungsbedin-

gung und die Bedingung, dass die Summe der Interaktionsgrößen sich gegenseitig zu null ergänzt.

Damit das Gleichungssystem geschlossen werden kann, ist es notwendig, konstitutive Beziehungen einzuführen (DE BOER ET AL., 2003) (RICKEN & USTOHALOVA, 2005), welche die thermodynamische Konsistenz erfüllen müssen. Die wesentlichen konstitutiven Beziehungen müssen für die Spannungen, die Interaktionskräfte, den Wärmetransport und den Massenaustausch formuliert werden.

Der organische Massenaustausch beschreibt die Änderungen in der organischen Phase durch die bakterielle Aktivität. Nach Monod (Monod, 1942) ist die Abbaurate der organischen Substanzen negativ proportional zu der Wachstumsrate der Bakterien und somit zur Methangasproduktionsgeschwindigkeit. Die biologischen Reaktionsprozesse hängen ab von der aktiven Biomasse, der Temperatur und der Substratkonzentration, definiert als partielle Dichte der feuchten organischen Masse. Der organische Massenaustausch beschreibt somit die Änderungen in der organischen Phase durch die bakterielle Aktivität, bei der die organische Substanz abgebaut und in Gas umgewandelt wird. Je mehr organischer Abfall im Deponiekörper vorhanden ist, desto mehr Deponiegas wird durch die bakterielle Aktivität produziert, in Abhängigkeit vom Wärme- und Feuchtegehalt.

Es wurde ein numerisches Berechnungskonzept entwickelt, mit dem die Bewegung der festen Phasen, der Druck der Gasphase, die Temperatur der Mischung und die bakterielle Umwandlung (Massenaustausch) des organischen Materials in ein Gasgemisch (Biogas) aus Methan und Kohlendioxid beschrieben werden kann. Die numerische Implementierung der kontinuumsmechanischen Formulierungen wird mit Hilfe der finiten Element Methode (FEM) durchgeführt und mittels des Berechnungsprogramms FEAP (Finite Element Analysis Program) ausgewertet. Zur Verifizierung des numerischen Modells wurde das Langzeitverhalten von Deponiekörpern simuliert.

Mit dem Modell können die wesentlichen Prozesse innerhalb des Deponiekörpers gekoppelt berechnet werden. Als Randbedingungen können die äußere Temperatur, Druck und die Verschiebung vorgegeben werden.

4 Numerische Simulation einer Deponie

Bei einer realitätsnahen numerischen Simulation wird die Geometrie der Deponie als 3-D Abbildung digitalisiert, woraus repräsentative 2-D Schnitte gewonnen werden können. Des Weiteren muss der zeitliche und räumliche Verlauf der Abfallablagerung nachgebildet werden, woraus der geometrische Aufbau resultiert. Hierzu sollten möglichst Daten über die Abfallmengen und deren Qualität sowie die räumlich zeitliche Verteilung beispielsweise aus jährlichen Vermessungsplänen der Deponie bekannt sein. Der abgelagerte

gerte Abfall kann dann bspw. lagenweise in Jahresschritten in den abgebildeten Deponiekörper gelegt und somit die Deponie abschnittsweise entsprechend der Realität nachgebildet werden.

In den folgenden Abbildungen, welche in der Höhe überhöht dargestellt sind, ist die grafische Ausgabe für die Parameter Temperatur, Organikgehalt und Setzung als Beispiel einer Deponiesimulation erkennbar. Hier wurde wie erwähnt der Aufbau einer Deponie realitätsnah nachgebildet und anschließend die Simulation für repräsentative Schnitte durchgeführt. Der Verfüllzeitraum betrug ca. 30 Jahre inkl. abschließender Profilierungsarbeiten zur temporären Oberflächengestaltung mit inertem Material bzw. Zwischenlagerung von Bodematerial.

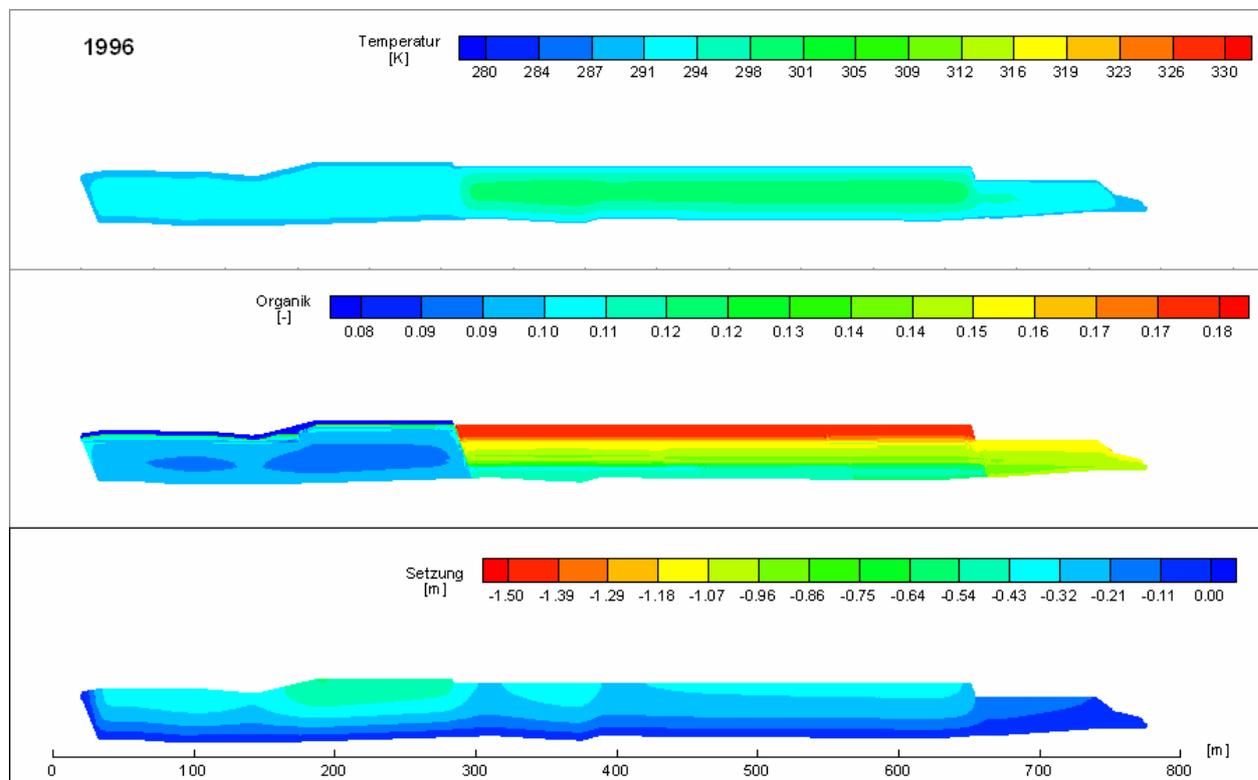


Abbildung 2: Temperatur-, Organik- und Setzungsverlauf 1996

Der Vergleich der Abbildung 2 und Abbildung 3 lässt erkennen, dass sich die Deponie in Abbildung 2 im Jahr 1996 noch in der Verfüllphase befindet. Der relativ große Unterschied des Organikgehalts zwischen dem linken Drittel und dem Rest resultiert in erster Linie aus der wesentlich späteren Verfüllung des rechten Teils. In diesem Schnitt wurde die Deponie zeitlich nicht kontinuierlich von links nach rechts verfüllt, sondern es wurden in einem mehrjährigem Zeitraum Bereiche davor bzw. dahinter liegend geschüttet. Aus den Jahren 2006, 2016 und 2026 wird deutlich, wie die Organik örtlich und zeitlich immer weiter abgebaut und in Deponiegas umgewandelt wird – zu erkennen am Farbverlauf (von rot mit hohem Organikgehalt zu blau mit niedrigerem Organikgehalt).

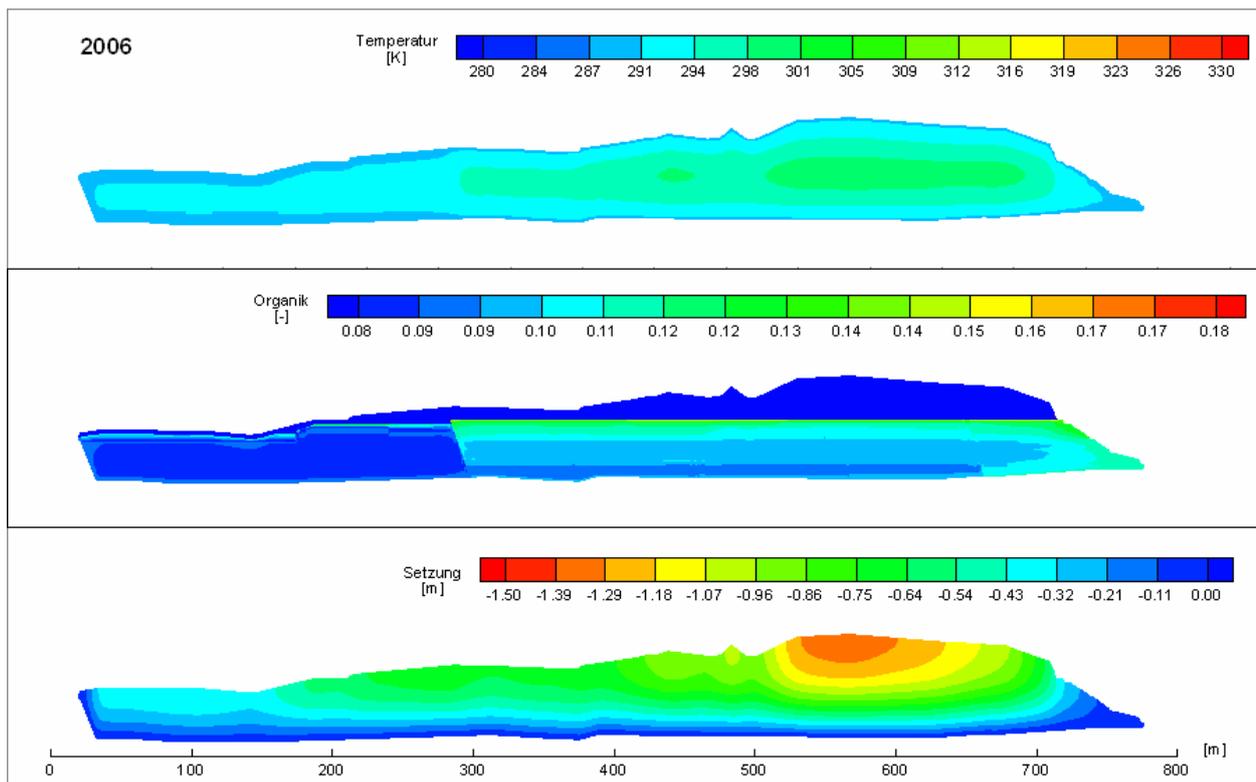


Abbildung 3: Temperatur-, Organik- und Setzungsverlauf 2006

Die vor dem Jahr 2006 aufgebraachte Profilierungsschicht bzw. Zwischenlagerung von inertem Boden ist ebenfalls am niedrigen Organikgehalt (blau) deutlich zu erkennen und hat bei der biologischen Umsetzung aufgrund fehlender Organik keinen Anteil an der Gasbildung.

In den Abbildungen sind die teilweise ungleichmäßigen Setzungen zu erkennen, die unter anderem aus unterschiedlichem Aufbau, Auflasten oder Abbaugraden resultieren. Die Untergrundsetzungen sind dabei außer acht gelassen. Des Weiteren lassen sich auch die Gasdruckverläufe bzw. –geschwindigkeiten darstellen, aus denen letztlich die Deponiegasmenge berechnet werden kann, welche über die Oberfläche austritt.

Mit entsprechend repräsentativ gelegenen Schnitten kann die Deponie somit realitätsnah abgebildet werden mit einem umfangreichem Überblick über alle relevanten Parameter – und zwar nach Zeit und Ort aufgelöst.

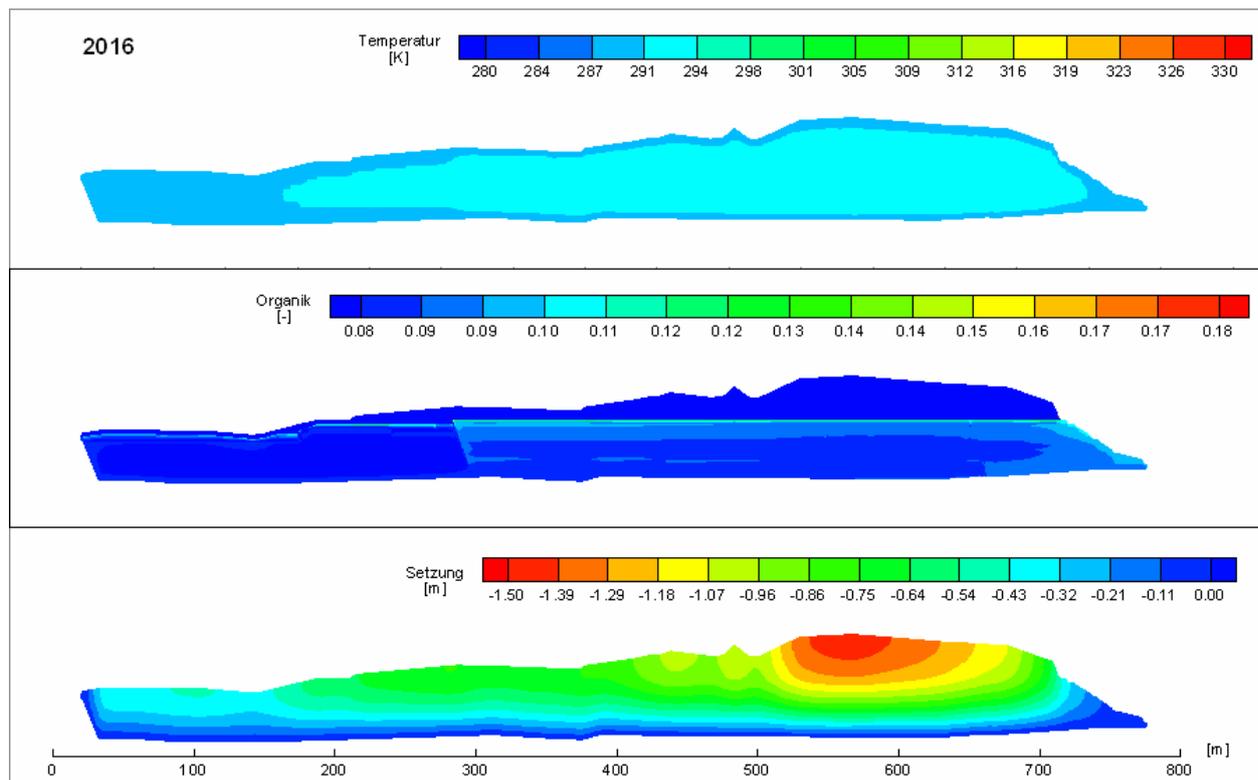


Abbildung 4: Temperatur-, Organik- und Setzungsverlauf 2016

Daraus lässt sich erkennen, welche Bereiche der Deponie sich noch in einer Aktivphase und welche sich schon in einer Passivphase befinden. Daraus kann ein differenziertes Vorgehen bei der Aufbringung von Oberflächensystemen abgeleitet werden, welches auf die Situation der einzelnen Deponie und deren Abschnitte individuell angepasst ist. Es kann gezielt entschieden werden, welche Bereiche beispielsweise nach und nach von der aktiven Entgasung entkoppelt und in ein passives System mit möglicher Methanoxidation überführt werden oder welche Bereiche bereits die passive Phase verlassen haben und aufgrund weitestgehender biologischer Inaktivität ein endgültiges Oberflächensystem erhalten können. Des Weiteren kann abgeleitet werden, ob es für Altbereiche, die möglicherweise über keine aktive Entgasung verfügen bzw. deren Entgasungssystem defekt ist, noch sinnvoll ist, ein neues Entgasungssystem zu installieren oder ob die zu erwartenden Gasmengen zu gering sind.

5 Zusammenfassung

Das dargestellte Modell ist ein leistungsstarkes Instrument zur Simulation der Umsetzungsprozesse einer Deponie und den daraus resultierenden Emissionen sowie Setzungen und kann als wichtige Entscheidungshilfe für Planer, Deponiebetreiber oder Behörden dienen. Vor allem die detaillierte Auflösung der Prozesse nach Raum und Zeit erlaubt ein differenzierteres Vorgehen bei der Beurteilung des langfristigen Deponiever-

haltens als herkömmliche, meist einfache Prognosemodelle, welche i.d.R. keine gekoppelte Berechnung der wichtigsten Parameter erlauben

6 Literatur

- de Boer, Bluhm, Wähling, Ricken 2003 "Phasenübergänge in porösen Medien", Forschungsbericht, Universität Duisburg-Essen
- Monod, J. 1942 "Sur l'expression analytique de la croissance des populations bactériennes", en collaboration avec F. Morin, Rev. Scient., 5, pp. 227-229.
- Ricken, T., Ustohalova, V., 2005 Modelling of thermal mass transfer in porous media with applications to the organic phase transition in landfills, Computational Materials Science 32, Issues 3-4, 498-508.
- Ustohalova, Ricken, Widmann 2004 Kalkulierbares Risiko – Das Emissionsverhalten von Siedlungsabfalldeponien soll mit einer prozeßorientierten, experimentell abgesicherten numerischen Simulation langfristig abgeschätzt werden, Müllmagazin, S. 8-13, 2004

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. Markus Robeck
Universität Duisburg-Essen
Fachgebiet für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft
Universitätsstraße 15
45141 Essen

Prof. Dr.-Ing. Tim Ricken
Universität Duisburg-Essen
Computational Mechanics
Universitätsstraße 15
45141 Essen

Prof. Dr.-Ing. Renatus Widmann
Universität Duisburg-Essen
Fachgebiet für Siedlungswasser- und Abfallwirtschaft
Universitätsstraße 15
45141 Essen

Gesteuerte Sickerwasserinfiltration Deponie Halle-Lochau

Rolf Schneider, Gerhard Rettenberger

Ingenieurgruppe RUK, Stuttgart

Controlled leachate-infiltration landfill Halle-Lochau

Abstract

The technical equipment and first results of the leachate infiltration at the landfill Halle-Lochau is presented. The infiltration of the whole leachate flow is planned for the whole surface of the landfill which is approx. 80 ha. Meanwhile the first part of the leachate infiltration system has been finalised for an area of approx. 3,5 ha and is in operation.

Zusammenfassung

Die technische Ausgestaltung und erste Betriebsergebnisse der Sickerwasserinfiltration auf der etwa 80 ha großen Deponie Halle-Lochau werden vorgestellt. Es ist eine Kreislaufführung des gesamten Deponiesickerwassers bei Infiltration auf der gesamten Deponiefläche vorgesehen. Ein erster Abschnitt auf einer Fläche von etwa 3,5 ha ist zwischenzeitlich fertiggestellt und wird betrieben.

Keywords

Infiltration, Deponiesickerwasser, Kreislaufführung

Infiltration, landfill leachate, circulation

1 Einleitung

Die Stabilisierung des Deponiekörpers stellt eine wesentliche Voraussetzung zur Entlassung einer Deponie aus der Nachsorge dar. Der Artikel 1 (= Deponieverordnung) der künftig geltenden Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts (neuster Entwurf = Vorlage für den Kabinettsbeschluss vom 24.09.2008) lässt technische Maßnahmen zur Beschleunigung der Stabilisierung in Form einer Wasserinfiltration bzw. Belüftung zu. Im Rahmen der Stilllegung wird derzeit an der Deponie Halle-Lochau vom Deponiebetreiber Abfallwirtschaft GmbH ein Projekt zur Sickerwasserinfiltration realisiert.

2 Rahmenbedingungen

2.1 Deponiestandort

Etwa 12 km südöstlich der Stadt Halle a. d. Saale liegt das ca. 50 m – 60 m tiefe Tagebaurestloch Halle-Lochau. Es hat eine Gesamtfläche von etwa 480 ha. Innerhalb dieses Tagebaurestloches wurde auf einer Fläche von ca. 80 ha zwischen 1976 und 2005 die Siedlungsabfalldeponie Halle-Lochau betrieben. Ohne Trockenhaltung durch die für den

Bergbau angelegte Wasserhaltung würde sich der Deponiekörper weitestgehend unter Wasser befinden.

2.2 Notwendigkeit einer Sickerwasserkreislaufführung

Eine nachhaltige Überführung des Tagebaurestloches in die natürliche Umgebung ist mit einer Beendigung der Trockenhaltung und damit einer Flutung verbunden. Zur Ermittlung einer kostengünstigen, den Ansprüchen des Umweltschutzes und der Nachhaltigkeit entsprechenden Lösung für die Stilllegung, Nachsorge und Nachnutzung von Deponien in Tagebaurestlöchern wurde am Beispiel der Deponie Halle-Lochau im Rahmen eines FuE-Vorhabens eine umfangreiche Variantenprüfung durchgeführt. Dabei hat sich das Belassen der Deponie und die Verminderung des austretenden Schadstoffpotentials auf ein umweltverträgliches und rechtlich unbedenkliches Maß als die geeignetste Vorgehensweise erwiesen. Eine der untersuchten Maßnahmen ist die Sickerwasserinfiltration, durch welche der Deponiekörper stabilisiert und damit die verbleibenden Schadstoffpotenziale reduziert werden können. Vom Deponiebetreiber Abfallwirtschaft GmbH Halle-Lochau ist vorgesehen, eine Kreislaufführung des gesamten Sickerwassers über mehrere Jahre durchzuführen.

2.3 Sickerwasser- und Gasfassung am Deponiestandort

Die Sickerwasserfassung der Deponie Halle-Lochau besteht aus einer zentral gelegenen, etwa 1.200 m langen, Sickerwasserleitung mit Gefälle zu zwei Tiefpunkten, bei denen das Sickerwasser jeweils über einen Pumpenschacht S4 bzw. S5 (s. Abbildung 1) niveaugesteuert entnommen wird. Die vorhandenen Pumpen sind so leistungsstark, dass eine unveränderte Niveausteuerng auch bei einer Wasserzunahme während der Sickerwasserinfiltration gewährleistet ist.

3 Konzept für die Sickerwasserinfiltration

Vorgesehen ist der Bau einer Sickerwasserinfiltration für die gesamte Deponiefläche mit zeitlich gestaffelten Ausbauabschnitten. Nach Erstellung eines Rahmenentwurfs für große Teile der Deponie wurden zunächst in einem ersten Bauabschnitt auf einer Fläche von etwa 3,5 ha die für die Sickerwasserinfiltration erforderlichen Baumaßnahmen in Angriff genommen.



Abbildung 1 Pumpenschacht S5 zur Sickerwasserfassung

Zur Sickerwasserinfiltration ist die Deponie in vier im Mittel jeweils etwa 14 ha große Bereiche eingeteilt. Jeder Bereich verfügt an einem zentralen Standort über eine Verteilstation, von der aus im Mittel 14 etwa 1 ha große Bewässerungsmodule als getrennte hydraulische Einheiten über gesteuert betriebene Verteilerbalken (Abbildung 2) beschickt werden. Weitere technische Elemente der Verteilstation sind eine Anlage zur Sickerwasserbehandlung (Abbildung 3), ein aus jeweils 2 Tanks bestehender Vorlagebehälter als Zwischenspeicher (Abbildung 4), eine redundant ausgeführte Pumpe zur Beschickung der Bewässerungsmodule aus dem Vorlagebehälter über den Verteilerbalken (Abbildung 5) sowie die für eine gesteuerte Infiltration erforderliche EMSR-Technik, deren Schaltschränke in einem vom Maschinenraum getrennten Schaltraum untergebracht ist. Zwei der vier Verteilerstationen werden von Schacht S4 gespeist und die anderen beiden Verteilerstationen werden von Schacht S5 gespeist.



Abbildung 2 Gesteuert betriebener Verteilerbalken



Abbildung 3 Anlage zur Sickerwasserbehandlung



Abbildung 4 Vorlagebehälter



Abbildung 5 Redundante Pumpe zur Beschickung der Bewässerungsmodule

In den Bewässerungsmodulen sind im Mittel 8 bis 10 Bewässerungselemente in Form von Infiltrationsrigolen (Abbildung 6) und Infiltrationssäulen angeordnet. Die Verteilung

auf die einzelnen Bewässerungselemente wird bei einem Teil der Module durch ein zentral im Modul angeordnetes zusätzliches Verteilerbauwerk (Abbildung 7) unterstützt.



Abbildung 6 Infiltrationsrigole während der Bauphase



Abbildung 7 Im Modul angeordnetes zusätzliches Verteilerbauwerk

Alle Bewässerungselemente verfügen über Füllstandsanzeigen (Abbildung 8) die bei regelmäßigen Begehungen abgelesen werden.



Abbildung 8 Füllstandsanzeige am Ende einer Rigole

Installiert sind jeweils eine Füllstandsanzeige bei den Infiltrationssäulen und abhängig von der Rigolenlänge jeweils 4 oder mehr Füllstandsanzeigen bei den Infiltrationsrigolen. Bei Unterschreitung eines vorgegebenen Füllstandes kann Wasser in das betreffende Infiltrationselement nachgefüllt werden. Ist die Summe aller Bewässerungselemente eines Moduls für die Wassernachfüllung bereit, ist dieses für die Befüllung freigegeben.

Sofern genügend Wasser im Vorlagebehälter vorhanden ist und kein zuvor freigegebenes Modul auf die Wassernachfüllung wartet, wird das für die Bewässerung freigegebene Modul aus dem Vorlagebehälter durch die hierfür vorgesehenen Pumpen über den gesteuerten Verteilerbalken aufgefüllt.

Der Füllstand des Vorlagebehälters ist niveaugesteuert. Sobald der Füllstand unter ein gewisses Niveau fällt, wird von der Vorlagebehälter zur Befüllung freigegeben, auf eine Warteliste gesetzt und entsprechend einer Prioritätenliste befüllt. Fällt der Wasserstand während der Wartezeit unter ein Minimalniveau, so erfolgt von der betroffenen Verteilerstation bis zum Beginn der Befüllung des Vorlagebehälters keine Sickerwasserinfiltration mehr.

Die in den Verteilstationen vorgesehene Wasserreinigung erfolgt mittels Kiesfilter. Die Kiesfilter werden regelmäßig zurückgespült. Das Spülwasser wird über zusätzliche Infiltrationssäulen (Opfersäulen) in den Deponiekörper infiltriert. Diese Sickerwasserbehand-

lung wurde vorgesehen, um ein Zusetzen der Transportleitungen zu den Infiltrationselementen und der Infiltrationselemente zu vermeiden. Darüber hinaus ist es geplant, das Kreislaufsystem anaerob zu halten. Daher sind die Vorlagebehälter jeweils über die beiden nächstgelegenen Gasbrunnen mit dem Entgasungssystem in der Weise angeschlossen, dass bei jeder Niveauänderung im Vorlagebehälter ein Druckausgleich durch Deponiegaszuführung oder -abführung gewährleistet ist.

Die Opfersäulen sind redundant in der Weise ausgeführt, dass auch beim eventuellen Zusetzen ausreichend Infiltrationskapazität zur Verfügung steht, so dass jederzeit ein Rückspülen möglich ist.

Erste Ergebnisse vom Betrieb der Anlage sind bis Ende des Jahres 2008 zu erwarten.

4 Zusammenfassung

Die ca. 80 ha große Deponie Halle-Lochau befindet sich in einem Tagebaurestloch. Ohne Trockenhaltung durch die für den Bergbau angelegte Wasserhaltung würde sich der Deponiekörper unter Wasser befinden. In umfangreichen Variantenuntersuchungen im Rahmen eines FuE-Vorhabens wurde das Belassen der Deponie und die Verminderung des austretenden Schadstoffpotentials auf ein umweltverträgliches und rechtlich unbedenkliches Maß unter Nutzung einer Deponiekörperbefeuchtung mittels Sickerwasserinfiltration als geeignetste Vorgehensweise ermittelt. Vorgesehen ist eine Kreislaufführung des gesamten Sickerwassers unter Infiltration auf der gesamten Deponiefläche mit zeitlich gestaffelten Ausbauabschnitten über mehrere Jahre. Ein erster Bauabschnitt auf einer Fläche von etwa 3,5 ha ist zwischenzeitlich fertiggestellt. Die technische Ausgestaltung und erste Betriebsergebnisse werden vorgestellt.

Anschrift der Verfasser:

Dipl.-Chem. R. Schneider

Prof. Dr.-Ing. G. Rettenberger

Ingenieurgruppe RUK

Prof. Dr.-Ing. G. Rettenberger und Dipl.-Ing. S. Urban-Kiss, GbR

Auf dem Haigst 21

70597 Stuttgart

Telefon: +49 711 90678-0

Email info@ruk-online.de

Website: www.ruk-online.de

Aerobe in situ Stabilisierung zur Verkürzung der Deponienachsorge: Technik, Betrieb und Auswirkungen auf das Emissionsverhalten

Kai-Uwe Heyer*, Karsten Hupe*, Marco Ritzkowski#, Rainer Stegmann*

* Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft, *Prof. R. Stegmann und Partner*, Hamburg

TU Hamburg-Harburg, Institut für Umweltschutztechnik und Energiewirtschaft

Aerobic in situ stabilization to reduce landfill after-care: techniques, operation and impact on the emission behaviour

Abstract

The in situ stabilization of old deposits aims for a lasting and controlled reduction of pollutant emissions from the deposited waste in order to diminish expenditure and the duration of landfill aftercare measures. At three landfills in Germany the stabilization operation was already completed successfully. At the Doerentrup Landfill in Northrhine-Westphalia, the operation was started in November 2007.

On further landfills in Lower Saxony the aerobic in situ stabilization with the low pressure aeration shall be applied. Significant cost-savings for the closure and aftercare are possible respectively were already realized.

Zusammenfassung

Mit der aeroben in situ Stabilisierung von Deponien und Altablagerungen wird das Ziel verfolgt, die Schadstoffemissionen der abgelagerten Abfälle mit hohen organischen Anteilen nachhaltig und kontrolliert zu vermindern und den Aufwand wie die Dauer von Deponienachsorgemaßnahmen zu reduzieren. Die aerobe in situ Stabilisierung mit der Niederdruckbelüftung wurde bereits auf drei Deponien und Altablagerungen erfolgreich abgeschlossen. Auf der Deponie Dörentrup in Nordrhein-Westfalen wurde der Stabilisierungsbetrieb im November 2007 aufgenommen.

Auf weiteren Deponien in Niedersachsen soll die aerobe in situ Stabilisierung mit der Niederdruckbelüftung nun ebenfalls eingesetzt werden. Kostenbetrachtungen zeigen, dass bei Einsatz der Stabilisierung insgesamt nennenswerte Kostenreduzierungen zur Stilllegung und Nachsorge möglich sind bzw. bereits realisiert wurden.

Keywords

Aerobe in situ Stabilisierung, Deponieverhalten, Niederdruckbelüftung, Emissionsreduzierung, Nachsorgeverkürzung, Entlassung aus der Nachsorge, Kosteneinsparungen

Aerobic in situ stabilization, landfill behaviour, low pressure aeration, reduction of emissions, reduction of after-care, release from after-care, cost-savings

1 **Aerobe in situ Stabilisierung von Deponien und Altablagerungen**

Viele Hausmülldeponien der Deponiekategorie II befinden sich seit dem 31.05.2005 in der Stilllegungsphase. Darüber hinaus gibt es mehrere Hundert verfüllte Altdeponien und mehrere Tausend Altablagerungen, die noch erhöhte Anteile an biologisch verfügbarer Organik aufweisen und nennenswerte Sickerwasser- und Deponiegasemissionen hervorrufen. Die Auswahl geeigneter technischer Maßnahmen zur Deponiestilllegung und Nachsorge sowie zur Sanierung soll sich daher maßgeblich daran orientieren, eine Verbesserung des aktuellen wie des langfristigen Emissionsverhaltens dieser Abfallablagerungen herbeizuführen. Dabei sind die rechtlichen Anforderungen, Standortbedingungen, die Schutzgutsituation, Nachsorgeziele und die bestehende wie die Folgenutzung zu berücksichtigen.

Schadstoffemissionen über den Sickerwasser- und Deponiegaspfad, die Auswirkungen auf Schutzgüter haben, werden insbesondere durch die aerobe in situ Stabilisierung, die Belüftung des Deponiekörpers, weitgehend, beschleunigt und kontrolliert reduziert.

Die kontrollierte Überführung des Deponiekörpers in einen emissionsarmen Zustand bedeutet, dass nach Abschluss des Stabilisierungsbetriebs

- sich kaum noch Deponiegas entwickelt,
- organische und stickstoffhaltige Sickerwasserbelastungen abgenommen haben,
- nur noch geringe Restsetzungen als Folge langfristiger, geringfügiger biologischer Abbauprozesse auftreten,
- sich die biologisch verfügbaren organischen Abfallbestandteile im Abfallfeststoff reduziert haben.

Langjährige Erfahrungen auf der Altdeponie Kuhstedt im niedersächsischen Landkreis Rotenburg (Wümme) und weiteren Deponien und Altablagerungen sowie umfangreiche wissenschaftliche Begleituntersuchungen belegen, dass eine derartige Verbesserung des Emissions- und Setzungsverhaltens von Deponien möglich ist, wenn die Belüftungstechnik auf die Bedingungen des Deponiekörpers angepasst und qualifiziert betrieben wird (RITZKOWSKI et al., 2007; HEYER, 2003). Für diese Zielstellung wurde die Niederdruckbelüftung entwickelt, die bereits bei mehreren Deponien und Altablagerungen erfolgreich eingesetzt wurde. Derzeit wird sie auf der Deponie Dörentrup der ABG Lippe (Nordrhein-Westfalen), eine TASI II-Deponie, die u.a. eine große Ablagemächtigkeit aufweist und mit einer Basisabdichtung ausgestattet ist, betrieben. In Niedersachsen wurden an mehreren Deponien Voruntersuchungen zur standortangepassten Anwendung des Belüftungsverfahrens durchgeführt, z.T. laufen derzeit die Planungen zur Stabilisierung der gesamten Deponie.

Gerade bei den größeren TAsi II-Deponien zeichnet sich ab, dass durch die aerobe in situ Stabilisierung beträchtliche Kosten bei weiteren Stilllegungs- und Nachsorgemaßnahmen eingespart werden können. Aufgrund der positiven Ergebnisse zur Verbesserung des Deponieverhaltens auf der Altdeponie Kuhstedt und weiteren Standorten wurde die aerobe in situ Stabilisierung auf Anregung der Autoren in die neue „Deponieverordnung“ (Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts, verabschiedet im Bundeskabinett am 24.09.2008) als geeignetes Verfahren zur Verbesserung des Langzeitverhaltens bei Abfallablagerungen mit hohen organischen Anteilen aufgenommen.

2 Deponiebelüftung: Verfahren und Einsatzbereiche

2.1 Verfahrensprinzip und technische Umsetzung

Das technische Grundkonzept des Niederdruckbelüftungsverfahrens *AEROflott*[®] besteht darin, über ein System von Gasbrunnen mit einer aktiven Belüftung soviel Luft-sauerstoff in den Deponiekörper einzubringen, dass eine beschleunigte aerobe Stabilisierung der abgelagerten Abfälle erzielt wird. Gleichzeitig wird die schwachbelastete Abluft kontrolliert erfasst und behandelt. Die Belüftung erfolgt mit niedrigen Drücken und wird kontinuierlich an den Sauerstoffbedarf angepasst, so dass der Stabilisierungsbetrieb fortlaufend optimiert wird (STEGMANN et al., 2000).

Die wesentlichen technischen Einrichtungen umfassen:

- Gasbrunnen zur Belüftung und Ablufferfassung
- Gasleitungssystem zur Belüftung und Ablufferfassung
- Gasverteilerstation zur Einstellung der Belüftungsraten sowie der Ablufferfassungsraten je Gasbrunnen
- Belüftungsaggregate in der Gasverdichterstation
- Abluftreinigungsstufen: Biofilter, Hochtemperaturfackel, Schwachgasfackel oder autotherme Verfahren (RTO)

Im Falle einer ergänzenden Installation von Gasbrunnen zur Belüftung und Ablufferfassung kann diese Nachrüstung bereits frühzeitig in der Phase der aktiven Gaserfassung und –verwertung erfolgen. Dadurch wird der Gaserfassungsgrad gesteigert, so dass die Gasverwertung wirtschaftlicher und ggf. länger betrieben werden kann. Die Mehreinnahmen können für den anschließenden Stabilisierungsbetrieb und die weiteren Stilllegungsmaßnahmen genutzt werden.

In Abbildung 1 sind beispielhaft die Einrichtungen zur Belüftung, Ablufferfassung und Abluftbehandlung auf der Deponie Dörentrup im Kreis Lippe, Nordrhein-Westfalen, dargestellt.

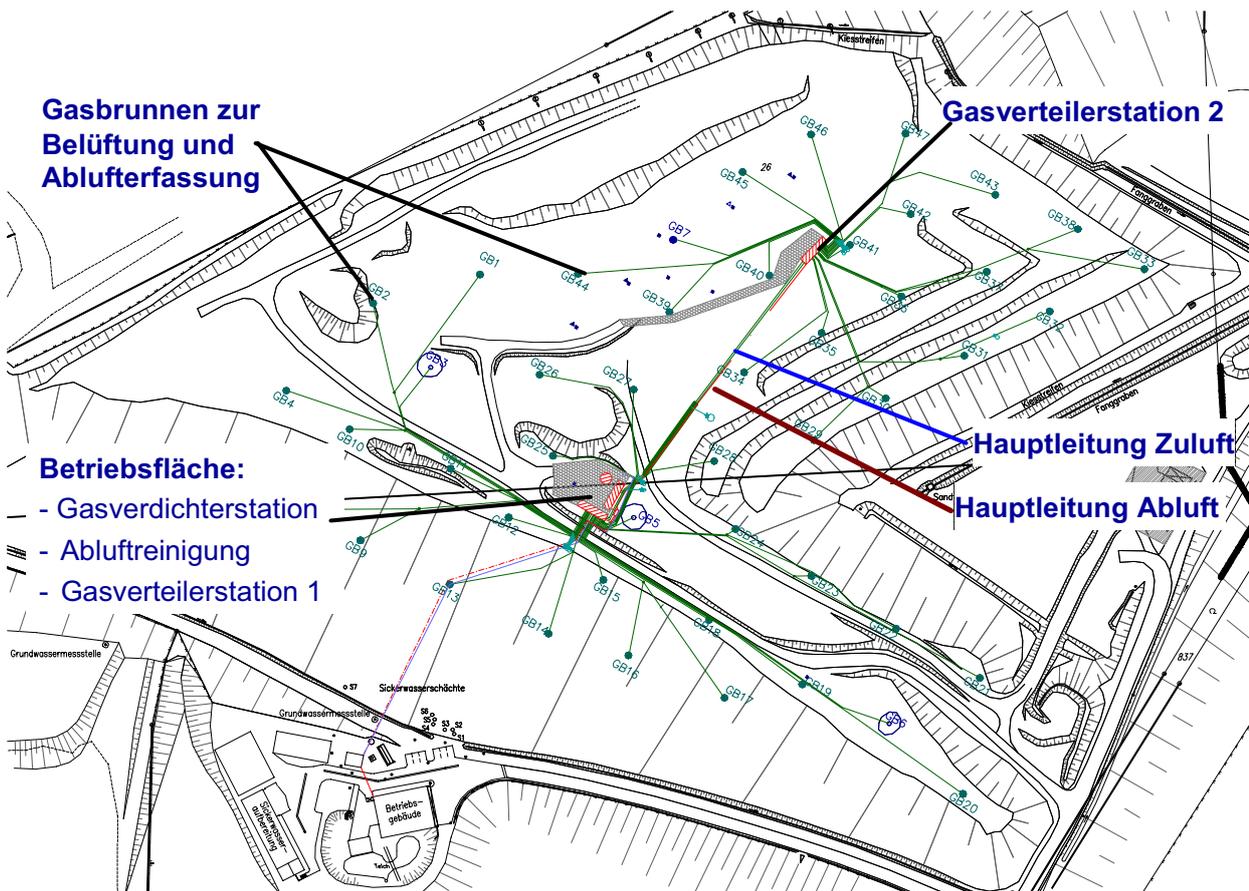


Abbildung 1 Anordnung der Gasbrunnen, Gasleitungen zur Absaugung und Belüftung, Gasverteiler- und Gasverdichterstation und der Abluftreinigungsanlage auf der Deponie Dörentrup, Kreis Lippe, Nordrhein-Westfalen

2.2 Einsatzbereiche

Zum Stabilisierungsbetrieb mit einer Niederdruckbelüftung liegen bereits Erfahrungen von mehreren Siedlungsabfalldeponien und Altablagerungen vor:

- Altdeponie Kuhstedt, Landkreis Rotenburg (Wümme) – Niedersachsen, BMBF-Vorhaben (zusätzlich mit Testfeldern zur Überprüfung alternativer Oberflächenabdichtungen und zur passiven Schwachgasbehandlung), Beginn 2000, abgeschlossen 2007
- Altdeponie Amberg-Neumühle – Bayern, Beginn 2001, abgeschlossen 2006
- Deponie Milmersdorf, Landkreis Uckermark – Brandenburg, Beginn 2002, abgeschlossen 2006

Aktuelle Vorhaben:

- TASI II: Deponie Dörentrup, ABG Lippe, Kreis Lippe, Nordrhein-Westfalen, Inbetriebnahme Herbst 2007
- Übergangsdeponie Schwalbach-Griesborn, Saarland, Inbetriebnahme 2009
- Deponie Süplingen, Landkreis Helmstedt, Niedersachsen, Inbetriebnahme 2009

An diesen sowie an weiteren größeren TAsi II Deponien und Altdeponien wurden Belüftungsvoruntersuchungen durchgeführt, um dort die Niederdruckbelüftung standortspezifisch zu bemessen und technisch wie zur Betriebsführung auf die Standortbedingungen anzupassen.

Ergänzend zu den Belüftungsvoruntersuchungen ist es grundsätzlich sinnvoll, Kenntnisse zur Beschaffenheit des Abfallkörpers zu erhalten. Angaben zur Feststoffbeschaffenheit und zur biologischen Aktivität unter anaeroben wie aeroben Milieubedingungen können z.B. durch Bohrungen im Deponiekörper, Feststoffprobenahmen und Laboruntersuchungen gewonnen werden. Das Ziel dieser Untersuchungen umfasst die Ermittlung des Wasserhaushalts, der biologisch verfügbaren organischen Abfallanteile, die Abschätzung der erforderlichen Belüftungsraten und der potenziellen Setzungen infolge der Belüftung.

2.3 Stabilisierungsbetrieb, Monitoring und ingenieurtechnische Betreuung

Für die erfolgreiche Ausführung der in situ Stabilisierung ist ein qualifizierter Belüftungsbetrieb und eine ingenieurtechnische Betreuung unerlässlich. Sie umfasst u.a.:

- Erfassung der Betriebswerte, regelmäßige Durchführung eines Monitoringprogramms zur Erfassung des Stabilisierungsverlaufs und Erfolgskontrolle
- Kontinuierliche Dokumentation und Auswertung des Stabilisierungsbetriebs
- Steuerung und Optimierung des Stabilisierungsprozesses z.B. per Datenfernübertragung
- Berichtswesen (u.a. für Genehmigungs- und Überwachungsbehörden)
- Nachsorgekonzeption (u.a. nutzungsbezogen) zum Abschluss der in situ Stabilisierung, Anpassung des Aufbaus der Oberflächenabdichtung an den emissionsarmen Deponiekörper

3 Prozesse und Auswirkungen bei der aeroben in situ Stabilisierung auf das Deponieverhalten, Ergebnisse

3.1 Grundsätzliche Auswirkungen der aeroben in situ Stabilisierung

Der in situ Belüftungsbetrieb ist bei durchschnittlichen Deponiebedingungen für einen Zeitraum von 3 bis 6 Jahren vorgesehen. Grundsätzlich laufen bei der Belüftung folgende Prozesse im Deponiekörper ab:

- Es findet eine Umstellung von anaeroben auf aerobe Milieubedingungen statt, die einen beschleunigten und teilweise weiter gehenden Abbau der bioverfügbaren Abfallbestandteile zur Folge hat.
- Organische Verbindungen bestehen zum Ende der Stabilisierung nur noch aus schwer- oder nicht abbaubaren organischen Verbindungen mit sehr geringem Restgaspotenzial.
- Infolge der beschleunigten biologischen Abbauprozesse werden auch die Hauptsetzungen beschleunigt vorweggenommen.

3.2 Auswirkungen auf die Sickerwasserbeschaffenheit

Auswirkungen auf den Wasserpfad:

- Im Sickerwasserpfad tritt durch die Belüftung bei fortschreitendem aerobem Abbau organischer Verbindungen und der Freisetzung in die Gasphase (hauptsächlich als Kohlendioxid) eine beschleunigte Abnahme der Parameter CSB und vor allem BSB₅ sowie des Stickstoffs (TKN bzw. NH₄-N) auf. Auf der Altdeponie Kuhstedt traten nach 6 Jahren Belüftungsbetrieb Reduktionsraten von 75% - 87% bei den o.g. Parametern auf (Tabelle 1, RITZKOWSKI, 2007). Sie wurden anhand von Abfallfeststoffproben ermittelt, die dem Deponiekörper entnommen und in Deponiesimulationsreaktoren DSR auf ihr Restemissionsverhalten überprüft wurden.
- Die Nachsorgezeiträume für den Emissionspfad Sickerwasser verkürzen sich bei der in situ Belüftung gegenüber strikt anaeroben Bedingungen daher mindestens um mehrere Jahrzehnte.

Tabelle 1 Ergebnisse Sickerwasserbeschaffenheit auf der Altdeponie Kuhstedt (über DSR) vor und nach Abschluss des Belüftungsbetriebs (RITZKOWSKI, 2007)

Parameter	Sickerwasser (aus DSR) vor Belüftung (Durchschnitt)	Sickerwasser (aus DSR) nach Belüftung (Durchschnitt)	Veränderung
NH ₄ -N [mg/l]	322	52	-84 %
BSB ₅ [mg/l]	299	39	-87 %
TOC [mg/l]	456	114	-75 %

3.3 Auswirkungen auf den Gaspfad

Auswirkungen auf den Gaspfad:

- Vermeidung bzw. Reduzierung des Methangehalts in der Abluft (reduzierte Gasproduktion bei Altdeponien zum Ende der stabilen Methanphase), dadurch z.B. höherwertige Folgenutzung, Vermeidung langfristiger Schwachgasbehandlung und geringeres Explosionsrisiko und Klimaschutz.
- Durch den beschleunigten Kohlenstoffabbau und –austrag wird vor allem die Bildungsrate von Kohlendioxid erhöht.

Der Kohlenstoffaustrag über die Gasphase wird im Zuge der in situ Belüftung signifikant beschleunigt. Hierbei handelt es sich überwiegend um die Freisetzung von Kohlenstoffdioxid (CO₂) als Produkt aerober Stoffwechselaktivitäten beim Abbau organischer Abfallbestandteile. Zeitgleich werden in der erfassten und behandelten Abluft nur noch geringe Methankonzentrationen gemessen, welche im Zuge der fortschreitenden Stabilisierung immer stärker abnehmen.

Für die in situ stabilisierte Altdeponie Kuhstedt ergibt sich gegenüber anaeroben Milieubedingungen ein spezifischer Beschleunigungsfaktor des Kohlenstoffaustrags zwischen 3,5 und 7. Die Spannbreite ergibt sich als Resultat der angesetzten Halbwertzeiten für den anaeroben Abbau zwischen 6 und 12 Jahren. Innerhalb des 5,5-jährigen Belüftungszeitraumes wurde demnach die gleiche Masse an organischem Kohlenstoff kontrolliert als CO₂ ausgetragen, die ansonsten unter anaeroben Deponiebedingungen innerhalb eines Zeitraumes von bis zu 39 Jahren (zum Großteil in Form des Treibhausgases Methan) freigesetzt worden wäre (Abbildung 2).

Zum Abschluss der aeroben in situ Stabilisierung wird eine Qualität des Gashaushalts hinsichtlich der Restemissionen erreicht, die nach den Vorschlägen des UFOPLAN-Vorhabens „Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge“ bereits eine Entlassung aus der Nachsorge erlauben würde (STEGMANN et al., 2006).

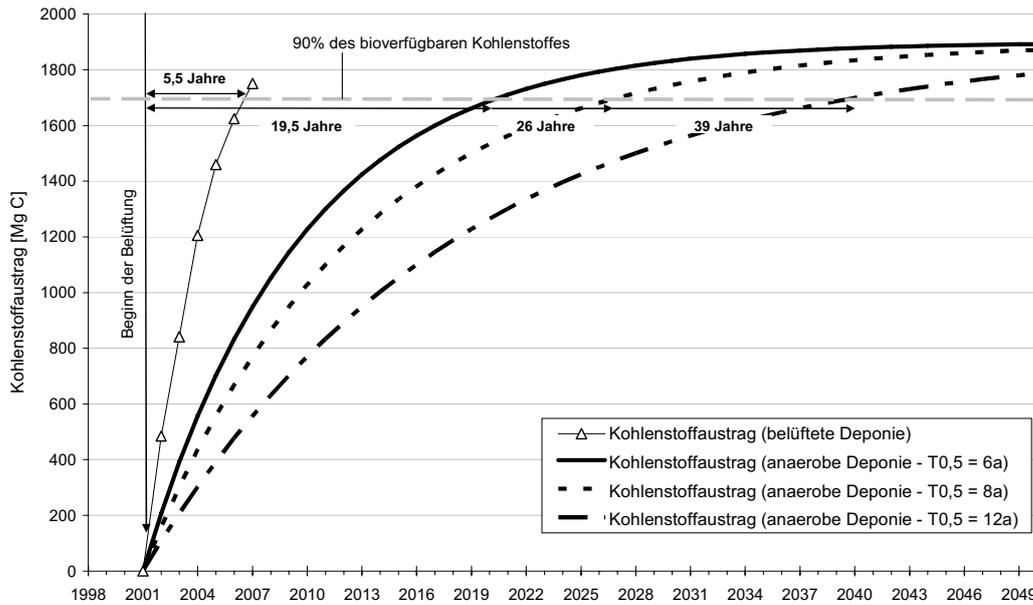


Abbildung 2 Vergleich des tatsächlichen Kohlenstoffaustrages über die Abluft sowie über das Deponiegas (Ergebnisse von Deponiegasprognoserechnungen) für die aerob stabilisierte Altdeponie Kuhstedt (RITZKOWSKI, 2007)

Zum Ende der aeroben Stabilisierung lag das verbleibende Deponiegasbildungspotenzial bei lediglich ca. 5% des Ursprungswertes. Nach der Stabilisierung liegen größtenteils biologisch schwerabbaubare Verbindungen vor, welche kaum noch zur Deponiegasproduktion beitragen, sondern eher chemisch-physikalischen Elutionsprozessen als biologischen Umsetzungsprozessen unterliegen (Rest-CSB). In der Abbildung 3 sind die maximalen Deponiegaspotenziale in Abhängigkeit der Belüftungsdauer und ihre beschleunigte Abnahme gegenüber anaeroben Milieubedingungen dargestellt.

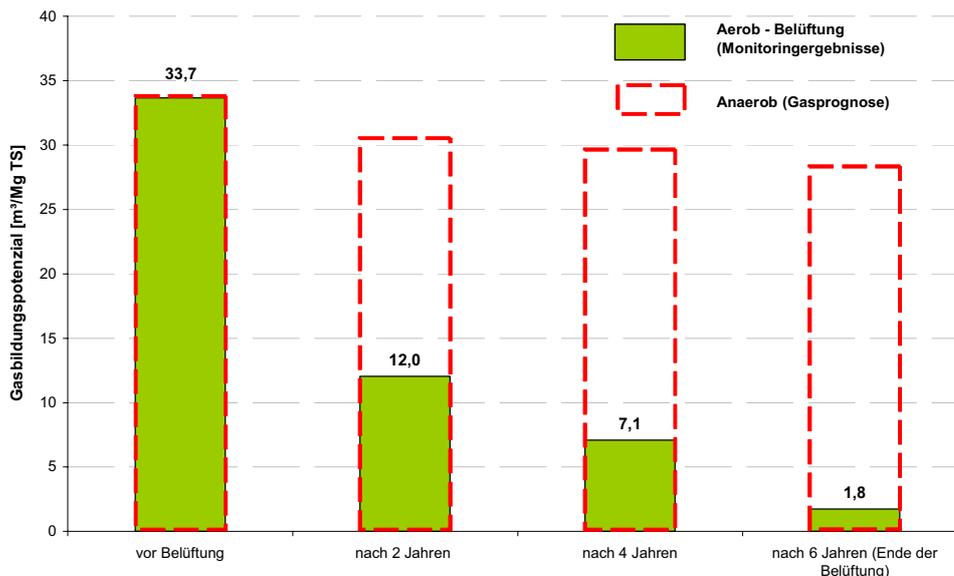


Abbildung 3 Reduktion des Deponiegaspotenzials über die Belüftungsdauer, Vergleich mit anaeroben Milieubedingungen (RITZKOWSKI, 2007)

3.4 Auswirkungen auf Feststoffbeschaffenheit und Setzungen

Mit der aeroben in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt hat sich eine deutliche Verbesserung der Feststoffbeschaffenheit der abgelagerten Abfälle eingestellt (Abbildung 4):

- Die Atmungsaktivität (AT_4) hat während der Stabilisierungsphase um 83% abgenommen
- Das Gasbildungspotenzial (GB_{21}) hat während der Stabilisierungsphase um 86% abgenommen
- Die Kohlenstoffgehalt (TOC) hat während der Stabilisierungsphase um 63% abgenommen, wobei hier der biologisch nicht verfügbare Kohlenstoff (Kunststoffe etc.) mit enthalten ist.
- Die Stickstoffgehalt (TKN) hat während der Stabilisierungsphase um 52% abgenommen, wobei hier der schwer bzw. nicht mobilisierbare Stickstoff mit enthalten ist.

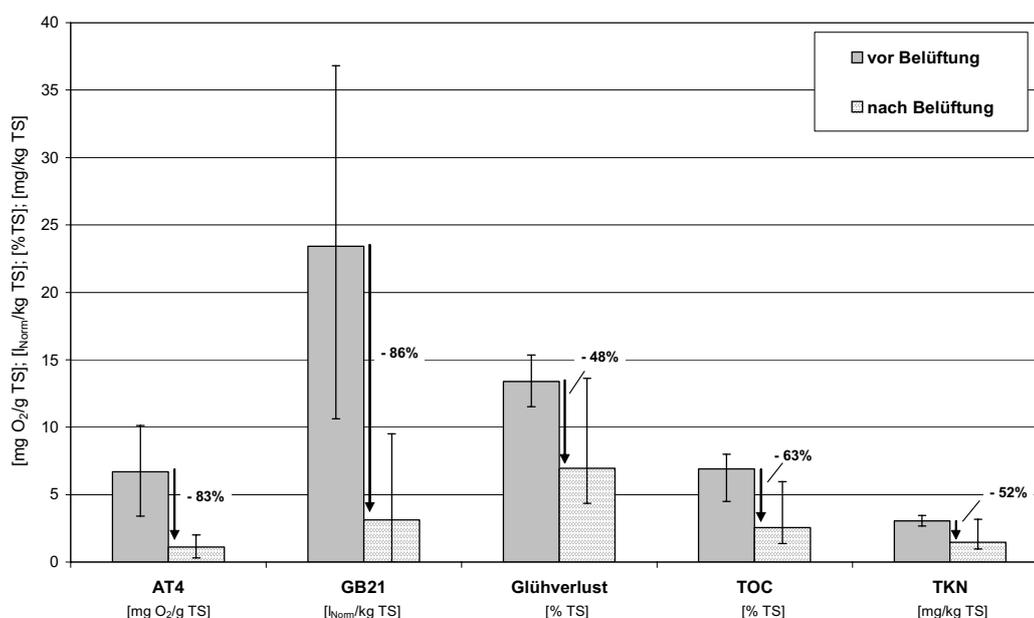


Abbildung 4 Abnahme der Emissionspotenziale und Restaktivitäten infolge der Belüftung, Feststoffuntersuchungen vor und nach der Belüftung, Ergebnisse der Altdeponie Kuhstedt (RITZKOWSKI, 2007)

Das Setzungsverhalten infolge der aeroben in situ Stabilisierung entwickelte sich auf der Altdeponie Kuhstedt wie auf den anderen Standorten wie folgt:

- Die intensivsten Setzungsvergänge erfolgten in den ersten 2 – 3 Jahren der Stabilisierung analog zu den intensiven aeroben Umsetzungsvorgängen (Abbildung 5).
- Die Setzungen zum Abschluss der in situ Stabilisierung lagen im Bereich von 10% der Ausgangshöhe des jeweiligen Deponiebereichs zu Beginn der Belüftung.

- Je nach abgelagerten Abfallstoffen (Hausmüll, Erdaushub, Bauschutt) kam es in Teilbereichen zu ungleichmäßigen Setzungen.
- Zum Ende der aeroben in situ Stabilisierung wird bereits der quantitative Vorschlag des o.g. UFOPLAN-Vorhabens als Anforderung an das Setzungsverhalten zur Entlassung aus der Nachsorge, dass 90% der Hauptsetzungen abgeklungen sein sollen, erfüllt.

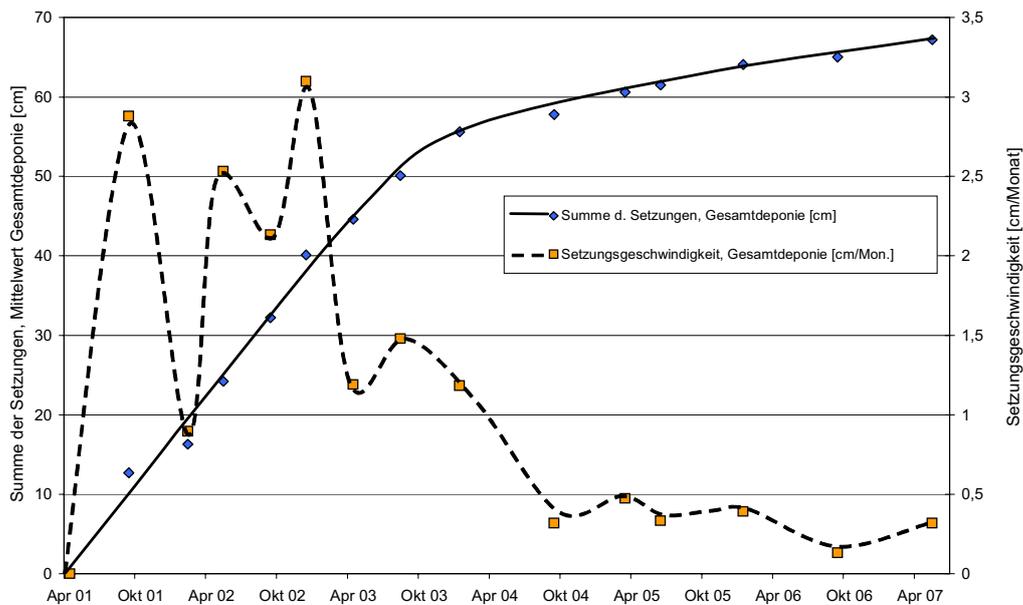


Abbildung 5 Setzungsverlauf während der Belüftung auf der Altdeponie Kuhstedt (RITZKOWSKI, 2007)

4 Kosten und Kosteneinsparpotenziale bei der aeroben in situ Stabilisierung

Für größere TASI II-Deponien, auf denen Voruntersuchungen durchgeführt wurden, ergeben sich Grundkosten von 0,5 - 1 €/m³. Damit sind die Investitionskosten z.B. für ergänzende Gasbrunnen und Gasleitungssysteme, die Mietkosten z.B. für die Gasverdichterstation und die Abluftreinigung und Betriebskosten für etwa 3 Jahre abgedeckt.

Den Kosten für die aerobe in situ Stabilisierung mit der Niederdruckbelüftung stehen beträchtliche Einsparmöglichkeiten in der Deponiestilllegung und Nachsorge gegenüber:

- bei geordneten Deponien mit Basisabdichtung geringere Betriebskosten bei der Sickerwasserreinigung, frühere Beendigung der Sickerwasserreinigung

- Vermeidung langandauernder diffuser Gasemissionen, die eine Schwachgasbehandlung erfordern können, u.U. Explosionsgefahren hervorrufen und eine höherwertige Folgenutzung erschweren können sowie die Atmosphäre belasten.
- Verkürzung der Nachsorgephase um mehrere Jahrzehnte
- Ersatz einer kostenintensiven Oberflächenabdichtung durch an den emissionsarmen Deponiekörper angepasste und langlebige Oberflächenabdichtung, geringere Kosten für Investitionen und Instandhaltung
- bei Altablagerungen geringerer Aufwand in Falle einer Grundwassersanierung und bei technischen Sicherungsmaßnahmen
- frühere Rekultivierung und höherwertige Folgenutzung

In Tabelle 2 sind beispielhaft die Kosten und Kosteneinsparpotenziale für eine Deponie, die demnächst aerob stabilisiert wird, aufgeführt.

Tabelle 2 Kosten und Kosteneinsparpotenziale bei der aeroben in situ Stabilisierung einer Deponie mit der Niederdruck-Belüftung

	Kosten ohne in situ Stabilisierung	Kosten mit in situ Stabilisierung
Gesamtkosten in situ Stabilisierung (2009 – 2013)	-	0,68 – 0,97 Mio. €
Deponieschwachgasreinigungsanlage	0,15 Mio. €	-
Deponiegasbehandlung ab 2008 (Schwachgasbehandlung)	0,3 Mio. €	0,06 Mio. €
Sickerwasserreinigung 2013 – 2033	2,0 Mio. €	1,4 Mio. €
Investitionen Oberflächenabdichtungs- system	4,5 Mio. € (ab 2011)	3,25 Mio. € (ab 2013)
Unterhaltung Oberflächenabdichtungs- system	0,4 Mio. €	0,2 Mio. €
Gesamtkostenrahmen	7,35 Mio. €	5,59 – 5,88 Mio. €
Kosteneinsparpotenzial durch aerobe in situ Stabilisierung (mindestens)		1,5 – 1,8 Mio. €

Bei konservativen Annahmen zur mittel- und langfristigen Reduzierung der Stilllegungs- und Nachsorgekosten ergeben sich Einsparpotenziale von mindestens 1,5 – 1,8 Mio. € bzw. 20 – 25% der ursprünglich veranschlagten Kosten. Es handelt sich insofern um eine Abschätzung, da einige Kostensenkungen erst mittelfristig in der weiteren Stilllegung und Nachsorge realisiert werden können. Aufgrund des erfolgreichen Abschlusses der aeroben in situ Stabilisierung konnten die Kosteneinsparungen bei der abschließenden Aufbringung der Oberflächenabdichtung an einer TASI II-Deponie jedoch bereits realisiert werden.

5 Zusammenfassung

Mit der aeroben in situ Stabilisierung von Deponien und Altablagerungen wird das Ziel verfolgt, die Schadstoffemissionen der abgelagerten Abfälle mit hohen organischen Anteilen nachhaltig und kontrolliert zu vermindern und den Aufwand wie die Dauer von Deponienachsorgemaßnahmen zu reduzieren.

Die aerobe in situ Stabilisierung mit der Niederdruckbelüftung wurde zwischen 2000 und 2007 auf drei Deponien und Altablagerungen erfolgreich umgesetzt. Umfassende Monitoringprogramme und insbesondere die wissenschaftliche Begleitung auf der Altdeponie Kuhstedt haben den positiven Verlauf und die Überführung des Deponiekörpers in einen emissionsarmen Zustand bestätigt bzw. nachgewiesen.

Die Nachsorgezeiträume für den Emissionspfad Sickerwasser verkürzen sich bei der in situ Belüftung gegenüber strikt anaeroben Bedingungen mindestens um mehrere Jahrzehnte. Zum Abschluss der aeroben in situ Stabilisierung wird eine Qualität des Gashaushalts hinsichtlich der Restemissionen und ein Setzungsverhalten erreicht, die nach den quantitativen Vorschlägen, die im Zusammenhang mit der Erarbeitung der neuen Deponieverordnung diskutiert werden, bereits eine Entlassung aus der Nachsorge erlauben würden.

Das mittlerweile ausgereifte Verfahren zur Niederdruckbelüftung wird nunmehr auch auf größeren, basisgedichteten TASI II-Deponien eingesetzt, die in den letzten Jahren geschlossen wurden. Die aerobe in situ Stabilisierung bildet somit eine wesentliche Maßnahme innerhalb des gesamten Stilllegungs- und Nachsorgekonzepts. Von daher sind vorab eine qualifizierte Erfassung des Ist-Stands mit dem aktuellen Emissionsverhalten sowie eine Prognose bzw. Voruntersuchungen zum zukünftigen, langfristigen Emissionsverhalten in Abhängigkeit der jeweiligen Stilllegungsmaßnahmen zu empfehlen.

In Abhängigkeiten der Deponierandbedingungen und des technischen wie betrieblichen Belüftungsaufwands können Kosten zwischen 0,5 und 3 € je m³ zu stabilisierendem Deponievolumen entstehen, bei größeren Deponien sind Grundkosten von 0,5-1 € je m³ zu erwarten. Gesamtkostenbetrachtungen zeigen, dass bei Einsatz der Stabilisierung insgesamt Kostenreduzierungen zur Stilllegung und Nachsorge bis 25% möglich sind, da sich Investitionskosten sowie Betrieb und Unterhaltung wie die Dauer der Nachsorge deutlich verringern.

Die aerobe in situ Stabilisierung mit der Niederdruckbelüftung ist ein Verfahren, das zukünftig auf vielen Deponien aus Gründen der beschleunigten und kontrollierten Emissionsreduzierung wie auch aus Wirtschaftlichkeitserwägungen heraus Anwendung finden wird. So befindet es sich derzeit auf einigen niedersächsischen Deponien in der Vorbereitung bzw. Umsetzung. Vor diesem Hintergrund begrüßen die Autoren, dass ihre Vor-

schläge zur Integration der Belüftung als geeignetes Verfahren zur Verbesserung des Langzeitverhaltens in die neue „Deponieverordnung“ (Verordnung zur Vereinfachung des Deponierechts, verabschiedet im Bundeskabinett am 24.09.2008) aufgenommen wurden.

6 Literatur

- HEYER, K.-U. 2003 Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge. Hamburger Berichte Band 21, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart
- RITZKOWSKI, M., STEGMANN, R. 2007 Ergebnisse des Monitoringprogramms und der wissenschaftlichen Begleitung im BMBF-Verbundvorhaben „Beschleunigte aerobe in situ Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt zur Minderung des Kosten- und Nachsorgeaufwandes“, Tagungsband zum BMBF-Workshop "Aerobe in situ Stabilisierung von Altablagerungen und Deponien – Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt erfolgreich abgeschlossen", 15.11.2007 Rotenburg (Wümme)
- STEGMANN, R., HUPE, K., HEYER, K.-U. 2000 Verfahren zur abgestuften beschleunigten in situ Stabilisierung von Deponien und Altablagerungen. Patent Nr. 10005243. Deutsches Patent- und Markenamt, München.
- STEGMANN, R., HEYER, K.-U., HUPE, K., WILLAND, A. 2006 „Deponienachsorge – Handlungsoptionen, Dauer, Kosten und quantitative Kriterien für die Entlassung aus der Nachsorge“, Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Abfallwirtschaft, Förderkennzeichen (UFOPLAN) 204 34 327, im Auftrag des Umweltbundesamtes, 2006.
Zu beziehen unter:
<http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/3128.pdf>
sowie unter: http://www.ifas-hamburg.de/pdf/UFOPLAN_IFAS.pdf

Anschrift der Verfasser:

Dr.-Ing. Kai-Uwe Heyer
Dr.-Ing. Karsten Hupe
Prof. Dr.-Ing. i.R. Rainer Stegmann
IFAS - Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft
Prof. R. Stegmann und Partner
Schellerdamm 19 – 21
D-21079 Hamburg
Tel.: 040 / 77 11 07 42
Email: heyer@ifas-hamburg.de
<http://www.ifas-hamburg.de>

Dr.-Ing. Marco Ritzkowski
TU Hamburg-Harburg
Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft
Harburger Schloßstr. 36
D-21079 Hamburg
Tel.: 040 / 42878-2053
E-Mail: m.ritzkowski@tu-harburg.de

Praxiserfahrungen bei in situ Stabilisierungsmaßnahmen bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens

Christoph Bröcker

CDM Consult GmbH, Bochum

Praxiserfahrungen bei in situ Stabilisierungsmaßnahmen bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens

Abstract

The decrease in the extraction of landfill gas in the past years has caused a decline in the revenues from landfill gas utilisation.

The practice shows that there is still a great organic potential in municipal landfills, but the existing gas extraction systems in their present state are not suitable to tap into this potential, especially in the deep areas of landfills.

Concrete results from long term monitoring and ongoing gas extraction tests prove that the conversion of standard gas wells into DEPO⁺ wells facilitates the use of this gas potential and provides the basis for a substantially higher gas yield and an optimised efficiency in the existing landfill gas utilisation. The use of a well directed anaerobic and subsequently aerobic in situ stabilisation effectuates a positive by-product in the form of a reduction of methane emissions and ground water pollution. A general advantage and utility of DEPO⁺ is the improvement of the long term behaviour of municipal landfills and the resulting minimisation of landfill aftercare.

A cost benefit analysis shows that the necessary investment for the conversion of the gas wells is amortised within a financially acceptable period by the increased revenues from the resulting landfill gas utilisation. This fulfils the economic requirements for the licence application and a technically efficient implementation of an in situ stabilisation.

Zusammenfassung

Mit den in den letzten Jahren schwindenden Deponiegasmengen gehen die Verstromungserlöse zurück.

Die Praxisbeispiele zeigen, dass in Hausmülldeponien bzw. Altdeponien noch ein erhebliches organisches Potenzial vorhanden ist. Die vorhandenen Gasfassungssysteme sind allerdings in ihrem bestehendem Zustand zumeist nicht in der Lage, das potenziell vorhandene Gasdargebot des Deponiekörpers, insbesondere die tief liegenden Deponiebereiche zu fassen.

Anhand konkreter Ergebnisse von Langzeiterfahrungen und aktuellen Gasabsaugversuchen wird der Nachweis erbracht, dass im Falle eines Umbaus von Standardgasbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren ein zusätzliches Gaspotenzial und damit die Grundlage für eine höhere Deponiegasausbeute respektive für eine höhere Auslastung der vorhandenen Gasmotoren in einer nennenswerten Größenordnung erschlossen werden kann. Als Nebenprodukt fällt die Möglichkeit an, über eine gezielte anaerobe und in der Folge aerobe in situ Stabilisierung die stoffliche Entfrachtung respektive E-

missionsreduzierung auf hohem Niveau zu bewirken. Als genereller Nutzeneffekt ist die Verbesserung des Langzeitverhaltens, d. h. die Minimierung der Nachsorgephase zu sehen.

Eine Kosten Nutzen Analyse zeigt, dass innerhalb eines wirtschaftlich vertretbaren Zeitraums, die für eine Umrüstung der Gasbrunnen erforderlichen Investitionen durch die Einspielung von Verstromungserlösen kompensiert und damit die wirtschaftliche Voraussetzungen für eine technisch und genehmigungsrechtlich einwandfreie Umsetzung für eine in situ Stabilisierung geschaffen werden kann.

Keywords

DEPO⁺ Verfahren, Energieausbeute Erhöhen, Langzeitverhalten von Siedlungsabfalldeponien Verbessern, optimierte energetische Deponiegasnutzung, Aerobisierung, in situ Stabilisierung, Emissionsreduzierung, Minimierung der Nachsorgephase

increasing energy efficiency, improvement of long-term behaviour of municipal waste landfills, optimised landfill gas extraction, aeration, aerobic in situ stabilisation, reduction of emissions, minimise landfill aftercare, optimised gas collection, landfill gas utilisation

1 Ausgangslage

Durch die unzureichende technische Ausstattung und die Ablagerung unvorbehandelter Abfälle vor dem Zeitpunkt 01.06.2005 werden aufwendige Sanierungsmaßnahmen und insbesondere lange Nachsorgezeiträume vom Umweltrat befürchtet (siehe BECKMANN/HAGMANN, 2005). Nachsorgezeiträume sind durch lang anhaltende Auslaugungsprozesse des Deponiekörpers geprägt und umfassen Prognosen zufolge zwischen ca. 130 und 200 Jahren gemessen an den Grenzwerten des Anhangs 51 der Abwasserverordnung für das „Problemparameter“ Ammonium (siehe RAMKE, 2004).

Das Langzeitverhalten von Siedlungsabfalldeponien wird unter anderem von der Entwicklung der biogen abbaubaren Masse im Deponiekörper bestimmt. Die energetische Nutzung von Methan im Deponiegas stellt einen wesentlichen Beitrag zum Klima- und Umweltschutz dar, solange diese sich wirtschaftlich abbilden lässt. Lange und wirtschaftlich nicht kalkulierbare Nachsorgezeiträume sind im Bewusstsein der betroffenen Betreiber, Fachbehörden und Wissenschaftler und stehen seit geraumer Zeit im Mittelpunkt der Diskussion.

Durch den § 14 (6) DepV kam eine Perspektive in die Nachhaltigkeitsdiskussion beim Umgang mit Hausmülldeponien hinein. Schon das aktuelle Deponierecht enthält somit indirekt Möglichkeiten zur aktiven Gestaltung eines nachhaltigen Sicherungskonzepts. Es werden grundsätzlich Möglichkeiten für einen aktiven Einfluss auf die Sickerwasser- und insbesondere Gasthematik genannt, die den Nachsorgezeitraum zeitlich und monetär positiv beeinflussen können (vgl. Ausführungen von BRÖCKER und MEETZ, 2006 sowie HENKEN-MELLIES, 2004).

Mit Vorlage des Kabinettsentwurfs der „Verordnung über Deponien und Langzeitlager“ (DepV-Entwurf, Stand 24. September 2008) wurden wesentliche Aspekte zur Verbesse-

zung des Langzeitverhalten ergänzend eingepflegt und konkretisiert. Mit der gezielten Befeuchtung und insbesondere Belüftungen oder einer Kombination derselben werden Möglichkeiten zur Verbesserung des Langzeitverhaltens im Entwurfstext eröffnet und sogar ausdrücklich gewünscht (vgl. Begründung zum vorliegenden Entwurf). Letzteres wird durch Erleichterungen beim Bau von Oberflächenabdichtungen insofern deutlich, wenn zuvor erfolgreich Maßnahmen zur Beschleunigung biologischer Abbauprozesse und zur Verbesserung des Langzeitverhaltens durchgeführt werden, können nach Anhang 1 Nr. 2.3.2 Tabelle 2 (Aufbau OFA) Fußnote 6 (DK II) (DepV-Entwurf) von der im Standardfall erforderlichen Anzahl von Abdichtungskomponenten abgewichen werden.

2 Veranlassung und Zielstellung

Zielstellung von Maßnahmen zur Beschleunigung biol. Abbauprozesse ist die Minimierung der Emissionen in einem überschaubaren Zeitraum, nach Möglichkeit innerhalb einer Generation, durch die aktive stoffliche Entfrachtung über den Sickerwasser- und insbesondere über den Gaspfad unter nachhaltigen, d.h. unter optimalen ökologischen und ökonomischen Rahmenbedingungen.

Der Gaspfad steht im Fokus der Betrachtung, da über ihn die biogen verfügbare Organik um mehr als 90% aus dem Deponiekörper ausgetragen werden kann (HENKEN-MELLIES 2008). Entscheidend für die Qualität der stofflichen Entfrachtung ist die pro Zeiteinheit austragbare Menge an Kohlenstoff. Je größer die Fracht pro Zeiteinheit ist, um so schneller ist das Austragsziel erreicht. Vor diesem Hintergrund liegt das Augenmerk des Organikabbaus in der anaeroben Phase, d.h. während des Verwertungsbetriebs (nachfolgend als Phase 1 bezeichnet). Deponiegas besteht nach vorliegenden Messergebnissen i.d.R. zu +/- 90 % aus organikhaltigen Gasen (Methan und Kohlendioxid), während Abgase aus der Aerobisierung einen entsprechenden Anteil von ca. 30 % Organik aufweisen. Damit kann bei gleichem Volumenstrom unter anaeroben Bedingungen drei Mal so viel Organik über den Gaspfad ausgetragen werden, als unter aeroben. Ist eine energetische Nutzung von Deponiegas nicht mehr wirtschaftlich, folgt in der Übergang zur Aerobisierung des Deponats (nachfolgend als Phase 2 bezeichnet).

HENKEN-MELLIES (2008) schlägt hierzu zwei Bioreaktor-Phasen vor. In der ersten Phase soll mit Hilfe einer optimierten Gasfassung über eine Tiefenabsaugung die anaeroben Abbaureaktionen aktiviert werden. In der zweiten Phase erfolgt die Aktivierung des aeroben Abbaus mittels Übersaugung. In der Folge wird in der Monitoring-Phase mit dem Aufbringen des endgültigen Oberflächenabdichtungssystems (OFA) der Übergang zur Entlassung aus der Nachsorge geschaffen. Am Ende befindet sich der Deponiekörper in einem emissionsarmen Zustand. Die nachstehende Tabelle 1 zeigt einen Überblick über die verschiedenen Phasen einer aktiven Stilllegung und Nachsorge.

Tabelle 1 Schematisches Konzept der Phasen zur aktiven Deponiestilllegung und -nachsorge

Bezeichnung der Phase	Betriebsphase		Nachsorgephase		Entlassung aus der Nachsorge
	Ablagerungsphase	Stilllegungsphase	Aktive Nachsorgephase	Übergangsphase	
		Bioreaktor-Phase I	Bioreaktor-Phase II	Monitoring-Phase	
Ziel der Maßnahmen		Aktivierung des anaeroben Abbaus	Aktivierung des aeroben Abbaus	Monitoring	
Maßnahmen: Deponiegas		Optimierte Gaserfassung; Tiefenabsaugung	Aerobisierung; Aktiv-Entgasung	Passiv-Entgasung	
Maßnahmen: Sickerwasser		Sickerwasser-Reinfiltration			
Maßnahmen: Abdichtung		Temporäre Oberflächenabdichtung		Endgültige Oberflächenabdichtung	

3 In situ Stabilisierung bei Einsatz des DEPO⁺ Verfahrens

Entscheidend für die Qualität der Entgasung einer Deponie ist das Gaserfassungssystem. Erst mit einem leistungsfähigen Gasfassungssystem werden die Voraussetzungen für eine durchgreifende Besaugung (Tiefenwirkung, Reichweite), in der Folge die Qualität für eine energetische Verwertung von Deponiegas respektive für eine aerobe in situ Stabilisierung und schließlich die Kriterien zu Entlassung aus der Nachsorge geschaffen.

Mit Hilfe des von der CDM Consult GmbH (CDM) entwickelten DEPO⁺ Verfahrens steht die optimierte wirtschaftliche Nutzung des Deponiegases (erhöhte Gasausbeute und -bildung) und die Verbesserung des Langzeitverhaltens (Emissionsreduzierung durch kontinuierliche stoffliche Entfrachtung auf hohem Niveau) von Hausmülldeponien im Vordergrund. Die Verwendung von vertikalen Gasbrunnen haben sich in der Praxis, vorwiegend bei der Besaugung aktiv gasbildender Deponien bewährt und durchgesetzt (vgl. GDA-Empfehlung E 2-18 „Geotechnik der Deponien und Altlasten“).

Mit der Abbildung 1 wird der Unterschied der Wirkungsweise eines einfach tiefenverfilterten Gasbrunnens nach dem DEPO⁺ Verfahren im Vergleich zu einem von oben bis unten verfilterten klassischen Gasbrunnen verdeutlicht. Ab einer Deponiemächtigkeit von > 15 m und bei stark geschichteten Ablagerungsverhältnissen ist es unter Umständen effektiver, tiefenverfilterten Brunnen in mehreren Saugerebenen auszubauen. Damit ist es möglich, die Gasfassung in verschiedenen Tiefen entsprechend den Beobachtun-

gen zur Gasmenge, zu den Inhaltsstoffen und zur örtlichen Temperatur gezielt zu steuern.

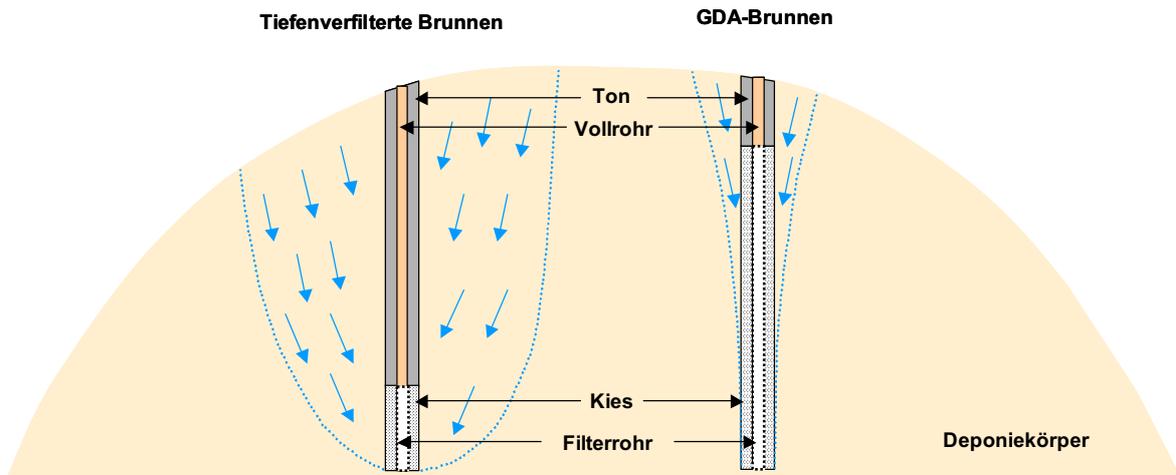


Abbildung 1 Durchströmungsverhalten und Reichweite – Vergleich klassischer Standardgasbrunnen und tiefenverfilterter Gasbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren

Abbildung 1 zeigt auch die durch das Durchströmungsverhalten bedingten Saugradienten an der Deponieoberfläche. Die Reichweiten von tiefenverfilterten Gasbrunnen sind abhängig von der Deponiemächtigkeit. Während bei den klassischen Vertikalbrunnen allenfalls Reichweiten von maximal 20 bis 25 m im Radius zu beobachten sind, liegen diese bei Verwendung von tiefenverfilterten Gasbrunnen von bis zu 70 m bei vergleichbarer Deponiegeometrie.

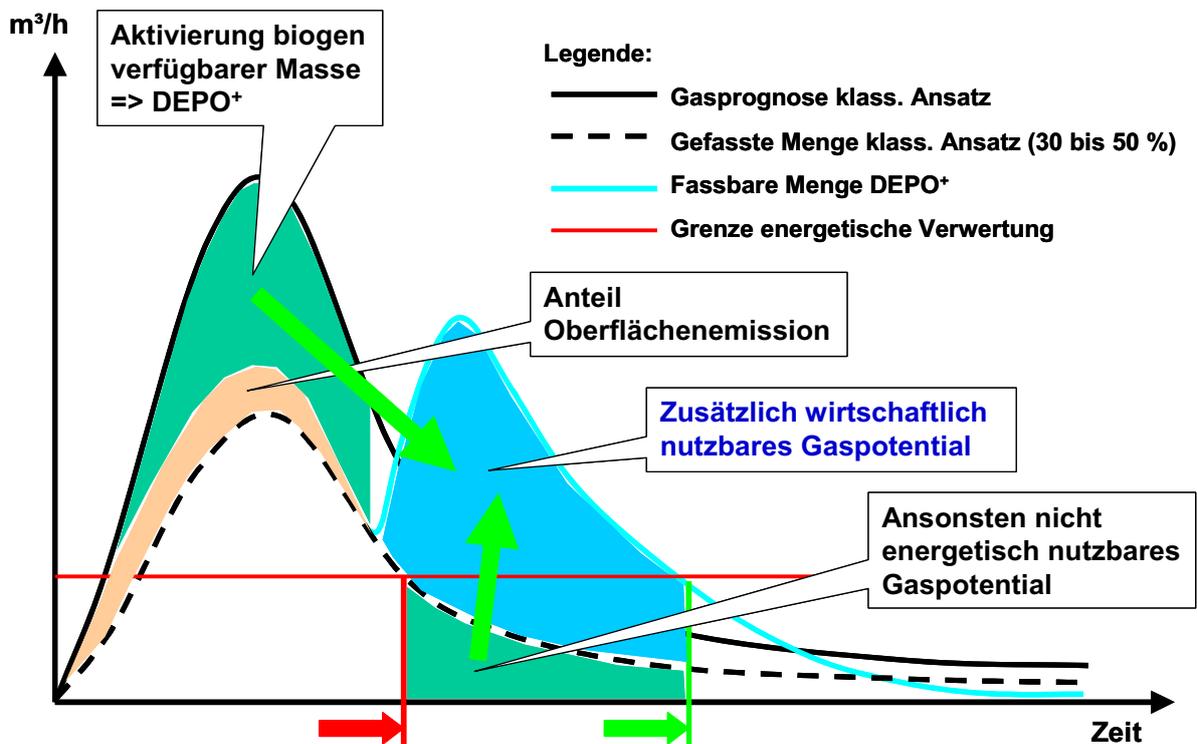


Abbildung 2 Wirkungseffekte bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens in der Phase 1

Bezüglich der im Probe- und Dauerbetrieb nachgewiesene Wirkung der tiefenverfilterten Gasbrunnen insbesondere auch unter aeroben Bedingungen (2. Phase) wird auf die Ausführungen der Beiträge von KANITZ und FORSTING (2004 und 2007) verwiesen.

In Abbildung 2 sind die wesentlichen qualitativen Nutzenaspekte für die Bereitstellung von Deponiegas für eine wirtschaftliche Nutzung in der Schwachgasphase (Phase 1) bei Anwendung des DEPO⁺ Verfahrens zusammenfassend illustriert.

4 Praxisbeispiele

An drei ausgewählten Beispielen wird geschildert, welche Bedeutung die in situ Stabilisierung für die Zielstellung der emissionsarmen Hausmülldeponie hat. Die aufgeführten Praxisbeispiele konzentrieren sich aufgrund der Bedeutung der optimierten Entgasung unter anaeroben Bedingungen auf den Zeitraum der Phase 1.

Als erstes Beispiel wird die norddeutsche Siedlungsabfalldeponie A vorgestellt (Abschnitt 4.1), bei der unter Anwendung des § 14 (6) DepV alternativ zur klassischen Stilllegungsvariante eine aerobe in situ Stabilisierung zur Anwendung gelangen soll (Phase 2). Im Vorfeld der Aerobisierung steht die Aktivierung der biogen verfügbaren Organik in der anaeroben Phase im Vordergrund (Phase 1).

Als zweites Praxisbeispiel wird die Zentraldeponie Alsdorf Warden der AWA Entsorgung GmbH im Kreis Aachen präsentiert (Deponie B, vgl. Abschnitt 4.2). Im Rahmen eines umfangreichen Gasabsaugversuchs wurden die Grundlagen der Optimierung des Gasfassungssystems im Hinblick auf die Erhöhung der Energieausbeute und der stofflichen Entfrachtung geschaffen.

Als drittes Beispiel wird die Deponie Wernsdorf der Berliner Stadtreinigungsbetriebe (BSR) behandelt (Deponie C, vgl. Abschnitt 4.3). Mit der Optimierung der Gasbrunnen im Jahre 2006 kann bereits heute über Langzeiterfahrung berichtet werden (siehe auch KANITZ und PAULUWEIT 2007).

4.1 Deponie A

4.1.1 Eckdaten

Folgende Eckdaten bestimmen die Rahmenbedingungen des Deponiestandorts:

- Siedlungsabfalldeponie (DK II), Ende Ablagerung 31. Mai 2005
- Deponiefläche: ca. 16 ha, Deponiehöhe: ca. 32 m, Ablagerungsvolumen: ca. 2,1 Mio. t Siedlungsabfälle

- Sickerwasserfassung und -behandlung, Deponiegasfassung und -verstromung (BHKW)

4.1.2 Veranlassung und Zielstellung

Zielstellung ist die optimale stoffliche Entfrachtung der Deponie mit der Maßgabe der frühzeitigen Entlassung aus der Nachsorge. Vor dem Hintergrund der vorrangigen energetischen Verwertung des Deponiegases gemäß 11.2.1 f TASI bzw. Anhang 5 Nr. 7 DepV (Kabinettsentwurfassung 2008) steht zunächst die Aktivierung biogen verfügbarer Organik und deren stoffliche Entfrachtung in der anaeroben Betriebsphase im Fokus (Phase 1), bevor in der Folge die Aerobisierung des Deponiekörpers zur Anwendung gelangen soll (Phase 2).

Zur Erreichung der Zielvorgabe gelangen spezielle tiefenverfilterte Gasbrunnen zum Einsatz. Überwiegend wurden hierfür vorhandene Gasstandardbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren umgerüstet, teilweise aber auch die Erstellung neuer DEPO⁺ Brunnen.

Im Vorfeld der Umrüstung aller vorhandenen Gasbrunnen erfolgte hinsichtlich des Ist-Zustands (technischer Ausbau, Historie Gasmenge und -qualität, etc.) eine Voruntersuchung bevor im Rahmen eines umfangreichen Gasabsaugversuchs probeweise zwei Gasbrunnen umgerüstet und auf ihr Wirkungspotential untersucht wurden.

Auf Basis der Untersuchungsergebnisse des Gasabsaugversuchs entschied sich der Betreiber für die Umrüstung der übrigen Gasbrunnen. Zur Zeit wird der Besaugungsbetrieb in der Phase 1 optimiert.

4.1.3 Ergebnisse und weiteres Vorgehen

Tabelle 2 Gasabsaugversuch (2 Monate) im Vergleich

Ort	Vor dem Umbau		Nach dem Umbau	
	Gasmenge	CH ₄ -Konz.	Gasmenge	CH ₄ -Konz.
Brunnen 1 (1-stufig)	0 m ³ /h	25 % fallend	> 20 m ³ /h	> 40 %
Brunnen 2 (2-stufig)	0 m ³ /h	30 % fallend	> 50 m ³ /h	> 40 %

Basierend auf den Ergebnissen des Gasabsaugversuchs (vgl. Tabelle 2) und den vorliegenden Daten zum Abfallinventar wurde die in Abbildung 3 illustrierte Gasprognose abgeleitet. Mit der Erhöhung der Methan- respektive der Energieausbeute von zur Zeit 180 % erfolgte auf der Basis eines konservativen Planungsansatzes die Entscheidung der Erhöhung der elektrischen Leistung um 28 % bis Ende 2008.

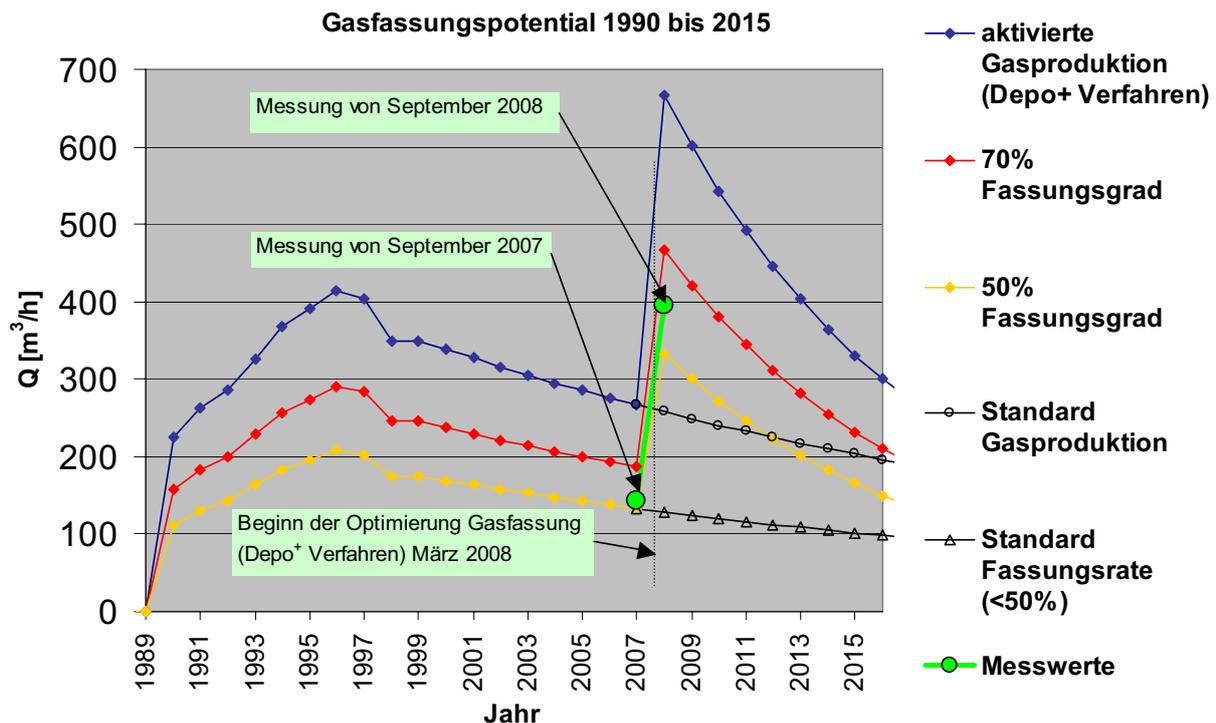


Abbildung 3 Gasfassungspotential: Prognose – Messwerte

4.2 Deponie B

4.2.1 Eckdaten

Folgende Eckdaten bestimmen die Rahmenbedingungen des Deponiestandorts:

- Siedlungsabfalldeponie (DK II), Ende Ablagerung 31. Mai 2005
- Deponiefläche: ca. 33 ha, Deponiehöhe: ca. 25 m, Ablagerungsvolumen: ca. 5,5 Mio. m³ Siedlungsabfälle
- Sickerwasserfassung und -behandlung, Deponiegasfassung und -verstromung (BHKW)

4.2.2 Veranlassung und Zielstellung

Zielstellung ist die optimale stoffliche Entfrachtung der Deponie mit der Maßgabe der frühzeitigen Vorwegnahme von Setzungen und der Erhöhung der Energieausbeute in der anaeroben Betriebsphase.

Zur Erreichung der Zielvorgabe erfolgte die probeweise einstufige Umrüstung von drei vorhandenen Gasstandardbrunnen in tiefenverfilterte Gasbrunnen nach dem DEPO+ Verfahren.

Im Vorfeld der Umrüstung der Gasbrunnen erfolgte eine Bestandsaufnahme des Ist-Zustands (technischer Ausbau, Historie Gasmenge und -qualität, etc.) bevor im Rahmen eines umfangreichen Gasabsaugversuchs die Brunnen auf ihr verändertes Gasfassungspotential untersucht wurden.

4.2.3 Ergebnisse und weiteres Vorgehen

Während des Absaugversuchs erfolgte die Beobachtung des Gasregimes an den umgerüsteten Brunnen selbst, an zusätzlich installierten Hilfsmesspegeln in unmittelbarer Nähe der Brunnen sowie an Nachbarbrunnen.

Am Beispiel des Brunnens Nr. 2 in Abbildung 4 wird das Vorgehen des Gasabsaugversuchs und im Ergebnis dargestellt (sukzessive Erhöhung der Saugrate bei gleichzeitiger kontinuierlicher Messung der deponiespezifischen Gase CH₄, CO₂ und O₂ über die Zeit). Weitere Parameter für den Nachweis der Wirksamkeit des Verfahrens wurden mit aufgezeichnet (u.a. CO, Temperatur und Druck).

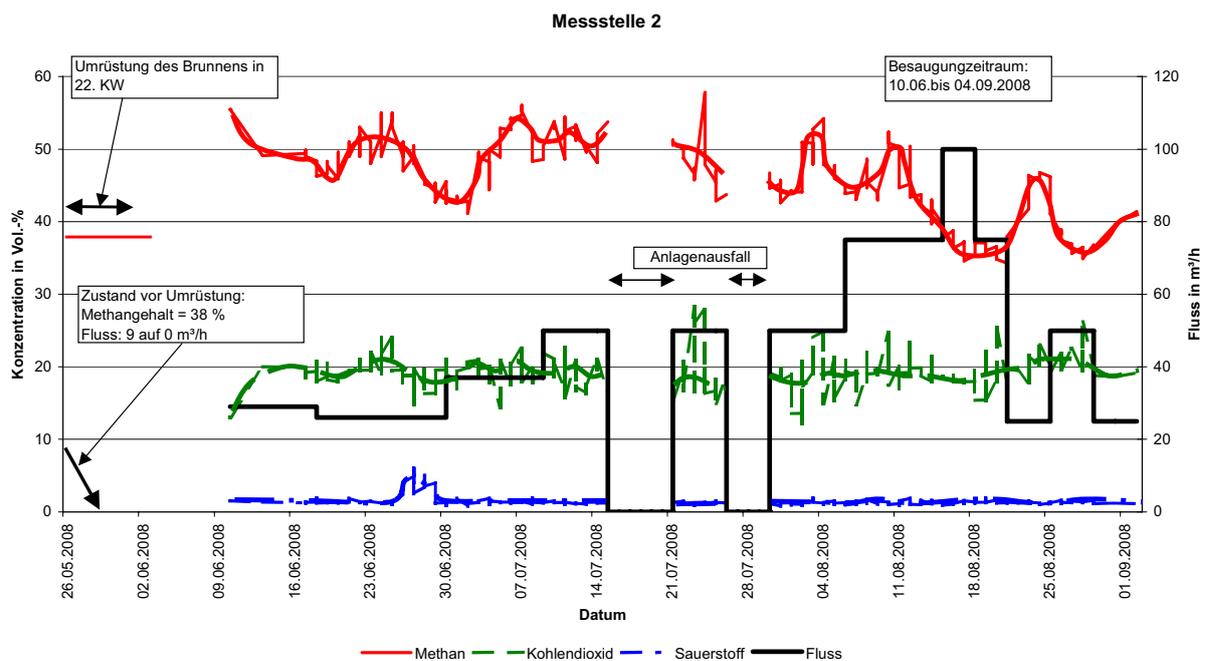


Abbildung 4 Ergebnisse des Gasabsaugversuchs am Brunnen 2

Betrachtet man die Ergiebigkeit der drei untersuchten Gasbrunnen vor und nach ihrem Umbau, ist im Ergebnis festzustellen (vgl. Tabelle 3):

- Nach dem Umbau liefern alle drei Brunnen einen gesicherten Gasfluss > 25 m³/h je Brunnen bei Methangehalten > 40 %.
- Vor dem Umbau hatten zwei Brunnen überhaupt keine Ergiebigkeit, einer lieferte nur sporadisch Deponiegas.

Tabelle 3 Gasabsaugversuch (3 Monate) im Gesamtvergleich

Ort	Vor dem Umbau		Nach dem Umbau	
	Gasmenge	CH ₄ -Konz.	Gasmenge	CH ₄ -Konz.
Brunnen 1	0 m ³ /h	10 % fallend	> 25 m ³ /h	> 40 %
Brunnen 2	0-9 m ³ /h	38 % fallend	> 25 m ³ /h	> 40 %
Brunnen 3	0 m ³ /h	k. Angabe	> 25 m ³ /h	> 40 %

Mit der Erhöhung der Methan- bzw. Energieausbeute von mehr als 170 % erfolgte auf der Basis eines konservativen Planungsansatzes die Entscheidung für den Umbau weiterer Gasbrunnen.

4.3 Deponie C

4.3.1 Eckdaten

Folgende Eckdaten bestimmen die Rahmenbedingungen des Deponiestandorts:

- Siedlungsabfalldeponie (DK II), Ende Ablagerung 31. März 2000
- Deponiefläche: ca. 22 ha, Deponiehöhe: ca. 25 m, Ablagerungsvolumen: ca. 5 Mio. m³ Siedlungsabfälle
- Deponiegasfassung und -verstromung (BHKW)

4.3.2 Veranlassung und Zielstellung

Das Gasdargebot entsprach nicht den Erwartungen gemäß vorliegenden Gasprognosen. Zielstellung ist die Erhöhung der Energieausbeute in der anaeroben Betriebsphase für eine optimierte Auslastung der vorhandenen Gasmotoren.

Auf Grundlage der Ergebnisse eines Gasabsaugversuchs erfolgte die Umrüstung von 50 % der vorhandenen Gasbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren in 2006. Seit diesem Zeitpunkt liegen Betriebserfahrungen vor, über die nachfolgend berichtet wird.

4.3.3 Ergebnisse

In Abbildung 5 ist der Methanmengenverlauf seit dem Zeitpunkt der Umrüstungsmaßnahme illustriert, wobei für die Verdeutlichung der Erhöhung der Energieausbeute die zeitliche Entwicklung der Methanmengen in Bezug zum Ausgangswert (Methanausbeute zum Zeitpunkt November 2006 = 100 %) und in Relation zur Gasprognose gesetzt wird (gewählte Halbwertszeit $t_H = 6$ Jahre = gestrichelte Line).

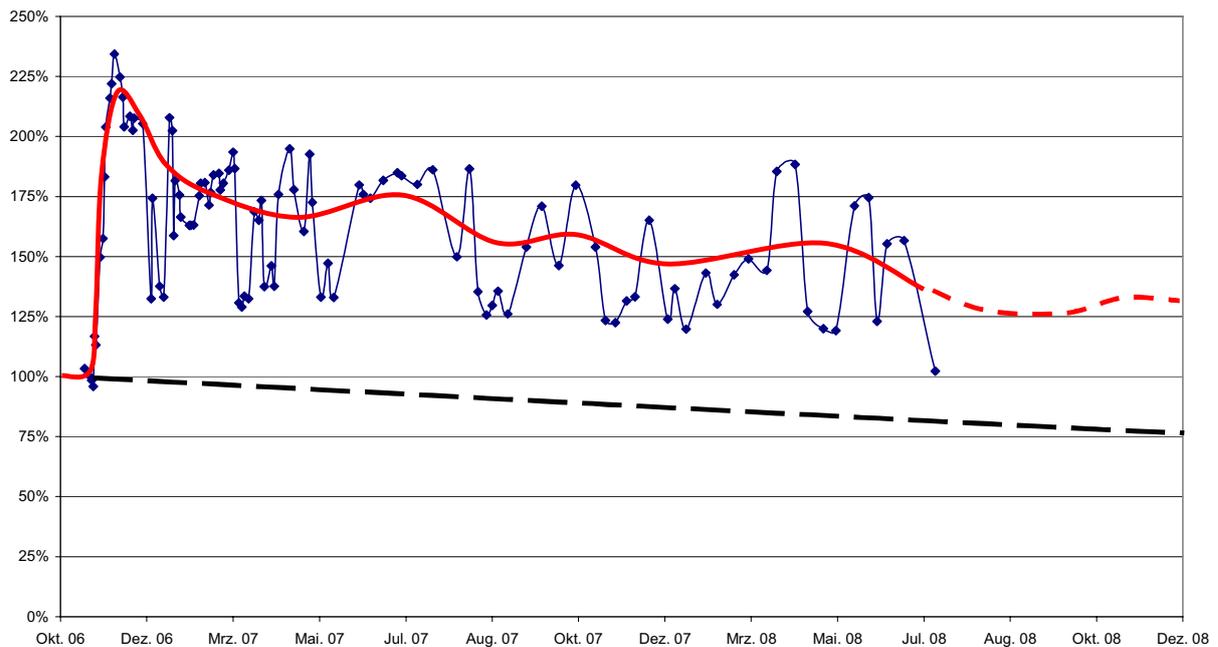


Abbildung 5 Methanmengenverlauf im Vergleich: Klassischer Prognoseansatz ($t_H = 6$ a) – Messwerte, Prozentangaben in Bezug zum Ausgangswert Nov. 06 = 100 %

Mit der Erhöhung der Methan- bzw. Energieausbeute um mehr als 100 % (bereinigtes Ergebnis) liegen nun mehr als 20 Monate Betriebserfahrungen vor (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4 Betriebserfahrungen im Gesamtvergleich vor und nach dem Umbau

Methanmenge (reines CH ₄)		
Vor dem Umbau (Nov. 06)	Nach dem Umbau (Stand Juli 08)	Steigerung
65 m ³ /h	112 m ³ /h	72 %
max.55 m ³ /h ^{*)}		> 100 % ^{*)}

^{*)}Bereinigtes Ergebnis (Betrachtung sinkender Gasproduktivität, $t_H = 6$ a)

5 Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

5.1 Kostenbetrachtung

Auf der Grundlage von konkreten Untersuchungsergebnissen an diversen Deponiestandorten steckt in den Deponiekörpern ein zusätzliches Gasfassungspotential, das durch die Umrüstung der vorhandenen Gasstandardbrunnen nach dem DEPO⁺ Verfahren grundsätzlich fassbar und wirtschaftlich durch Verstromung nutzbar ist.

Die zu erwartenden Amortisationszeiten der erforderlichen Investitionskosten unter Berücksichtigung der Mehrerlöse (altes und neues EEG) und der Betriebskosten (BHKW)

können der nachstehenden Tabelle 5 entnommen werden, wobei zwischen vorhandenen BHKW-Anlagen und Neuinvestitionen im Falle einer Erweiterung der elektrischen Leistungen unterschieden wird.

Tabelle 5 Amortisationszeiten „Umrüstung Deponiegasbrunnen“ in Jahren

Bestehende Anlagen		Neuanlagen (Erw. d. el. Leistung)	
Aktuelles EEG	Neues EEG	Aktuelles EEG	Neues EEG
ca. 1	< 1	ca. 3	ca. 2

5.2 Nutzenbetrachtung

Für den Deponiebetreiber ist zwischen dem ökologischen und dem ökonomischen Nutzen in der kurzen, mittleren und langen Frist zu unterscheiden.

Kurzfristig

- Mehrerlöse über das EEG (ökonomischer Nutzen)
- stoffliche Entfrachtung / Emissionsreduzierung auf hohem Niveau (ökologischer Nutzen)

Mittelfristig

- Mehrerlöse, Emissionsreduzierung auf hohem Niveau (s.o.)
- Einsparungen beim Bau der endgültigen Oberflächenabdichtung (ökonomischer Nutzen)

Langfristig

- Einsparungen bei Nachsorgeaufwendungen durch emissionsarme Deponie (ökonomischer und ökologischer Nutzen)

6 Literatur

- Bröcker, C., Meetz, M. 2006 Maßnahmen während der Stilllegung und Nachsorge einer Deponie und deren Bewertung unter Berücksichtigung der Nachhaltigkeit, 2. Leipziger Deponiefachtagung
- Beckmann, M., 2005 Zeitschrift für Umweltrecht, 1/2005
Hagmann J.

- | | | |
|---------------------------|---------------------|---|
| Henken-Mellies, W.U. | 2004 | Perspektiven für die Entlassung von Deponien aus der Nachsorge, 15. Nürnberger Deponieseminar, LGA-Grundbauinstitut, Nürnberg |
| Henken-Mellies, W.U. | 2008 | In-situ-Stabilisierung von Hausmülldeponien – wie? – wie lange? – mit welchem Erfolg?, Seminar des VKS im VKU „Deponien stilllegen“, Ob-laden und Partner, Berlin |
| Kanitz, J., Forsting J. | 2004 | Innovative Deponie-Entgasungskonzepte – e-nergetische Nutzung und Aerobisierung, 15. Nürnberger Deponieseminar, LGA-Grundbauinstitut, Nürnberg |
| Kanitz, J., Pauluweit, N. | 2007 | Ergebnisse der laufenden Gasbrunnensanierung auf der Deponie Wernsdorf der Berliner Stadt-reinigungsbetriebe, 3. Leipziger Deponiefachta-gung |
| NN | 1992
bis
2006 | Untergesetzliches Regelwerk für Deponien, TA Abfall (1992), TAsi (1993), AbfAbIV (2001), DepV (2002), DepVerwV (2005), ArtikelIV zur Umsetzung der EU Ratsentscheidung (2006) |
| NN | 2008 | „Verordnung über Deponien und Langzeitlager“ (Entwurf, Stand 24. September 2008) |
| Ramke, H.-G. | 2004 | Überlegungen zur Abschätzung der Nachsorge-dauer von Deponien, 15. Nürnberger Deponie-seminar, LGA-Grundbauinstitut, Nürnberg |

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Ing. Dipl.-Wirt.Ing. Christoph Bröcker
CDM Consult GmbH
Am Umweltpark 3-5
D-44793 Bochum
Telefon +49 234 68775 418
Email christoph.broecker@cdm-ag.de
Website: www.cdm-ag.de

Versuche zur Aerobisierung von Altdeponien mit Wasserstoffperoxid als Sauerstoffquelle

Piyathida Baingern, Matthias Rapf, Martin Kranert

Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft
der Universität Stuttgart

Investigating Aerobization of Landfills with Hydrogen Peroxide as Oxygen Source

Abstract

The aeration of municipal landfills can cause odour emissions and irregular distribution of air by channelling effects. Hence, alternatively Hydrogen Peroxide (H_2O_2) has been investigated as an Oxygen source for aerobic microorganisms. In comparing bench scale lysimeter experiments the feasibility of the technique has been shown, as well as preliminary cost estimations have been carried out.

Zusammenfassung

Um Geruchsemissionen und Channeling bei der Belüftung von Deponien zu vermeiden, wurde versucht, ob auch Wasserstoffperoxid (H_2O_2) als alternative Sauerstoffquelle für aerobe Mikroorganismen dienen kann. Mittels vergleichender Lysimeterversuche im Labormaßstab wurden die grundsätzliche Machbarkeit des Verfahrens gezeigt, sowie erste Kostenschätzungen durchgeführt.

Keywords

Landfill, Aftercare, Aerobic Landfill, Hydrogen Peroxide, Aeration.

Deponie, Nachsorge, Aerobe Deponie, Wasserstoffperoxid, Belüftung.

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Um die anaerob-mikrobiellen Abbauvorgänge in Deponien zu beschleunigen, besteht die Möglichkeit, durch den Eintrag von Sauerstoff das Milieu im Deponiekörper zu aerobisieren. Dies geschieht üblicherweise durch Einblasen von Luft in den Deponiekörper. Probleme hierbei sind Geruchsemissionen sowie Channelingeffekte, die zu ungleichmäßiger Verteilung der Luft im Deponiekörper führen.

Es muss daher zusätzlich zur Belüftung für die Desodorierung der den Deponiekörper verlassenden Luft sowie für eine regelmäßige Bewässerung gesorgt werden. Dennoch ist es wegen der Stückigkeit des Siedlungsabfalls möglich, dass größere Volumenelemente von der eingeblasenen Luft umströmt werden und damit anaerob bleiben. Zudem wird der Sauerstoff nicht allzu effizient genutzt - schätzungsweise über 90 % werden wieder an die Atmosphäre abgegeben.

Es liegt daher nahe, weniger technisch aufwendigere, effizientere und ggf. kostengünstigere Sauerstoff-Einbringverfahren zu untersuchen.

In der vorliegenden Studie wurden Versuche zum Einsatz von Wasserstoffperoxid (H_2O_2) als alternative Sauerstoffquelle durchgeführt. Obwohl u.a. als Desinfektionsmittel verwendet, kann es durch die von aeroben Mikroorganismen ausgeschiedene Katalase, - nach einer gewissen Adaptationsphase - rasch zu Wasser und Sauerstoff zersetzt werden. Der Sauerstoff steht dann unmittelbar in gelöster Form für die mikrobielle Atmung zur Verfügung. Insgesamt wurden vier mit Siedlungsabfall beschickte Lysimeter untersucht, welche im folgenden Kapitel charakterisiert werden.

2 Versuche

2.1 Probenahme, Probenvorbereitung

Die für die Versuche verwendete Abfallprobe (ca. 750 kg) wurde aus einer älteren Siedlungsabfalldeponie aus 4 bis 5 Metern Tiefe mit einem Bagger entnommen (siehe Abbildung 1). Die Temperatur im Abfall betrug etwa 25 °C.



Abbildung 1 Entnahme des Abfalls aus der Deponie

Der Abfall kann wie folgt beschrieben werden:

<i>Alter:</i>	7 bis 8 Jahre
<i>Wassergehalt:</i>	50 Masse-%
<i>Glühverlust:</i>	60 Masse-% TS
<i>AT4:</i>	10 mg / g TS \triangleq 2500 mg / (kg TS · d)
<i>Schüttdichte:</i>	520 kg/m ³
<i>Korngröße:</i>	bis zu 50 cm

Hinsichtlich der geringen Größe der Lysimeter (55 cm Durchmesser) wurde die gesamte Probe nach Aussortieren von Windeln, Holz, Glas und Metall mit einer schnelllaufenden Schneidwalzenmühle auf ca. 7 cm Korngröße zerkleinert.

2.2 Versuchsaufbau

Als Lysimeter dienten vier Deckelfässer aus Kunststoff mit einem Fassungsvermögen von ca. 200 Litern.

Die vier Fässer wurden jeweils wie folgt befüllt:

<i>Kiesdränage</i> (d \approx 2 bis 5 cm):	10 cm \triangleq 15 Liter oder 24 kg
<i>Abfall</i> , in Geotextil verpackt:	90 Liter oder 60 kg (kompaktiert)
<i>Kies-Auflast</i> (d \approx 2 bis 5 cm):	76 Liter oder 110 kg
<i>Gas-Überstand:</i>	ca. 20 Liter.

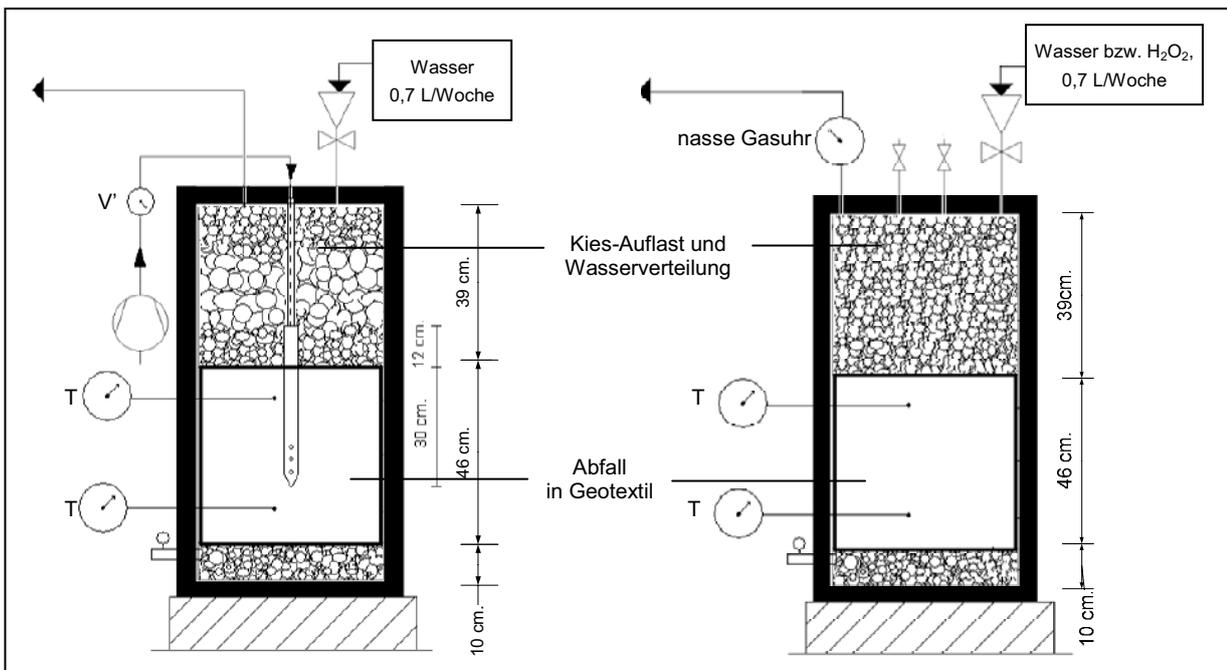


Abbildung 2 Links eine Prinzipskizze des belüfteten Lysimeters, rechts die der beiden mit H₂O₂ beschickten Behälter und des anaeroben Referenzansatzes

Wie aus Abbildung 2 ersichtlich sind alle vier Fässer mit je einen Grundablass zur Sickerwasserentnahme, sowie im Deckel mit Vorrichtungen zur Flüssigkeitsaufnahme, Belüftung und Gasentnahme ausgestattet. Zusätzlich sind in der Fasswandung jeweils zwei Thermoelemente zur Temperaturbestimmung des Abfallkörpers eingedichtet.

Vor Versuchsbeginn erfolgte eine Dichtigkeitsprüfung der Lysimeter mittels U-Rohr Manometer.

2.3 Versuchsbedingungen

Die Lysimeter befinden sich in einem Klimaraum auf 25 °C temperiert.

Zur Wärmeisolation wurden die Lysimeter mit geschlossenenporigen Schaumgummimatten (Armaflex AF, 32 mm) isoliert (siehe 3.3).

Die Wasserzugabe errechnet sich aus dem jährlichen Niederschlag von 700 mm (Stuttgart) und einer angenommenen Wasserversickerung in den Abfallkörper von 25 % des Niederschlags. Bei einer Lysimeteroberfläche von 0,2 m² ergeben sich so **0,7 Liter Wasser pro Woche und Lysimeter**.

Die Lysimeter wurden wie folgt beschickt:

- Lysimeter 1:* - Flüssigkeitszugabe: 0,7 Liter Wasser pro Woche
- **Belüftung** mittels Membranpumpe über eine gelochte Edelstahlillanze.
- Volumenstrom Luft: 40 L/h \triangleq 1835 g O₂ pro Woche.
- Gasvolumenmessung mittels Schwebekörperdurchflussmesser
- Lysimeter 2:* - Flüssigkeitszugabe: 0,7 Liter **H₂O₂-Lösung** pro Woche
- Konzentration der Lösung: **10 Massen-%** \triangleq 33 g O₂ pro Woche oder 160 mg O₂ je kg TS und Tag
- Gasvolumenmessung mittels nasser Gasuhr
- Lysimeter 3:* - Flüssigkeitszugabe: 0,7 Liter **H₂O₂-Lösung** pro Woche
- Konzentration der Lösung: **3 Massen-%** \triangleq 10 g O₂ pro Woche oder 48 mg O₂ je kg TS und Tag
- Gasvolumenmessung mittels nasser Gasuhr
- Lysimeter 4:* - Referenz-Lysimeter, anaerob
- Flüssigkeitszugabe: 0,7 Liter Wasser pro Woche
- **keine Zugabe von Luft oder H₂O₂-Lösung**
- Gasvolumenmessung mittels nasser Gasuhr



Abbildung 3 Die vier Fass-Lysimeter vor und nach thermischer Isolation

2.4 Untersuchungsumfang

2.4.1 Gas

Der Gehalt an Sauerstoff, CO₂ und Methan im Gasraum der Lysimeter wurde mit einem Ansyco GA 94 Gasmonitor bestimmt. Wegen der großen erforderlichen Probenmenge (ca. 100 Liter Gas je Bestimmung) wurde das Gas im Kreislauf geführt.

2.4.2 Sickerwasser

Die Probenahme erfolgte wöchentlich, wobei der erste Sickerwasseranfall in der siebenten resp. neunten Woche verzeichnet wurde (siehe auch Abbildungen 4 bis 6).

Die Bestimmung von pH-Wert, Ammonium-Stickstoff (NH₄-N) und chemischem Sauerstoffbedarf (CSB) der Sickerwässer erfolgte nach DIN.

2.5 Sickerwasseranalysen

2.5.1 Zeitliche Veränderung des pH-Werts

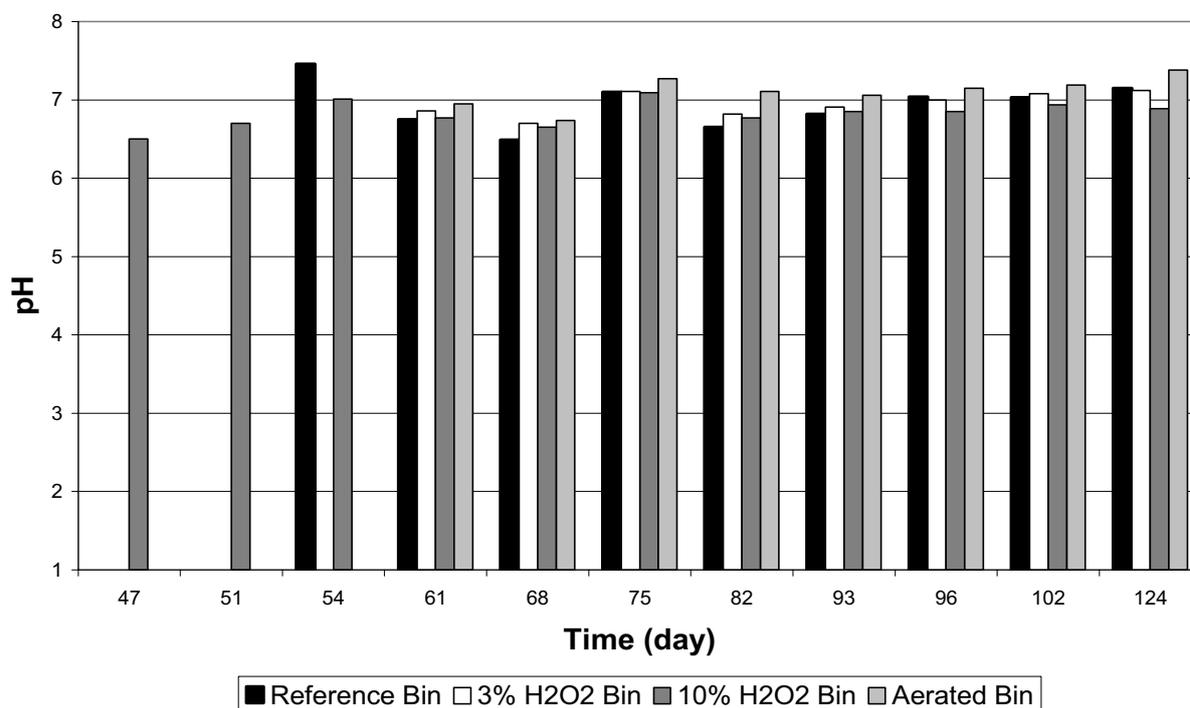


Abbildung 4 Änderung des pH-Werts des Sickerwassers über die Versuchsdauer. Kein Wert bedeutet kein Sickerwasseranfall.

Wie aus Abbildung 3 zu ersehen, ist über den untersuchten Zeitraum in allen Sicker-

wässern ein pH-Wert um 7 festzustellen. Eine Abhängigkeit des pH-Werts vom Milieu im Deponieelement konnte unter den gewählten Bedingungen nicht beobachtet werden.

2.5.2 Zeitliche Veränderung des CSB

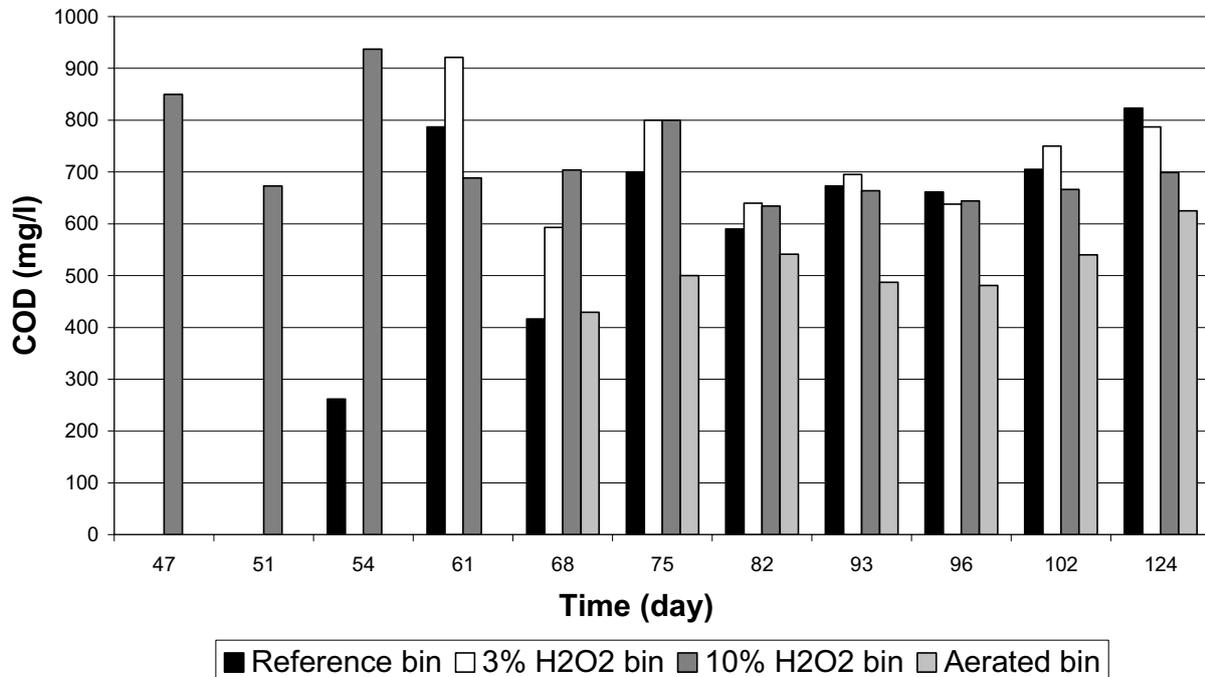


Abbildung 5 Änderung des Sickerwasser-CSB über die Versuchsdauer.

Tendenziell ließ sich ein relativ hoher CSB im Sickerwasser von Lysimetern feststellen, welche mit Wasserstoffperoxid beaufschlagt wurden. Dies könnte unter anderem daran liegen, dass H_2O_2 als starkes Oxidationsmittel größere organische Moleküle rein chemisch „anoxidiert“, wobei Bruchstücke mobilisiert werden. Es könnte aber ebenso gut auch ein Hinweis auf erhöhte biologische Aktivität sein.

Das Sickerwasser des belüfteten Lysimeters wies bei allen Messungen den kleinsten CSB auf – mit zeitlich leicht steigender Tendenz.

2.5.3 Zeitliche Veränderung des Ammoniumgehalts

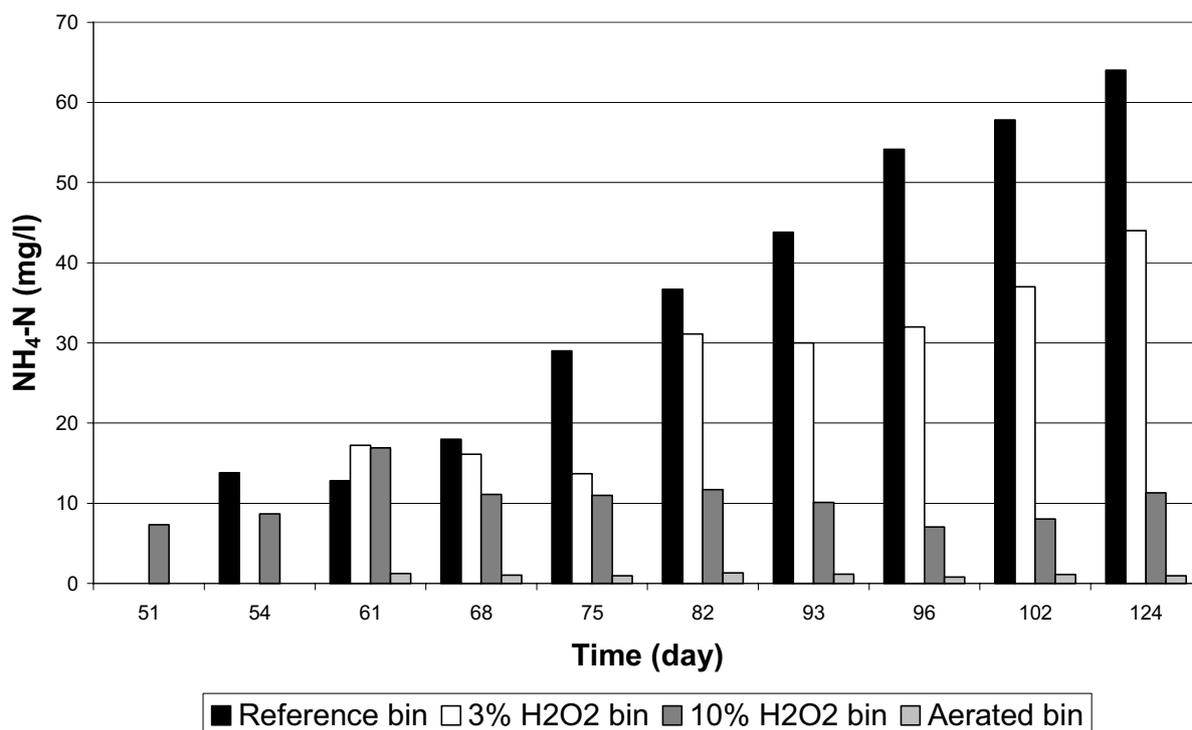


Abbildung 6 Änderung des Ammonium-Stickstoffgehalts im Sickerwasser über die Versuchsdauer.

Ein besonders charakteristischer Sickerwasserparameter ist Ammonium. Unter aeroben Bedingungen wird Ammonium relativ rasch von nitrosifizierenden und nitrifizierenden Bakterien über Nitrit zu Nitrat umgewandelt. Ammonium kann daher in ausreichend mit Sauerstoff versorgten wässrigen Systemen kaum gefunden werden.

Abbildung 6 zeigt erwartungsgemäß einen starken Anstieg von Ammonium im Sickerwasser des Referenzlysimeters – ein Zeichen für die anaeroben Bedingungen im Lysimeter.

Ein ähnlicher, wenn auch nicht so starker Anstieg ist bei dem mit 3-%iger H₂O₂-Lösung beschickten Lysimeter zu beobachten. Es ist zu vermuten, dass die gelieferte Sauerstoffmenge nicht für eine vollständige Aerobisierung ausreicht.

Durch Zugabe von 10-%iger Peroxidlösung scheint sich - nach anfänglichem Anstieg - ein gleich bleibend geringer Ammoniumwert im Sickerwasser einzustellen – ein Effekt der auf das aerobe Milieu im Abfall zurückzuführen ist.

Im Sickerwasser des belüfteten Lysimeters war über die gesamte Versuchszeit beinahe kein Ammonium nachzuweisen.

2.6 Gasanalysen

2.6.1 Gasmengenmessung

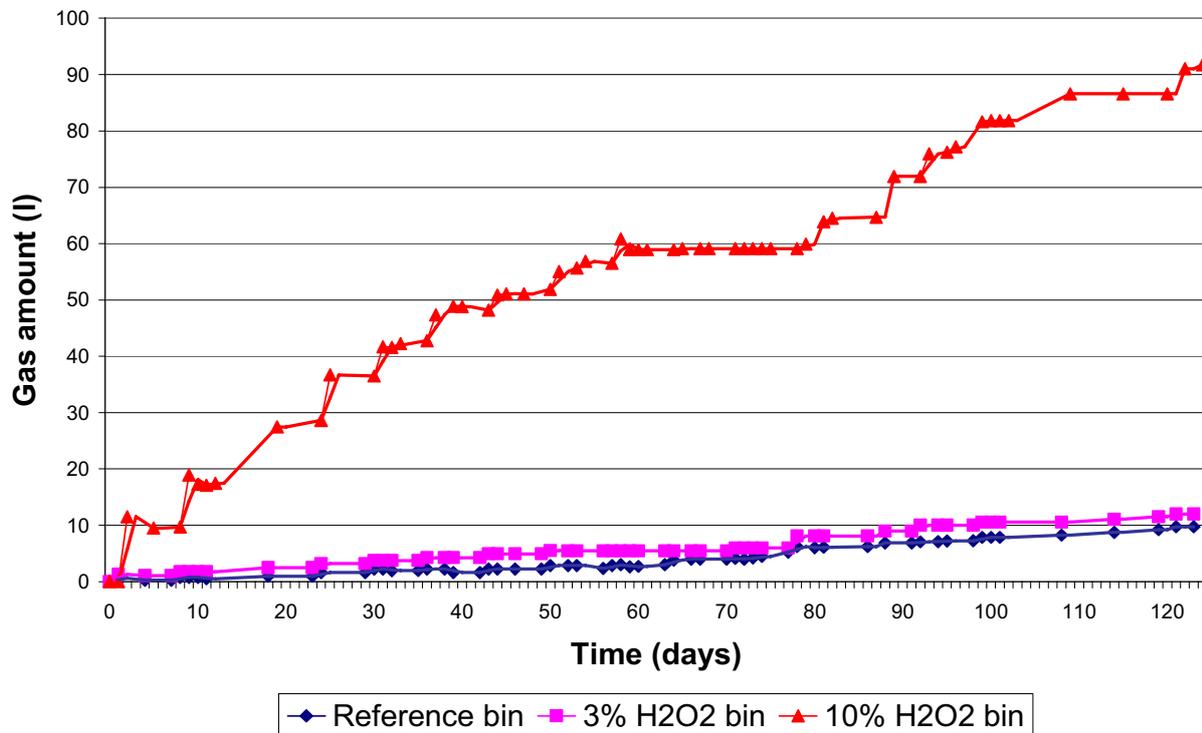


Abbildung 7 Summenkurve der Gasbildung in den drei nicht belüfteten Lysimetern

Im Gegensatz zum Lysimeter, der mit 3-%iger Wasserstoffperoxidlösung beschickt wurde, entwickelte sich aus dem mit 10-%iger Lösung beaufschlagten Lysimeter verhältnismäßig viel Gas. Auch dies ist ein Hinweis auf die aerob-biologische Aktivität bei diesem Versuchsansatz.

Die Messung der Menge mikrobiell gebildeter Gase in der Abluft des belüfteten Lysimeters ist wegen des großen Luftdurchsatzes der Pumpe nicht ohne weiteres möglich. Einen schwachen Hinweis auf den Umfang der mikrobiellen Aktivität kann allenfalls die Messung der CO_2 -Konzentration in der Abluft geben. Siehe hierzu 3.2.2.

2.6.2 Messung von Sauerstoff, CO₂ und Methan mittels Gasmonitor

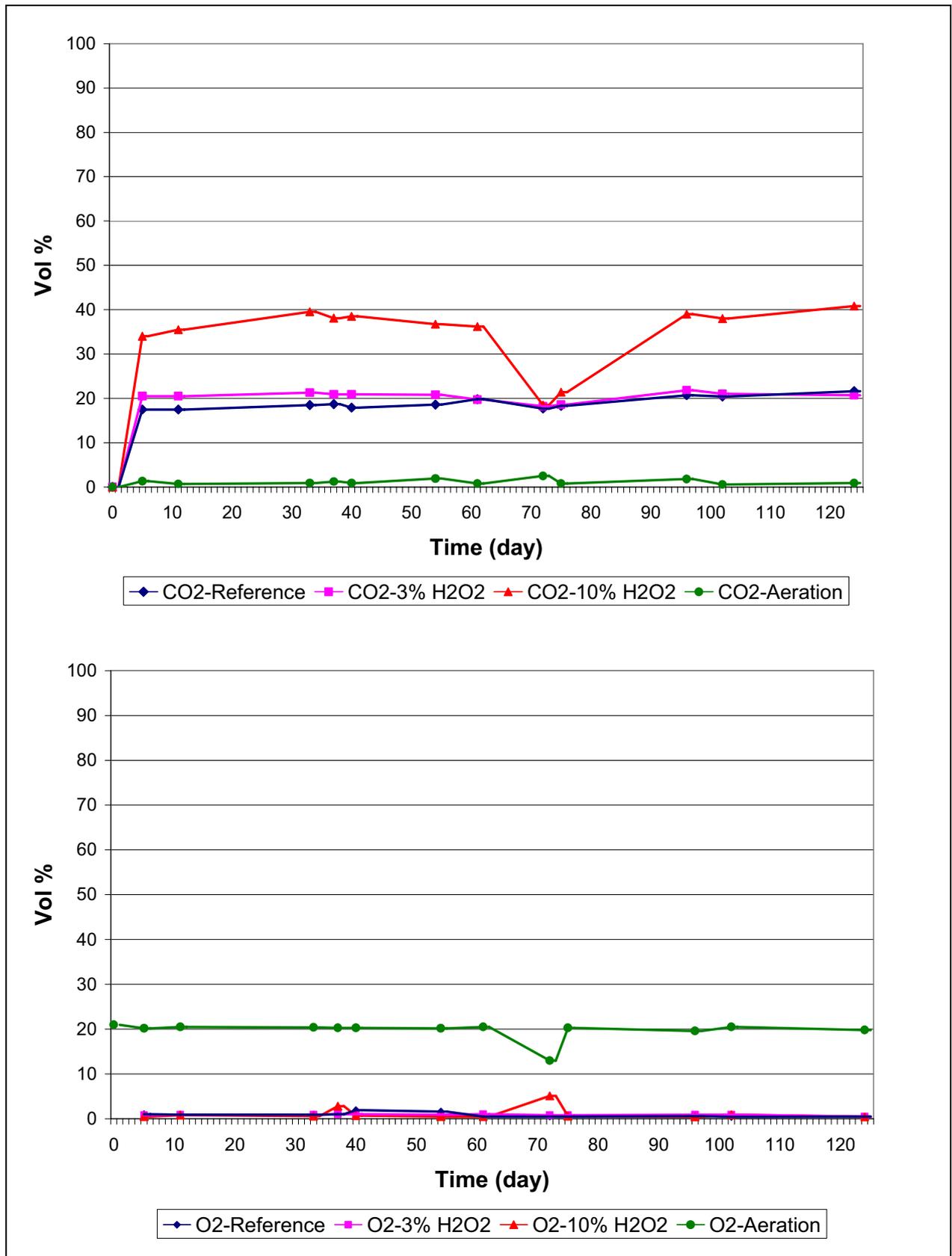


Abbildung 8 Gehalt an CO₂ (oben) und Sauerstoff (unten) im Deponiegas der Lysimeter

In der Abluft des belüfteten Lysimeters konnte eine Sauerstoffkonzentration von etwa 20 Vol.-% festgestellt werden, im Vergleich zu 21 Vol.-% bei atmosphärischer Luft. Erklärbar ist daher auch der erhöhte CO₂-Wert, welcher meist um 1 Vol.-% lag – in der Atmosphäre finden sich 0,04 Vol.-%. Beides sind Anzeichen mikrobieller Atmung.

Für eine genaue Quantifizierung des Kohlenstoffumsatzes an Hand der Gaszusammensetzung ist das benutzte Messverfahren jedoch zu ungenau.

Während der Sauerstoffgehalt in den Gasphasen der drei anderen Lysimeter nahe Null war, zeigten sich bei der CO₂-Konzentration deutliche Unterschiede:

- Der verhältnismäßig hohe CO₂-Wert (40 Vol.-%) beim Lysimeter mit 10-%igem H₂O₂ weist auf intensive aerob biologische Prozesse in diesem Lysimeter hin.
- Der CO₂-Gehalt in der Gasphase des Referenzlysimeters und des Lysimeters mit Zugabe von 3-%igem H₂O₂ ist sehr ähnlich (um 20 Vol.-%) und über die Zeit beinahe gleich bleibend. Dies könnte daran liegen, dass sich wegen der geringen Peroxid-Zugabe kein ausreichend aerobes Milieu einstellen konnte.

Methan konnte in keinem der Lysimeter nachgewiesen werden. Dies ist, betreffend den anaeroben Referenzlysimeter, schwer zu erklären – offenbar stellte sich die methanbildende Phase dort aus unbekanntem Gründen (noch?) nicht ein.

Die Abwesenheit von Methan in den mit Sauerstoff versorgten Lysimetern war hingegen zu erwarten.

Fazit zu den Gasmessungen:

Die relativ große Gasmenge, welche bei Zugabe von 10-%igem H₂O₂ gebildet wird, bestätigt die schon beim Sickerwasser gemachten Beobachtungen.

Dass in der Gasphase dieses Lysimeters nahezu kein Sauerstoff, kein Methan, jedoch große Mengen an CO₂ nachgewiesen werden konnten, kann davon ausgegangen werden, dass der obligatorisch bei der Zersetzung des Wasserstoffperoxid gebildete Sauerstoff quantitativ von aeroben Mikroorganismen veratmet worden ist.

2.7 Temperaturmessung

Während des Untersuchungszeitraums konnte in keinem Lysimeter ein Temperaturanstieg gemessen werden.

2.8 Fazit betreffend die Untersuchungsergebnisse

Im Lysimeter, der mit 10-%igem Wasserstoffperoxid beschickt wurde, sind der niedrige Gehalt an Ammoniumstickstoff im Sickerwasser, die relativ hohe CO₂-Bildungsrate sowie die Abwesenheit von Sauerstoff und Methan im gebildeten Deponiegas deutliche Hinweise auf die grundsätzliche Machbarkeit der Aerobisierung von Deponiekörpern mit Wasserstoffperoxid.

3 Kostenabschätzung

Es ist davon auszugehen, dass die Investitionskosten für die Aerobisierung mittels Wasserstoffperoxid gering sind, da – ähnlich wie bei der Sickerwasserrückführung – die handelsübliche Peroxidlösung in nicht mehr genutzte Deponiegasbrunnen oder in Rigolen oberflächlich versickert werden kann.

So wurde eine vorläufige grobe Kostenabschätzung vorgenommen für den Fall, dass der gesamte aus Wasserstoffperoxid freigesetzte Sauerstoff von Mikroorganismen genutzt wird:

Werden für eine Kostenschätzung die Kenngrößen der Deponie Kuhstedt [RITZKOWSKI UND STEGMANN, 2007], sowie ein Literpreis für 50-%iges Wasserstoffperoxid von 0,5 € zu Grunde gelegt, so errechnen sich für die Aerobisierung Kosten von etwa 3 Euro je Kubikmeter Abfall.

Diese Schätzung bewegt sich im Bereich der beispielsweise bei [HEYER ET AL., 2003] genannten Kosten für die Aerobisierung mittels Belüftung mit atmosphärischer Luft.

Die bisherigen Untersuchungsergebnisse sind Anlass dafür, die Lysimeterversuche in größerem Maßstab in unserem Hause fortzuführen.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Im Zuge der vorliegenden Arbeit sollte geprüft werden, ob sich Wasserstoffperoxid als Sauerstofflieferant für die Aerobisierung von Altdeponien eignet. Ggf. könnten mit dieser neuen Technik auch nachteilige Effekte der bisher erprobten Deponiebelüftung mit atmosphärischer Luft, wie Geruchsemissionen und Channeling, vermieden werden.

Hierfür wurden Lysimeterversuche durchgeführt, in welchen das Verhalten von älterem Deponiematerial sowohl unter anaeroben Bedingungen, als auch bei Lufteinblasung und bei der Zugabe von Wasserstoffperoxid (H₂O₂) in verschiedenen Konzentrationen verglichen wurde.

Die vier Lysimeter sind wie folgt zu charakterisieren:

Lysimeter 1: permanente Belüftung und wöchentliche Beschickung mit Wasser als Niederschlags-Simulation

Lysimeter 2: wöchentliche Beschickung mit 10-%iger H₂O₂-Lösung als Sauerstoffquelle und deren Wasseranteil als Niederschlag

Lysimeter 3: wöchentliche Beschickung mit 3-%iger H₂O₂-Lösung als Sauerstoffquelle und deren Wasseranteil als Niederschlag

Lysimeter 4: keine Sauerstoffzufuhr, jedoch wöchentliche Beschickung mit Wasser als Niederschlagssimulation (anaerobes Referenzlysimeter)

Aufgrund von Gas- und Sickerwasseranalysen konnte eine verstärkte aerobe Stoffwechselaktivität in den Lysimetern mit Belüftung und mit Gabe von 10-%igem Wasserstoffperoxid festgestellt werden.

Die Beschickung mit 3-%igem Wasserstoffperoxid schien für die Einstellung eines aeroben Milieus nicht ausreichend, das entsprechende Lysimeter zeigte in Gasentwicklung und Sickerwasserqualität ähnliche Tendenzen wie das ohne Sauerstoffzugabe betriebene anaerobe Referenzlysimeter.

Da die Lysimeter derzeit noch betrieben werden, konnte die Veränderung des AT4 der Abfallproben noch nicht ermittelt werden.

Über die Veränderung der Sickerwasserqualität kann insbesondere betreffend CSB beim derzeitigen Stand der Erkenntnis noch keine abschließende Aussage gemacht werden.

Eine überschlägige Kostenschätzung ergab beim Einsatz von 10-%igem Wasserstoffperoxid Aerobisierungskosten von ca. 3 € je Kubikmeter Deponievolumen. Dies ist der Bereich, in welchem auch die Kosten einer Aerobisierung mittels Belüftung liegen.

Fazit:

Die bisherigen Versuchsergebnisse zeigen die grundsätzliche Machbarkeit des neuen Verfahrens.

Zur Klärung offener Fragen, und um belastbare Aussagen über die Kosten des Verfahrens machen zu können, befinden sich Langzeitversuche mit Großlysimetern in Planung.

5 Literatur

- Heyer, K.-U. et al. 2003 Niederdruckbelüftung AEROflott zur aeroben in situ Stabilisierung - Technik, Kosten und Kostensenkungen in der Stilllegung und Nachsorge von Deponien. In: Fachtagung zur Deponieverordnung: Zeitablauf, Gebührenkalkulation, Technik. IB GmbH DeponieAnlagenbauStachowitz, Kiel.
- Hupe, K. und Ramthun, A. 2004 Infiltration und Niederdruckbelüftung: Verkürzte Deponienachsorge durch In-situ-Stabilisierung. In: WLB Wasser, Luft und Boden 5/2004, Seiten 54 bis 56.
- Ritzkowski, M. und Stegmann, R. 2007 Ergebnisse der aeroben in-situ-Stabilisierung der Altdeponie Kuhstedt – Betrieb, Emissionen, Laboruntersuchungen; Workshop in Rotenburg/Wümme.

Anschrift der Verfasser:

M.Sc. Piyathida Baingern,
Dipl.-Ing. Matthias Rapf,
Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert

Universität Stuttgart
Institut für Siedlungswasserbau,
Wassergüte- und Abfallwirtschaft
Bandtäle 2
D-70569 Stuttgart

Telefon: +49 (0)711 685 65438

E-Mail: [matthias.rapf\[at\]iswa.uni-stuttgart.de](mailto:matthias.rapf@iswa.uni-stuttgart.de)

Internet: <http://www.iswa.uni-stuttgart.de/afw/>

Schwachgaskonzepte anhand der Deponien Wörth, Mainz – Budenheim, Penig und Buckenhof

Wolfgang Horst Stachowitz

DAS – IB GmbH, LFG- & Biogas - Technology, Kiel

**Lean gas concepts of the landfills Wörth,
Mainz – Budenheim, Penig und Buckenhof**

1 Einleitung

Mit zunehmendem Deponiealter stabilisiert sich der Abfall, der biologische Abbau verlangsamt sich und kommt schließlich zum Erliegen, entsprechend geht die Deponiegasbildung zurück. Während dieses Prozesses ändert sich die Zusammensetzung des Deponiegases, der Methananteil nimmt ab und die Anteile von Kohlendioxid, Stickstoff und Sauerstoff nehmen zu. Deponierestgas ist also in der Regel ein Gasgemisch mit reduziertem Heizwert (Schwachgas), bei dem das Mischungsverhältnis der brennbaren Anteile (vor allem Methan) zu den inerten Anteilen (insbesondere Kohlendioxid und Stickstoff) gering ist.

Mit sinkendem Heizwert und abnehmenden Gaserträgen kann irgendwann das Deponiegas nicht mehr im Gas-Ottomotor verstromt werden und muss über eine Hochtemperaturfackel entsorgt werden. Diese hat wiederum ihre technischen Grenzen, so dass in der Endphase von Deponien bei weiter sinkendem Heizwert andere Verfahren zur Deponiegasbeseitigung gewählt werden müssen.

Unter Schwachgas wird ein Gas-Gemisch mit reduziertem Heizwert verstanden, d.h., das Mischungsverhältnis der brennbaren Anteile zu den inerten Anteilen ist gering.

Die Verfahren zur Schwachgasbehandlung lassen sich grundsätzlich in thermische und biologische Verfahren unterteilen. Bei den thermischen Verfahren wird das im Deponiegas enthaltene Methan unter Zuführung von Luftsauerstoff thermisch oxidiert. Dabei wird die thermische Zerfallsenergie von $O_2 + CH_4$ zu $CO_2 + H_2O$ ausgenutzt. Die biologischen Verfahren beruhen darauf, dass Bakterien das Methan und andere Inhaltsstoffe des Deponiegases als Energiequelle nutzen und somit unter definierten Bedingungen aufoxidieren bzw. dass der Deponiekörper durch eine forcierte aerobe Behandlung stabilisiert wird.

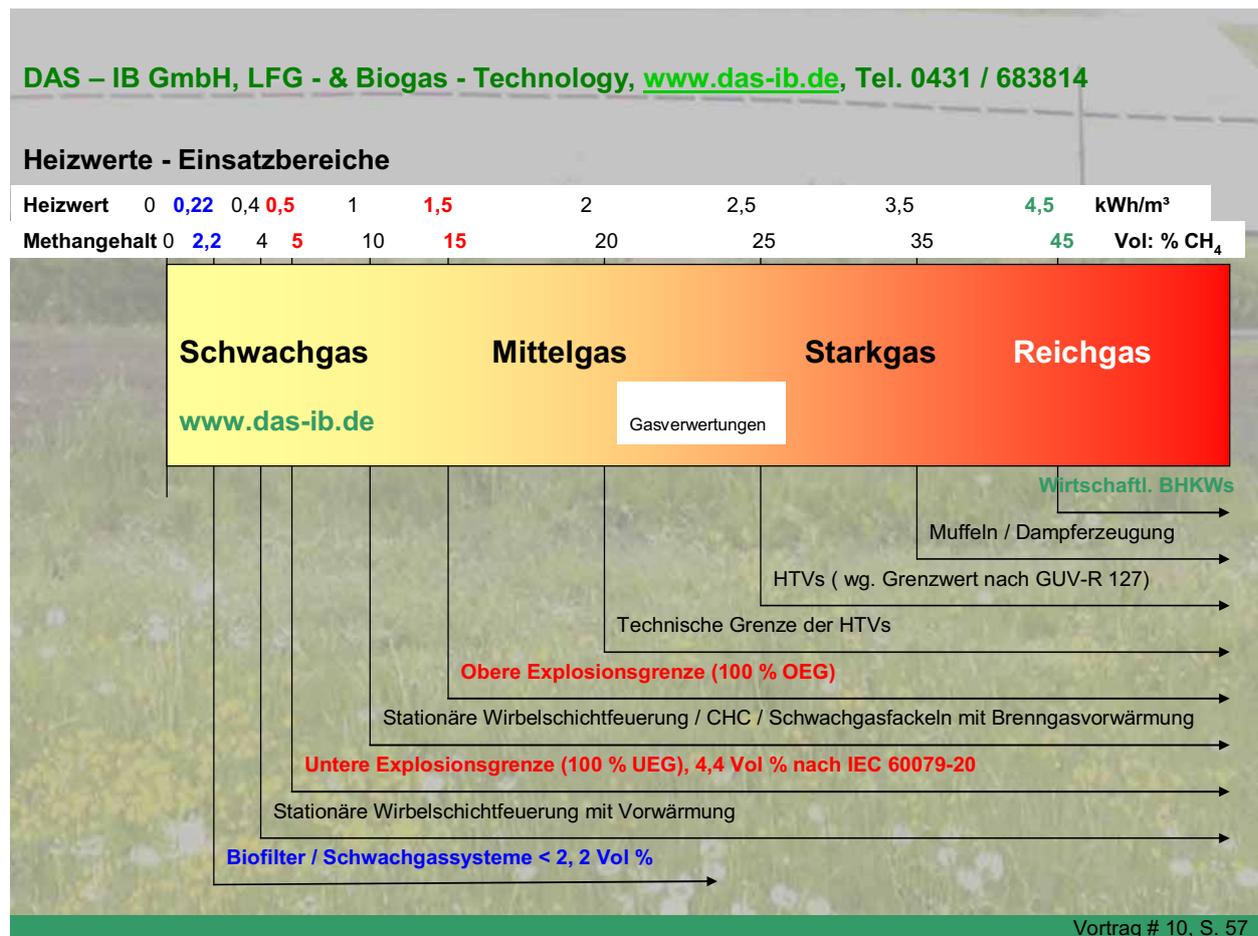


Abbildung 1: Gasnutzungen in Abhängigkeit des Heizwert im Rohgas

2 Überblick der Deponien

Tab.1: Überblick Deponien

Deponie	Wörth	MZ Budenheim	Bucken- hof	Penig
Bundesland	Bayern	Rheinland - Pfalz	Bayern	Sachsen
Ablagerungszeitraum	1981 - 1990	DA I und II 1965 - 1985	1964 - 1980	Alt 1967 - 1989 Neu 1990 - 2000
Ablagerungsfläche	ca. 38.000 m ²	130.000 m ²	80.000 m ²	ges. ca. 160.000 m ² Neu ca. 22000 m ²
Ablagerungsmächtigkeit(Durchschnitt)	ca. 20 m	ca. 40 m		
Ablagerungsmenge	380.000 Mg	8.555.418 Mg	1.100.000 Mg	
Ablagerungsvolumen		5.2 Mio. m ³	1,0 Mio. m ³	
Abfallarten	Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Bauabfälle	Hausmüll, hausmüllähnliche, Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Bauabfälle	Hausmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Sperrmüll, Bauabfälle	Hausmüll, hausmüllähnliche Minerale Abfälle, Sperrmüll, Bauabfälle
Oberflächenabdichtung ab	1990	1985	1980	1989
Art	Abdeckschicht aus bindigem Boden	bindigem Boden und teilweise Dichtungsboden		KDB, Kapillarschicht und bindiger Boden
Bereich ab	überall 2005	überall z.Z.	überall	alt 2000
Art	Oberflächenabdichtung	KDB		KDB, Kapillarschicht und bindiger Boden
Bereich	überall	überall		neu
Gasbrunnen	aktiv 9	31	Ursprünglich 24 Stück, aktuell 9 Stück	Aktiv 4

3 Deponie Wörth

3.1 Besonderheiten der Deponie Wörth

Die Deponie Wörth des Landkreises Miltenberg wurde in einer ehemaligen Tongrube errichtet.

Durch Setzungen bildeten sich Senken in der Deponieoberfläche, was zu einer hohen Infiltration von Niederschlag in den Deponiekörper führte. Teilweise wurden in der Deponie Sickerwasser-Stauhorizonte bis zu einer Höhe von ca. 14 m festgestellt, in Teilbereichen war / ist die Deponie jedoch annähernd trocken.

Die Sickerwasserfassung erfolgt über ein Drainagesystem sowie in Teilbereichen über Sickerwasserschächte mit Pumpentwässerung.

Da durch den Einbau einer Oberflächenabdichtung die Rahmenbedingungen für die Deponiegasproduktion und -fassung entscheidend verändert werden, sollte die Konzeption der Maßnahmen zur Gasbehandlung erst nach Abschluss der Arbeiten zur Oberflächenabdichtung erstellt werden, welche die DAS - IB GmbH aus Kiel für die Ingenieurgesellschaft für Bauwesen und Umwelttechnik mbH (ibu) im Mai 2007 als Subunternehmer erstellt hat.

3.2 Deponiegasdaten (Ist-Zustand)

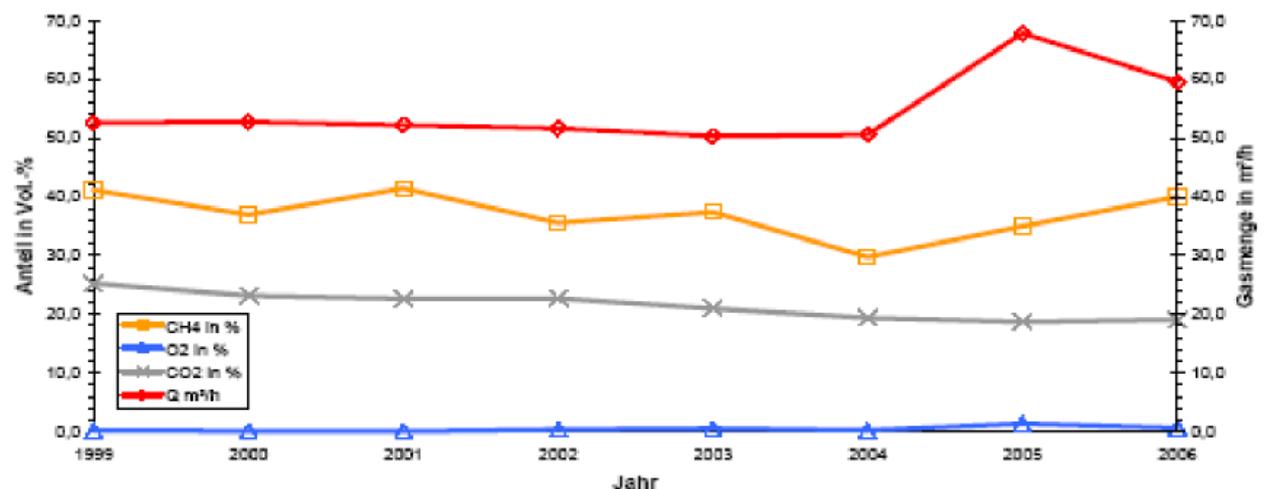


Abbildung 2: Entwicklung der gefassten Gasmenge und -qualität auf Basis der Jahresmittelwerte. Quelle: Darstellung DAS - IB auf Grundlage „Gaswerte Wörth 1999 - 2006“.

1990 wurde im Mittel ca. 450 m³/h Deponiegas mit einem Methangehalt von 42 Vol.-% gefasst. Aufgrund rückläufiger Gaserträge sind zurzeit nur noch 9 von 12 Gasbrunnen aktiv.

z.Z. wird das gefasste Deponiegas, etwa 50 m³/h, diskontinuierlich über eine Hochtemperaturverbrennung (HTV) entsorgt.

Die an den einzelnen Gasbrunnen gemessenen Deponiegaswerte zeigen, dass sich die Deponie in der Endphase der Gasproduktion befindet.

Aktuell besteht das Deponiegas im Wesentlichen durchschnittlich aus ca. 39 Vol.-% Methan und ca. 20 Vol.-% Kohlendioxid, der Sauerstoffgehalt liegt dabei unter 0,3 Vol.-%.

3.3 Deponiegasdaten (voraussichtliche Entwicklung)

Für die Prognose der Entwicklung der Gasmengen werden üblicherweise unterschiedliche Modelle herangezogen. Ein Vergleich der prognostizierten Gaserträge der Deponie Wörth, nach dem Modell von Rettenberger und Tabasaran (RETTENBERGER 1992) und dem Modell von Weber (WEBER 1990), sowie den tatsächlich gemessenen Daten ist in Abbildung 3 dargestellt.

Da das Modell von Weber für offene Deponien bessere Ergebnisse erzielt und das Modell von Rettenberger bessere Ergebnisse für abgedichtete Deponien prognostiziert (vgl. SCHNAPKE 2006), kann davon ausgegangen werden, dass sich die Deponiegasmengen nun nach der installierten Oberflächenabdichtung auf der Deponie Wörth eher gemäß dem neuen Gasprognosemodell nach Rettenberger verhalten werden. Dies bedeutet, dass die Gaserträge schneller fallen werden, als dies bisher der Fall war.

Es wird darauf hingewiesen, dass aufgrund der Datenlage eine genaue Prognose nicht möglich war und die ermittelten Werte nur zur groben Orientierung dienen. Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass innerhalb der nächsten 10 bis 15 Jahre der Deponiegasertrag auf 25 m³/h sinken wird, bezogen auf einen Methangehalt von 50 Vol.-% und eine kontinuierliche Absaugleistung.

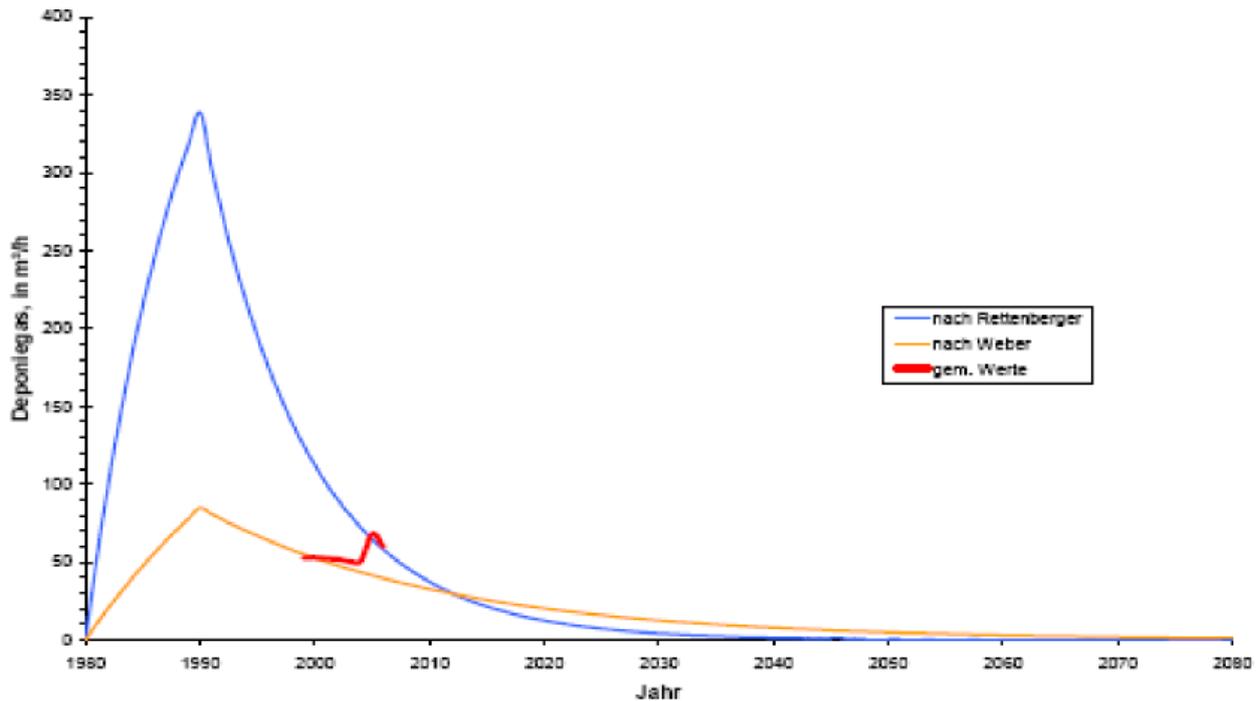


Abbildung 3: Entwicklung der Deponiegaserträge nach verschiedenen Modellen im Vergleich zu den gemessenen Werten

Eine Extrapolation der Gasmesswerte der Jahre 1999 bis 2006, in Abbildung 4 dargestellt, zeigt, dass der Anteil an Methan im Deponiegas in den nächsten 10 bis 15 Jahren nicht unter 25 Vol.-% fällt.

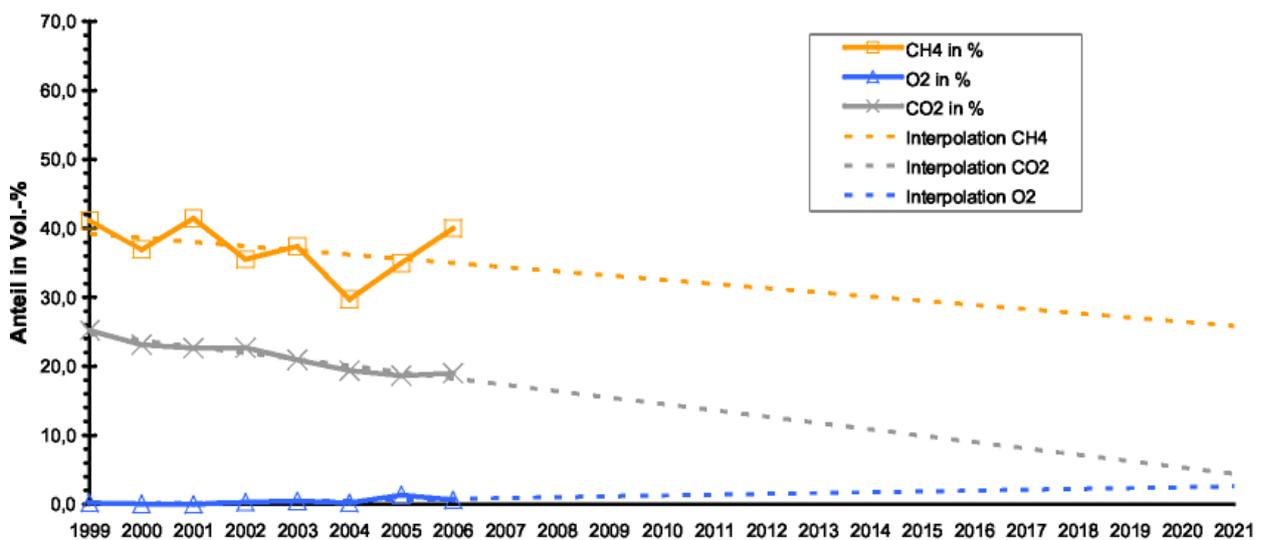
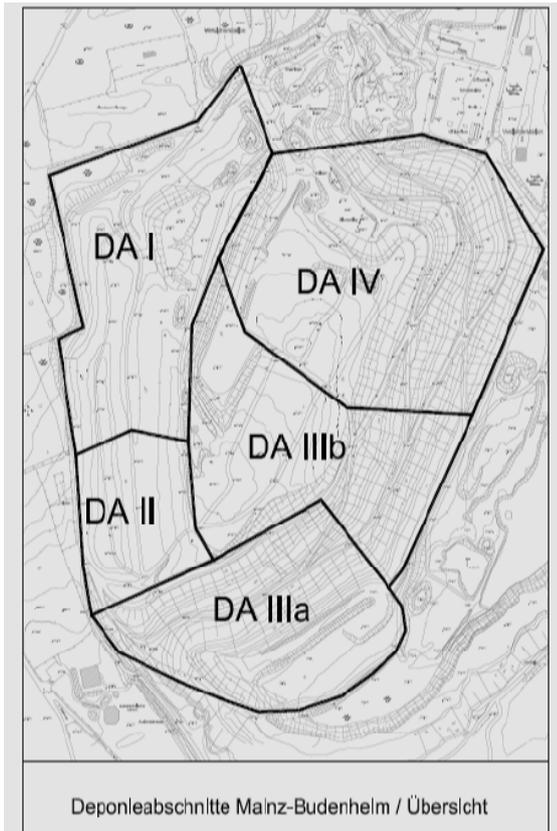


Abbildung 4: Extrapolierte Anteile am Deponiegas der Gase CH₄, CO₂ und O₂

Um der Verpflichtung einer umweltgerechten Beseitigung des anfallenden Deponiegases nachzukommen, ist daher für die Zukunft eine geeignete Deponiegasbehandlung vorzusehen, welche auch Methangehalte von < 25 Vol.-% und bei ≤ 50 m³/h entsorgt.

4 Deponie Mainz Budenheim

4.1 Besonderheiten Deponie Mainz Budenheim



- Die Deponie des Entsorgungsbetrieb der Stadt Mainz besteht aus 4 Deponieabschnitte mit einer Gesamtfläche von ca. 210.000 m² und einer Gesamteinlagerungsmenge von 11.742.462 Mg
- Die DA I und II werden durch 1982, 1993 und 2006 installierte Vertikalbrunnen abgesaugt.
- Für die Ableitung der abgesaugten Deponiegase besteht eine separate Gassammelleitung, welche an die jeweiligen Verdichtern angeschlossen ist und zu den Entsorgungseinheiten (BHKW, Muffel, Fackel) führt.
- Für die DA I und II ist in der Nachsorgephase ein Freizeit- und Erholungsgebiet (Golfplatz) geplant, welches z.Z. umgesetzt bzw. schon gebaut wird.

Abbildung 5: Übersicht Deponieabschnitte [Entsorgungsbetrieb Mainz 2007]

Sowohl eine liegende Muffel als auch eine Notfackel sind z.Z nicht mehr in der Lage, das Deponieschwachgas aufgrund des zu geringen Methangehaltes bzw. der zu geringen Deponiegasmenge zu verwerten.

Die DAS – IB GmbH wurde im Herbst 2007 beauftragt, eine Konzeption zur Schwachgasbehandlung für das in den DA I und II entstehenden Deponiegas und für den Umbau der vorhandenen Technik zu erstellen. Die Konzepte zur Umsetzung wurden der AGin in zwei Bearbeitungsphasen im Dez. 2007 und Jan. 2008 übergeben.

4.2 Deponiegasdaten (IST – Zustand)

Für den Zeitraum 1983 bis 2006 ist der Verlauf der Absaugmengen insgesamt sehr stark fallend (vgl. Abb. 6).

Die Deponiegasmenge (aus DA I und II) im Jahre 2006 liegt bei 230.200 m³ bzw. 26,64 m³/h.

Aufgrund der zur Verfügung stehenden Daten, ist nur eine grobe Einschätzung der qualitativen Deponiegaszusammensetzung möglich. Bei Betrachtung des Verlaufs der Deponiegaszusammensetzung in Abhängigkeit von der Zeit nach Rettenberger & Mezger (1992), befindet sich die Deponie MZ - Budenheim mindestens in der Phase V (Langzeitphase), eher aber in einer späteren Phase VI (Lufteindringphase) der insgesamt IX Phasen.

4.3 Deponiegasdaten (Voraussichtliche Entwicklung)

Für die Deponie Budenheim wurde wie bei der Deponie Wörth auf verschiedene Deponiegas-Prognose-Modelle mit Anpassungen an den Standort, durch eigene Erfahrungen sowie die Kombinationen der Modelle miteinander angewandt.

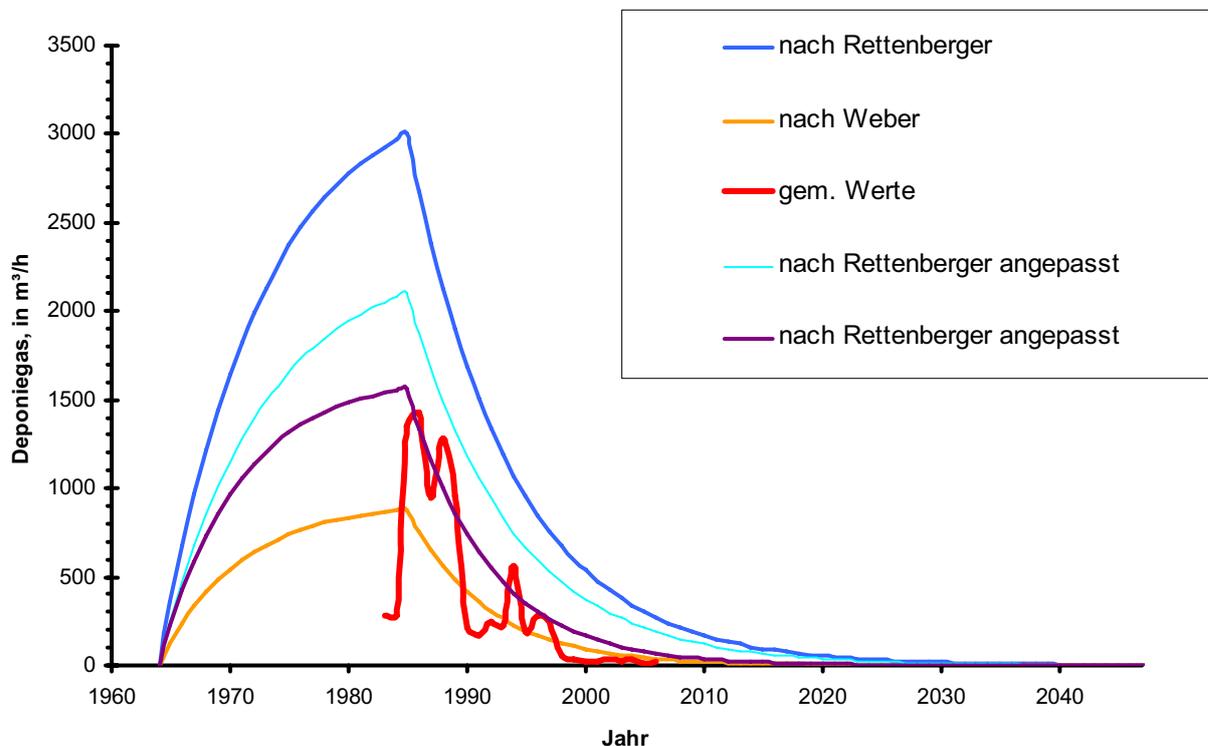


Abbildung 6: Entwicklung der Deponiegaserträge nach verschiedenen Modellen im Vergleich zu den gemessenen Werten

Wir konnten feststellen, dass die angewendeten und angepassten Modelle nicht ohne weiteres in der Lage sind, den „gemessenen Verlauf“ wiederzugeben.

Wir sind zudem immer vom „schlechtesten Fall“ ausgegangen, d.h. der kürzeste Zeitraum, in der der Methangehalt < 10 Vol.-% wird. Bei der Deponie MZ - Budenheim wäre das nach einem Modell von Rettenberger 2016. Wir gehen davon aus, dass innerhalb

der nächsten 8 Jahre der Deponiegasertrag nicht auf $< 10 \text{ m}^3/\text{h}$ sinken wird, bezogen auf einen Methangehalt von ca. 25 Vol.-% und einer kontinuierlichen Absaugleistung.

Um der Verpflichtung einer umweltgerechten Beseitigung des anfallenden Deponiegases nachzukommen, ist daher für die Zukunft eine geeignete Deponiegasbehandlung vorzusehen. Die hierfür in Frage kommende Technik ist a) die so genannte Schwachgastechnik, die auf die Verwertung / Entsorgung von niederkalorischen Gasgemische spezialisiert ist oder b) verbesserte HTVs mit ggfs. einem Stützgasbetrieb.

5 Deponie Buckenhof

5.1 Besonderheiten Deponie Buckenhof

Die Deponie Buckenhof unterliegt der Stadt Erlangen und wurde von 1964 bis 1980 betrieben. In diesem Zeitraum wurden ca. $1.000.000 \text{ m}^3$ Abfälle abgelagert. [UMWELTAM STADT ERLANGEN 1990]

Laut Sperl 2004 [ZVA Erlangen 2007] beträgt die verfüllte Abfallmenge 1,1 Mio. t, wovon 550.000 t gasproduktionsrelevant sind.

Seit Herbst 2005 betreut der ZVA ER-ERH die Deponieentgasungsanlage im Auftrag der Stadt Erlangen. Ursprünglich wurden 24 Gasbrunnen zur Fassung des Deponiegases betrieben und ab Ende 1986 ca. $300 - 400 \text{ m}^3/\text{h}$ Deponiegas gefasst.

Die rückläufigen Gaserträge, hervorgerufen durch zunehmende biologische Inaktivität, führten dazu, dass bei einer Messung am 30. VII. 2007 nur noch 9 Gasbrunnen einen Gasertrag von mehr als $3 \text{ m}^3/\text{h}$ Deponiegas je Gasbrunnen hatten. Das gefasste Deponiegas, welches sich von Januar bis August 2007 auf ca. $40 \text{ m}^3/\text{h}$ beläuft, wird über eine Deponiegasfackel diskontinuierlich entsorgt. Bis Mitte 2006 fand keine kontinuierliche Absaugung statt.

Mit Beginn der kontinuierlichen Absaugung stiegen die Werte zeitweise auf mehr als $80 \text{ m}^3/\text{h}$, fielen jedoch im Winter 2006/07 bis auf $30 \text{ m}^3/\text{h}$ ab.

Die Deponie ist abgedeckt und rekultiviert.

5.2 Deponiegasdaten (IST - Zustand)

Nach Baumaßnahme an den Brunnenköpfen und Rohrleitungen im Mai und im Juni 2007 wurden Werte um die $40 \text{ m}^3/\text{h}$ mit einem Methangehalt von rund 40 Vol.-% erreicht. Die nach den Baumaßnahmen geförderten Spitzenmengen gehen auf Staugas zurück, welches u.a. durch die Gasqualität zu diesen Zeitpunkten (siehe Abbildung 7) bestätigt wird.

Im Juli 2007 bestand das Deponiegas durchschnittlich aus 40,8 Vol.-% Methan und 28,3 Vol.-% Kohlendioxid. Der Sauerstoffgehalt liegt dabei unter 0,3 Vol.-%.

Die Abbildung 8 zeigt den Zusammenhang zwischen gefasster Gasmenge und Gasqualität.

Wird der abgesaugte Volumenstrom erhöht, sinkt mit einer gewissen Verzögerung der Methangehalt des Deponiegases. Eine Reduzierung der Volumenströme führt dann im Gegenzug wieder zu steigenden Methangehalten.

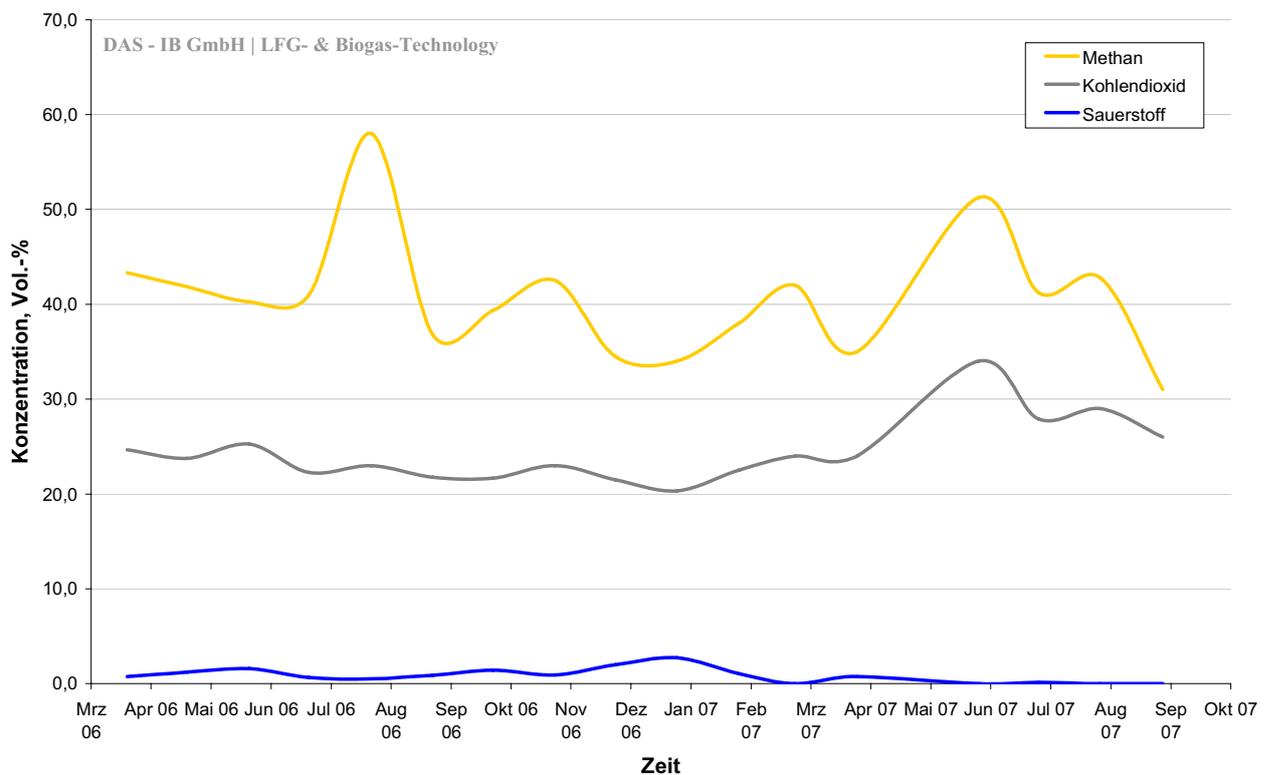


Abbildung 7: Verlauf der Deponiegaszusammensetzung der Deponie Buckenhof auf der Basis von Monatsmittelwerten einzelner Messungen. Quelle: Eigene Darstellung auf Grundlage „Messwerte Deponiegasqualität und -quantität“.

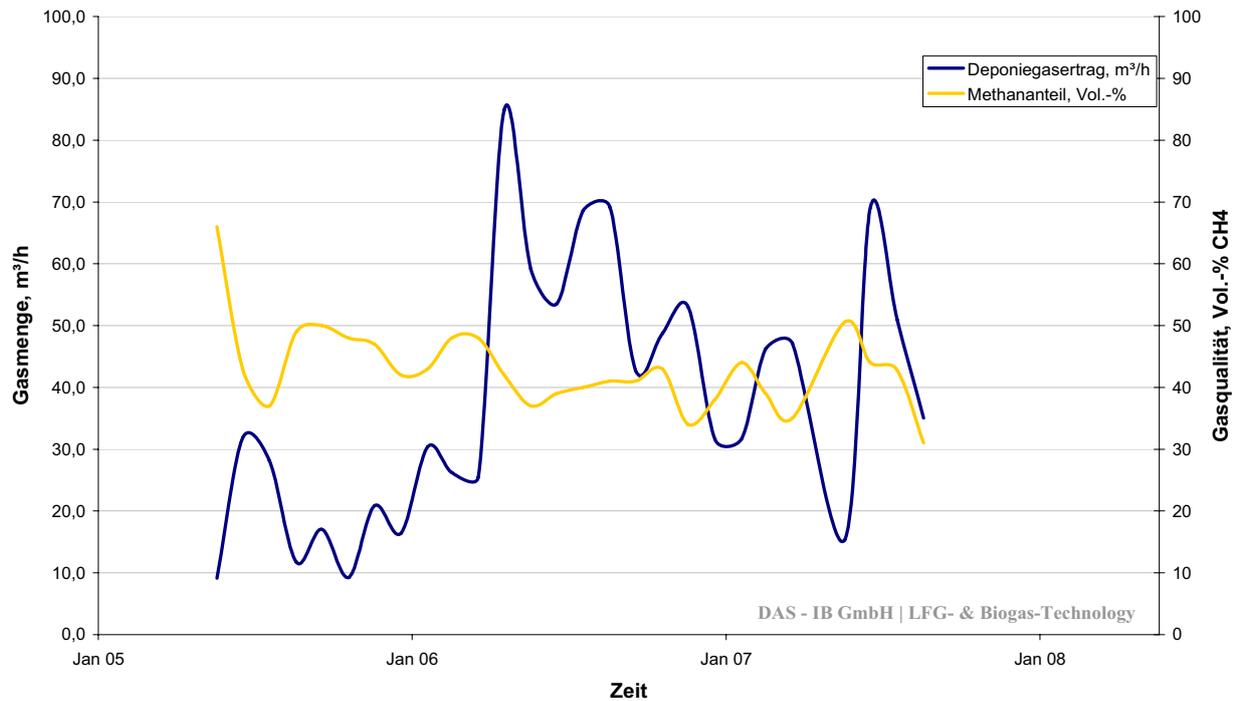


Abbildung 8: Entwicklung der gefassten Gasmenge und -qualität auf Basis von Monatsmittelwerten. Quelle. Eigene Darstellung auf Grundlage „Messwerte Deponiegasqualität und -quantität“.

5.3 Deponiegasdaten (Voraussichtliche Entwicklung)

Für die Prognose der Entwicklung der Gasmengen für die Deponie Buckenhof werden ebenfalls die Modelle von Tabasaran / Rettenberger (RETTENBERGER 1992) und das Modell von Weber (WEBER 1990) herangezogen. Da die Deponie, wie zu Anfang erwähnt, nicht über eine Oberflächenabdeckung nach DepVo verfügt, greift hier das Modell von Weber zur Gasprognose.

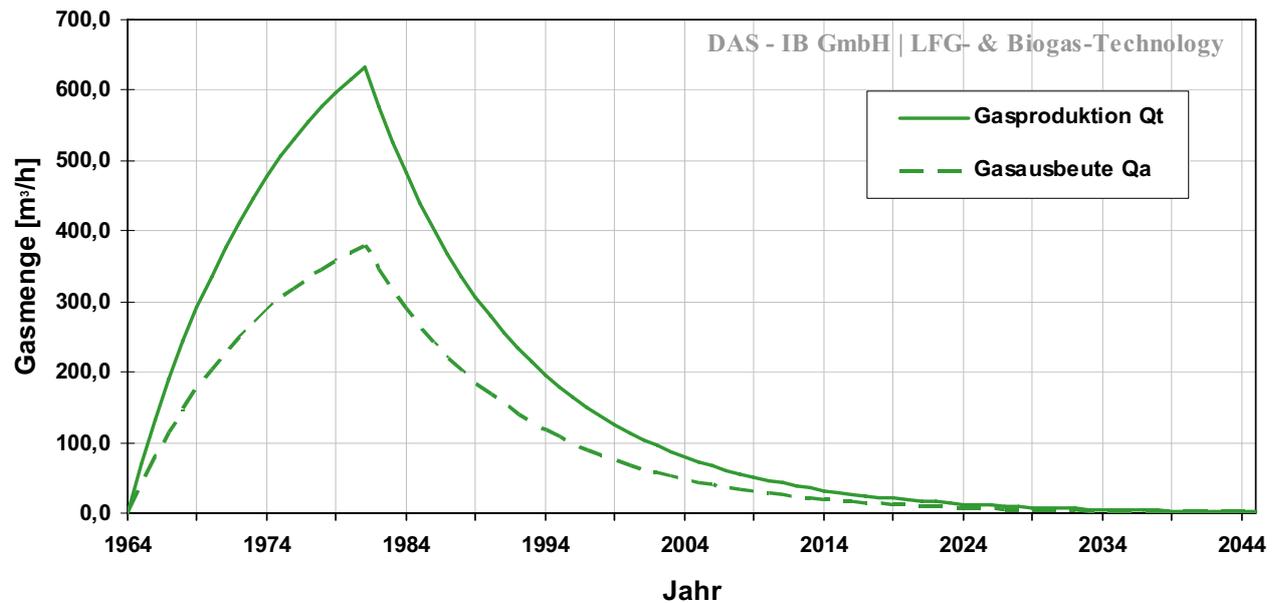


Abbildung 9: Prognostizierte Deponiegasproduktion und -ausbeute (bei einer angenommenen Effizienz des Fassungssystems von 60 % und einem CH₄-Gehalt von 50 Vol.-%) der Deponie Buckenhof, basierend auf dem Modell Weber.

Aufgrund des Vergleiches der prognostizierten Deponiegaserträge und der tatsächlich gefassten Deponiegasmengen kann davon ausgegangen werden, dass der Deponiegasertrag innerhalb der nächsten 10 Jahre auf schätzungsweise 20 m³/h sinken wird, bezogen auf einen Methangehalt von 40 Vol.-% und eine kontinuierliche Absaugleistung.

Die Entwicklung des Methananteils im Deponiegas kann aus den Prognosen über Mengenentwicklung nicht hergeleitet werden, da weitere Einflussfaktoren, wie beispielsweise der übersaugungsbedingte Anteil der Umgebungsluft am Deponiegas und das Verhalten der Biologie nicht abzuschätzen sind.

Um der Verpflichtung einer umweltgerechten Entsorgung des anfallenden Deponiegases nachzukommen, ist daher für die Zukunft eine geeignete Deponiegasverwertung oder -behandlung vorzusehen.

6 Deponie Penig

6.1 Besonderheiten Deponie Penig

Betreiber der Deponie war ab 1991 der Landkreis Rochlitz bzw. ab 1994 der Landkreis Mittweider.

Seit 1996 unterliegt der Betrieb und die Stilllegung sowie Nachsorge des Standortes des Abfallwirtschaftsverband Chemnitz (AWVC).

Der Deponiestandort gliedert sich in einen Alt- und in einen Neubereich, wobei der Altbereich von 1967 bis 1989 betrieben wurde. Im Anschluss daran wurde von 1990 bis 1997 der Neubereich erschlossen und zur Abfallablagerung genutzt.

In diesem Zeitraum wurden im Neubereich insgesamt ca. 250.000 t Abfälle aus dem Einzugsgebiet des Landkreises Mittweider abgelagert.

Der Deponiestandort liegt ca. 1 km nördlich der Stadt Penig auf dem Gelände einer ehemaligen Kiessandgrube. Das Gelände der Grubendeponie umfasst insgesamt (Alt- und Neukörper) ca. 16 ha, wobei der Neubereich eine Fläche von 2,2 ha hat. Der Standort befindet sich in einer Höhe von 273 m ü. HN im nördlichen und bis 234 m ü. HN im südlichen Bereich.

Vor Beginn der Abfallablagerung im Neubereich wurde der dort vorhandene Boden soweit abgetragen, dass im Untergrund überwiegend bindiges Material anstand. Hydrologisch betrachtet ist nicht mit ausgeprägten Grundwasserleitern zu rechnen.

Da lediglich der Neubereich der Ablagerung Gegenstand unserer Untersuchung ist, beschreibt im folgenden der Begriff „Deponie Penig“ ausschließlich den Neubereich der Ablagerung.

6.2 Deponiegasdaten (Ist - Zustand)

Der Neukörper der Deponie hat 5 Gasbrunnen, wovon heute noch 4 besaugt werden.

Die Verbrennung des Deponiegases über die Hochtemperatur-Fackel erfolgt diskontinuierlich. Im Deponiegas reichert sich während der Stillstandphase ein Methan-Anteil von 75 Vol.-% an. Bei der anschließenden Verbrennung über die HTV sinkt dieser Wert jedoch rapide ab, bis nach kurzer Zeit der Methan-Anteil für eine Verbrennung nicht mehr ausreicht.

Während der Verbrennungsphase besteht ein konstanter Volumenstrom von 10-15 m³/h Deponiegas.

Aufgrund der diskontinuierlichen Betriebsweise steht das Deponiegas lange mit dem Wasser im Deponiekörper im Kontakt. Dies führt dazu, dass das Kohlenstoffdioxid im erhöhten Maße absorbiert werden kann, sodass ein relativ hohes CH₄/CO₂ Verhältnis von rund 2,9 vorherrscht [SCHNAPKE 2006].

Für das Jahr 2009 ist der Bau einer Photovoltaik-Anlage geplant, um die freistehenden Flächen der Deponie sinnvoll zu nutzen.

6.3 Deponiegasdaten (Voraussichtliche Entwicklung)

Bei der Betrachtung der Entwicklung der Deponie Penig bis 2030 dient als Quelle u.a. die Diplomarbeit von Frau Schnapke aus dem Jahr 2006. Die Gasprognosen basieren sowohl auf der Berechnung nach Tabasaran / Rettenberger (RETTENBERGER 1992), als auch nach Weber (WEBER 1990).

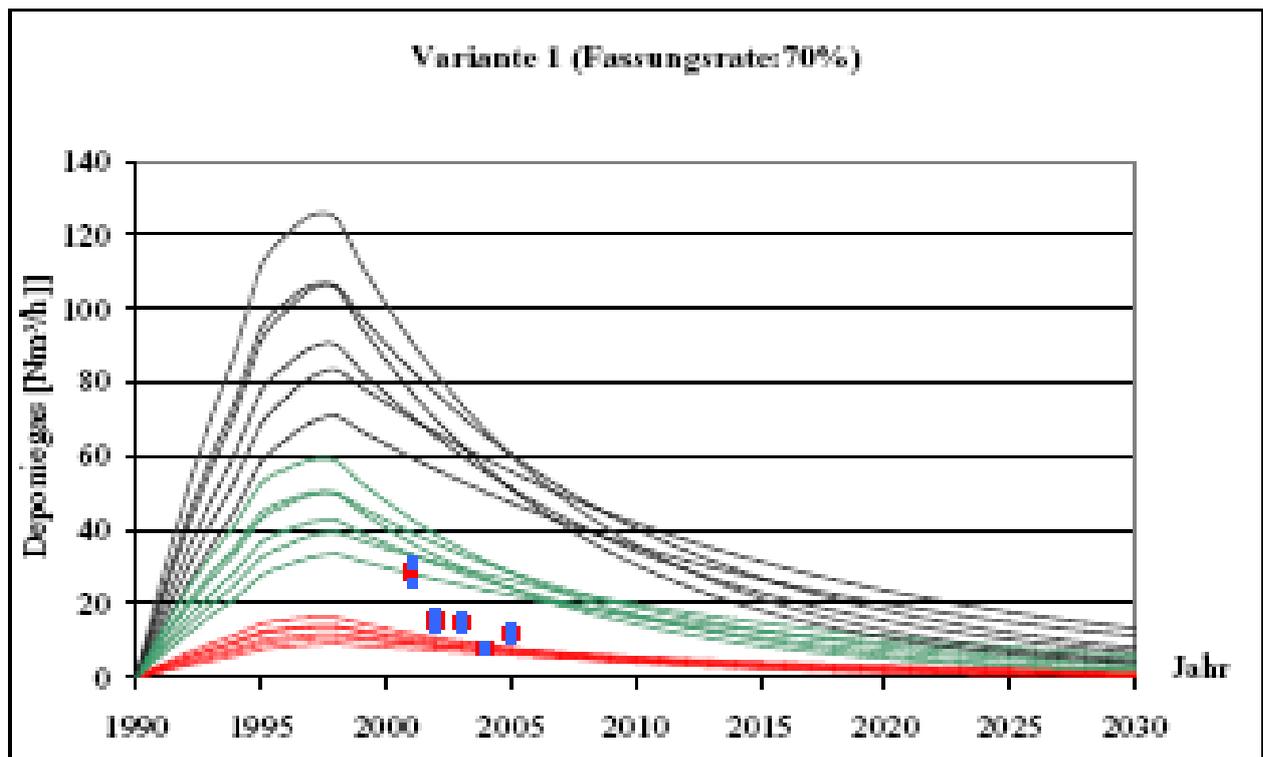


Abbildung 10: Gasprognose nach Tabasaran / Rettenberger für die Deponie Penig

Die Abbildung 10 stellt die Gasprognose nach Tabasaran / Rettenberger (RETTENBERGER 1992) dar.

Die rot markierten Funktionsgraphen beschreiben die Ergebnisse für einen Wassergehalt von 30 %. Die Grünen Funktionsgraphen stehen für Gasvolumenströme bei einem Wassergehalt von 40 % und die schwarzen für Gasvolumenströme bei einem Wassergehalt von 50 %.

Hierbei ist zu erkennen, dass das Maximum der Gasproduktion im Jahr 1998 lag, drei Jahre bevor eine Oberflächeabdichtung aufgebracht wurde.

Zudem ist ersichtlich, dass der Wassergehalt im Deponiekörper zwischen 30 und 40 % als realistisch anzunehmen ist.

Folgend wird die Gasprognose nach dem Modell von Weber aufgezeigt.

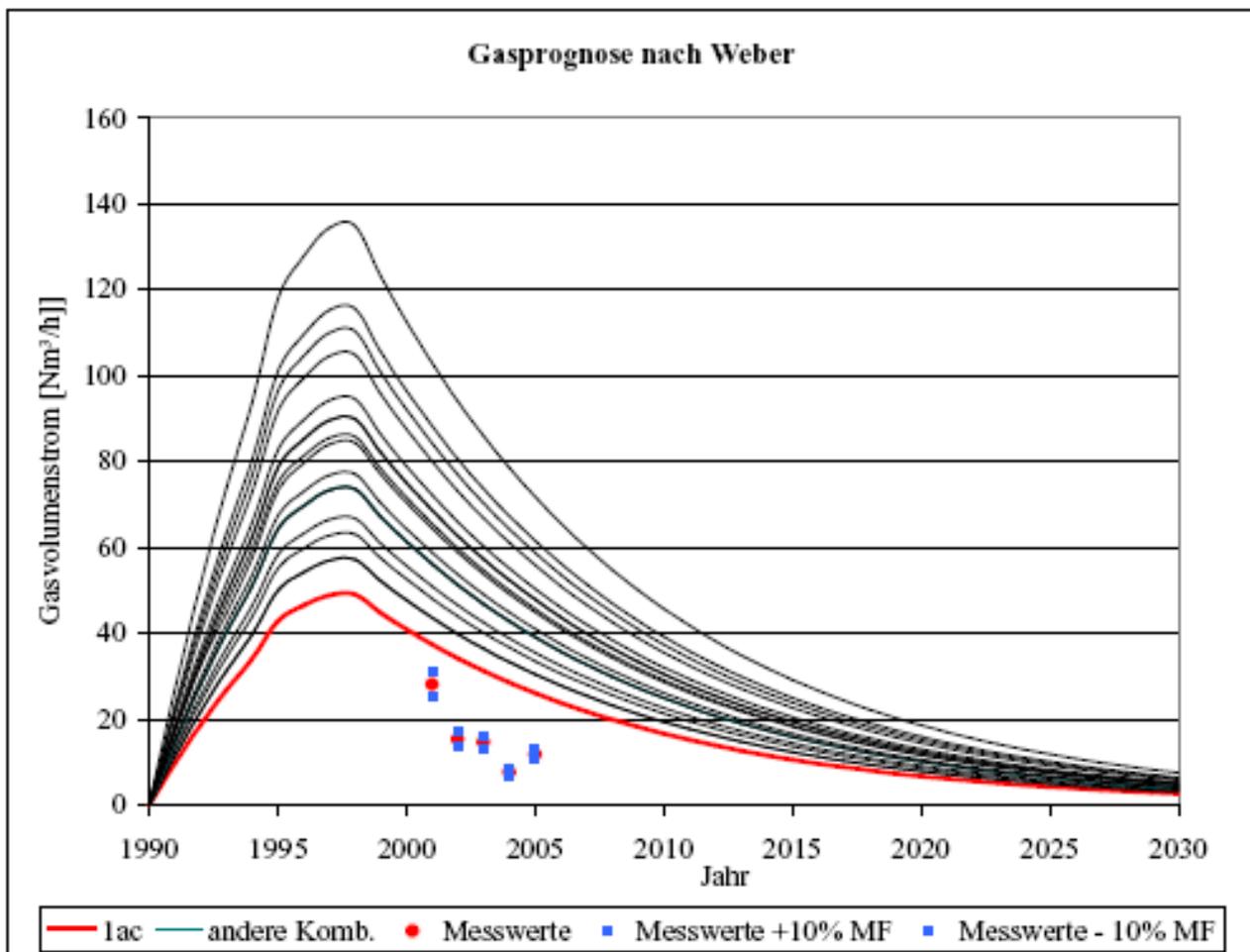


Abbildung 11: Gasprognosen nach Weber für die Deponie Penig

Die Abbildung 11 zeigt die Gasprognosen nach Weber (WEBER 1990) für die Deponie Penig

Auch hier fällt das Maximum der Gasproduktion auf das Jahr 1998.

Die Parameterkombination mit der größten Annäherung an die tatsächlich gemessenen Gasvolumenströme ist im Diagramm als roter Funktionsgraph dargestellt.

Bei den beiden Modellen ist zu beachten, dass Gaswerte auf der Deponie lediglich in einem Zeitraum von 5 Jahren gemessen wurden, von 2001 bis 2005. Dies bedeutet, dass aufgrund des kleinen Zeitraumes theoretisch keine verlässliche Datenbasis für einen Vergleich vorhanden ist. Zudem muss berücksichtigt werden, dass die Messungen in einem Zeitraum nach erfolgter Oberflächenabdeckung erfolgten. Dies hat Einfluss auf die Halbwertszeit des Abfalls, da es nach Aufbringung einer Oberflächenabdichtung durch Wassermangel zu einer Art „Trockenstabilisierung“ kommt und damit zu einer Verlängerung der Halbwertszeit des Abfalls.

Nach Betrachtung beider Modelle und Beachtung unterschiedlicher Rahmenbedingen und Fehlerfaktoren lässt sich folgende Prognosetabelle für die Gasvolumenströme bis 2030 für die Deponie Penig darstellen.

Tab.2: Gasvolumenströme der modifizierten Gasprognose für die Deponie Penig [Schnapke 2006]

Jahr	Deponiegas _{Sorig.} [Nm ³ /h]	Jahr	Deponiegas _{Sorig.} [Nm ³ /h]
2006	11,0	2019	3,0
2007	9,9	2020	2,7
2008	9,0	2021	2,5
2009	8,1	2022	2,2
2010	7,4	2023	2,0
2011	6,7	2024	1,8
2012	6,0	2025	1,6
2013	5,5	2026	1,5
2014	4,9	2027	1,3
2015	4,5	2028	1,2
2016	4,0	2029	1,1
2017	3,7	2030	1,0
2018	3,3		

7 Thermische Verfahren zur Deponieschwachgasbehandlung

Grundsätzlich kann davon ausgegangen werden, dass Deponiegas mit einem Methangehalt von über 25 Vol.-% über Hochtemperaturfackeln zuverlässig entsorgt wird. Bei geringeren Methangehalten muss zusätzliche Energie zugeführt werden, damit eine vollständige Oxydation des Methans erreicht wird oder eine andere Technik (Schwachgastechnik) verwendet werden.

Derzeit geben die verschiedene Hersteller hier unterschiedliche Mindestqualitäten und Quantitäten für das Rohgas mit minimaler Feuerungsleistung an. Wir gehen daher davon aus, dass bei weiterer und stärkerer Marktnachfrage noch Optimierungen (technisch + kaufm.) durch die Hersteller möglich sind.

7.1 Kohlenstoff-Converter

Der Kohlenstoff - Converter (CHC) von LAMBDA ist ein Oberflächenbrenner auf Basis eines Metallgewebes. Deponiegas wird mit Luft gemischt und über einen Zerstäuber durch ein heißes Metallgewebe gedrückt, an dessen Oberfläche die Oxidation des Deponiegases erfolgt.

CHC - Anlagen können zwischen ca. 17 und 170 m³/h Deponiegas beseitigen, bei einem Methangehalt von über 8 Vol.-% funktioniert das Verfahren autotherm. Optional kann Stützgas zur Beseitigung von geringeren Methangehalten verwendet werden. [PARRAGI, ESCHEY UND HAUBRICHS 2008]

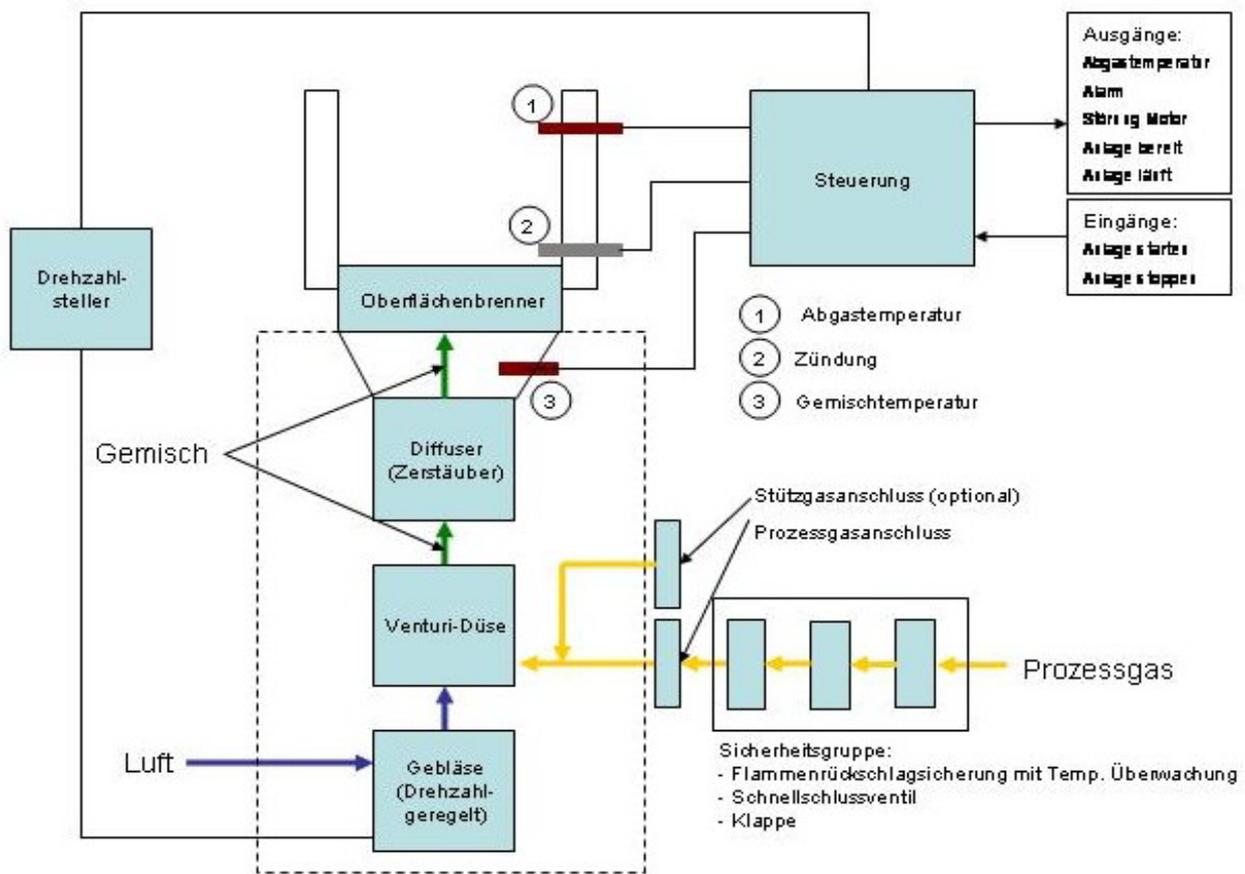


Abbildung 12: Funktionsschema des LAMBDA Kohlenstoff - Converters (CHC), die Gasförderung und -analyse muss bauseits gestellt werden [PARRAGI, ESCHEY UND HAUBRICHS 2007]

Seit Mitte 2008 bietet die Firma Firma UMAT (neu: Roediger BioEnergie GmbH) ebenfalls eine bauähnliche Schwachgasfackel an. Der wesentliche Unterschied zu LAMBDA besteht nach Herstellerangaben in der Verwendung von Keramikbauteilen anstatt des Edelstahlbrennereinsatz.

7.2 Schwachgasfackeln

Die Schwachgasfackeln von C-nox, C-DEG und HAASE können autotherm, d.h. ohne Stützgas, Deponiegas bis unter 10 Vol.-% Methan verbrennen. Ermöglicht wird dies durch die regenerative Vorwärmung der Verbrennungsluft mittels Abgas-Luft-Wärmetauscher. Unterhalb von 10 Vol.-% Methan kann der Betrieb durch Stützgaszugabe gewährleistet werden.

Diese Schwachgasfackeln können in der Größe (d.h. thermische Leistung) individuell an den Standort angepasst werden.

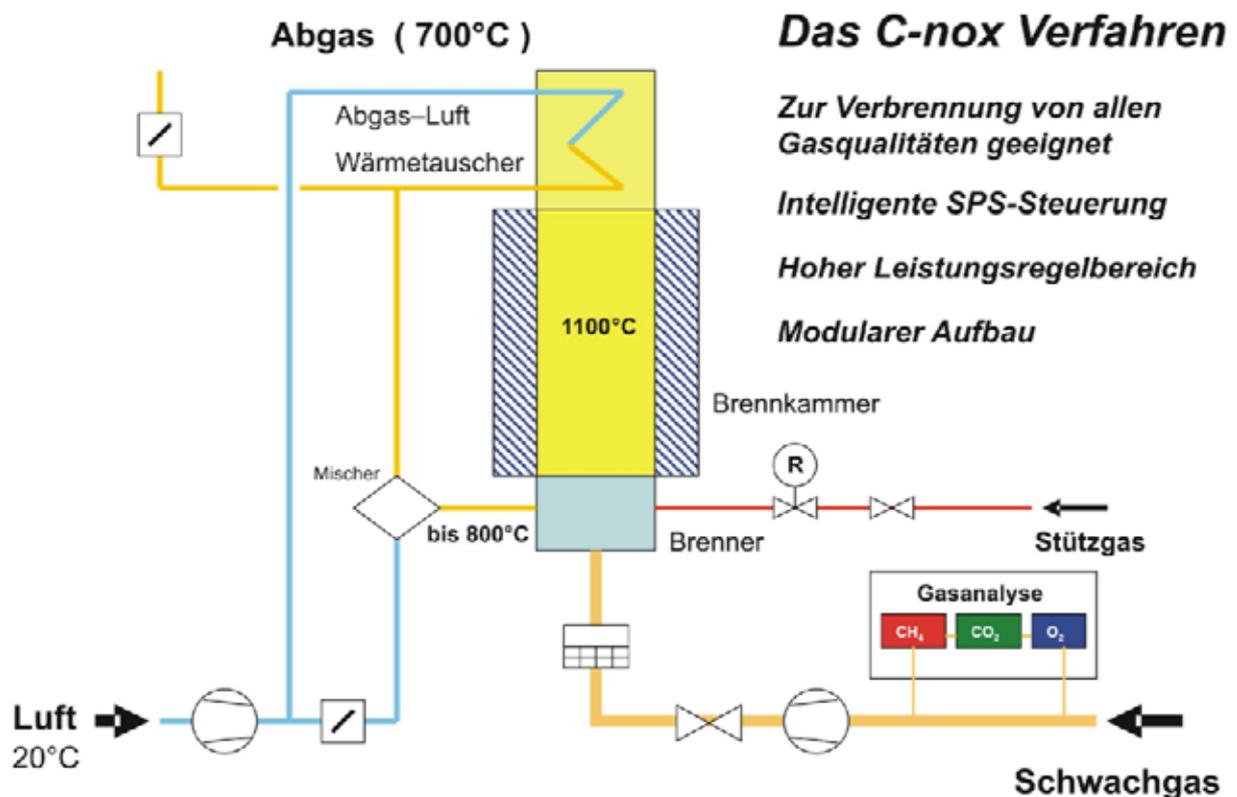


Abbildung. 13: Funktionsschema der C-nox Schwachgasfackel [HEGEMANN UND KÜGLER 2007]

7.3 Stationäre Wirbelschichtfeuerung

Grundlage des Verfahrens von ES+S ist die Wirbelschichtverbrennung, bei der das Deponiegas in ein fluidisiertes Wirbelbett aus heißen mineralischen Partikeln geleitet wird, an deren Oberfläche sich die Oxidation der organischen Inhaltsstoffe des Deponiegases vollzieht. Die Deponiegasentsorgung ist mit diesem Verfahren bis zu einem Methangehalt von 7 Vol.-% möglich [ES+S 2007].

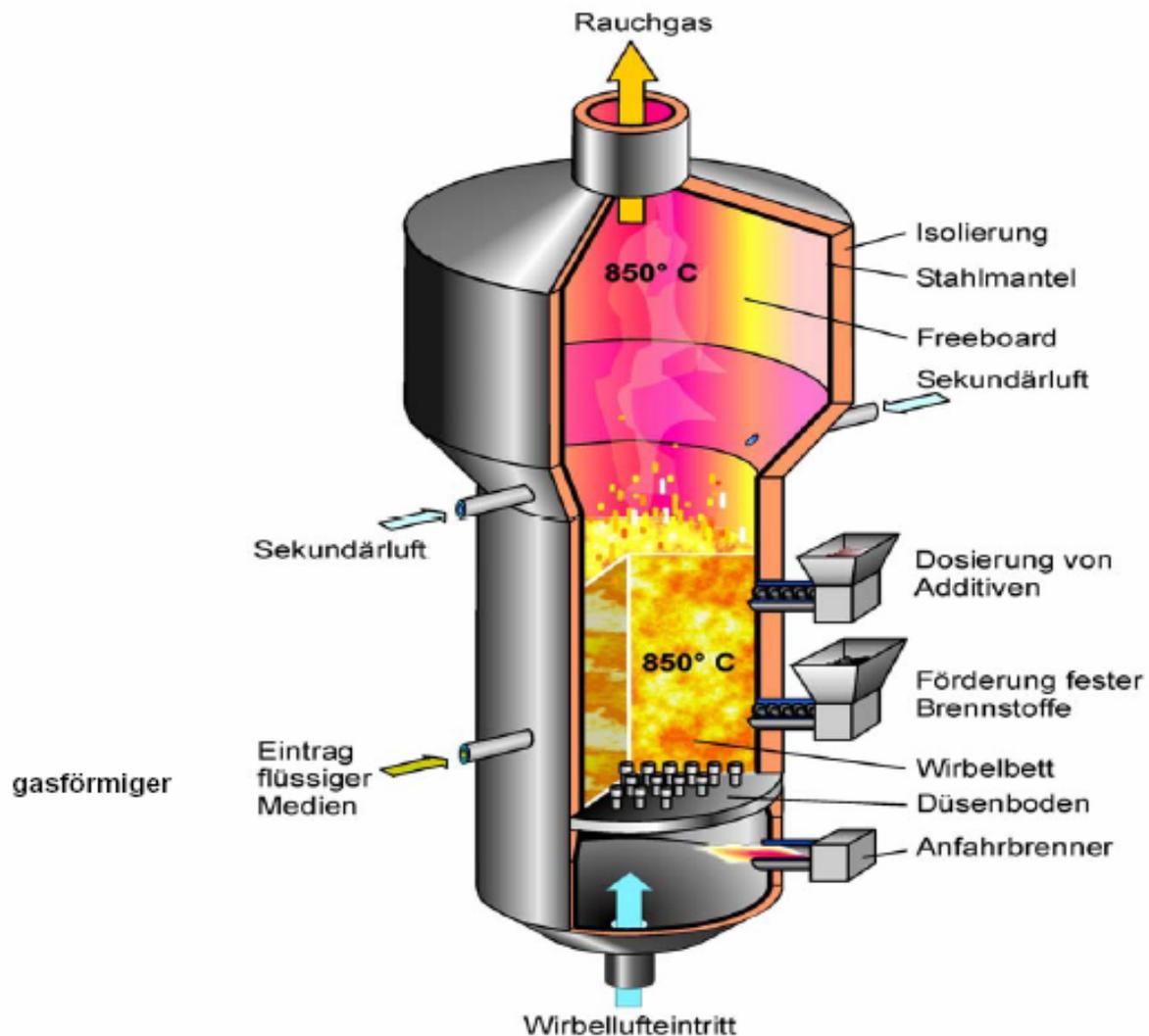
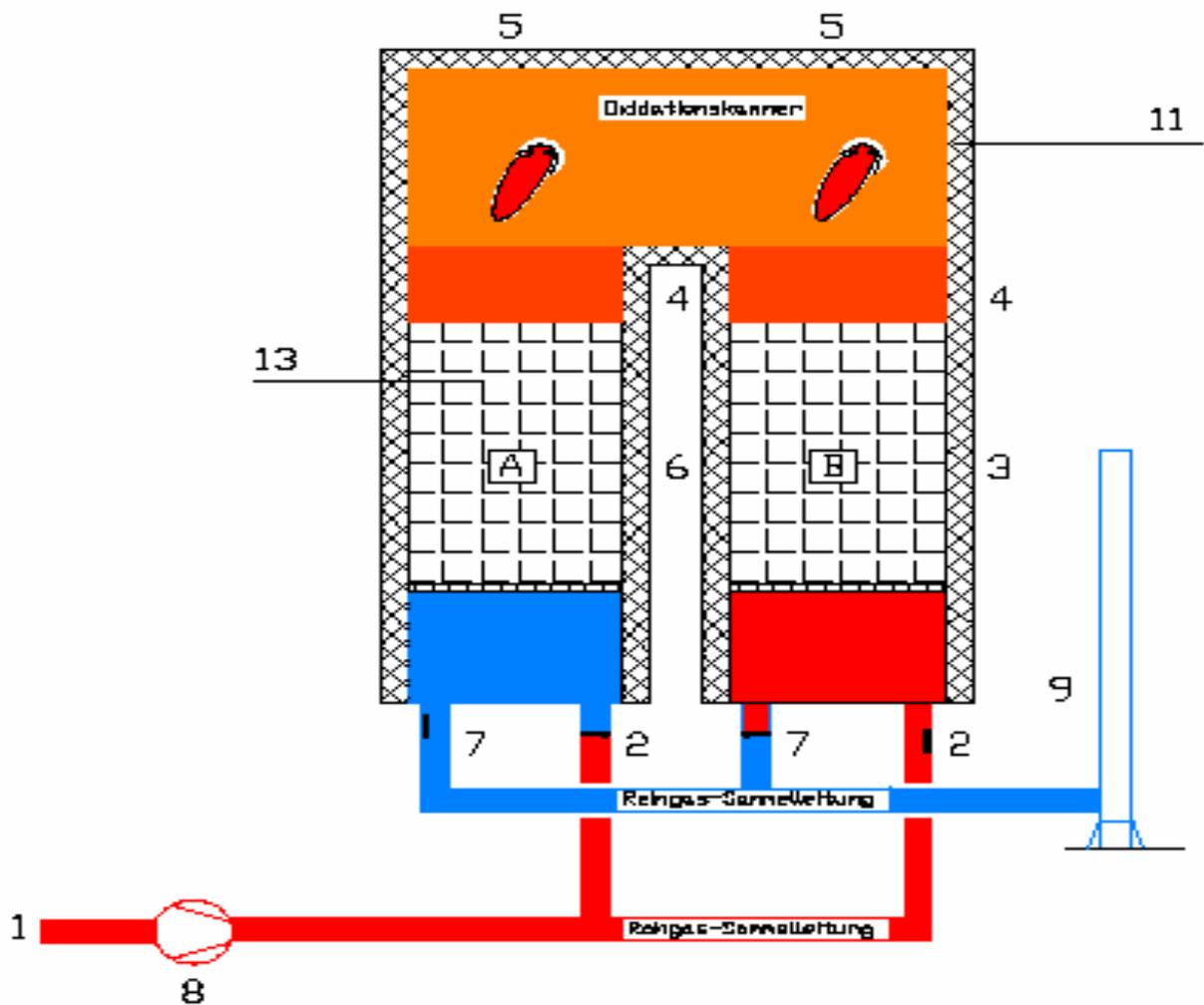


Abbildung. 14: Schematischer Querschnitt der ES+S Stationären Wirbelschicht [ES+S 2006]

7.4 DEPOTHERM[®]-Thermoreaktor

Im DEPOTHERM[®]-Thermoreaktor der Roediger BioEnergie (vormals UMAT) erfolgt die Oxidation der organischen Gasinhaltsstoffe des Deponiegases in der zentralen Brennkammer bei Temperaturen über 800°C. Unterhalb der Brennkammer sind zwei Wärmerückgewinnungskammern angeordnet, in denen sich eine keramische Wärmespeichermasse befindet. Diese regenerativen Wärmetauscher übertragen die Wärme des abgegebenen Reingases auf das eintretende Rohgas, sie werden mittels Steuer- und Regelsystem alternierend zur Wärmeabgabe oder -speicherung geschaltet. [UMAT 2005 bzw. Roediger Bioenergie GmbH 2007]



- | | |
|--|-----------------------------------|
| 1. Rohgaseintritt | 7. Umschaltklappe Reingasaustritt |
| 2. Umschaltklappe Rohgaseintritt | 8. Verdichter |
| 3. Wärmespeichermasse | 9. Kamin |
| 4. Oxidationskammern | 10. Innenisolierung |
| 5. Elektroerhitzer | 11. Isolierung |
| 6. Wärmespeichermasse (Energiespeicherung) | 13. Keramikelemente |
| | A/B Wärmerückgewinnungskammern |

Abbildung. 15: Verfahrensschema der Nachverbrennung im DEPOTHERM®-Reaktor (Druckbetrieb) [UMAT 2005]

7.5 Pro2 IC-Modul

Die Schwachgasentsorgungsanlage von Pro2 in Containerbauweise mit Rekuperativer-Thermischer-Oxidation (IC-Modul) kann in einem Bereich von 10 - 40 Vol.-% Methan eingesetzt werden [PRO2 2007].

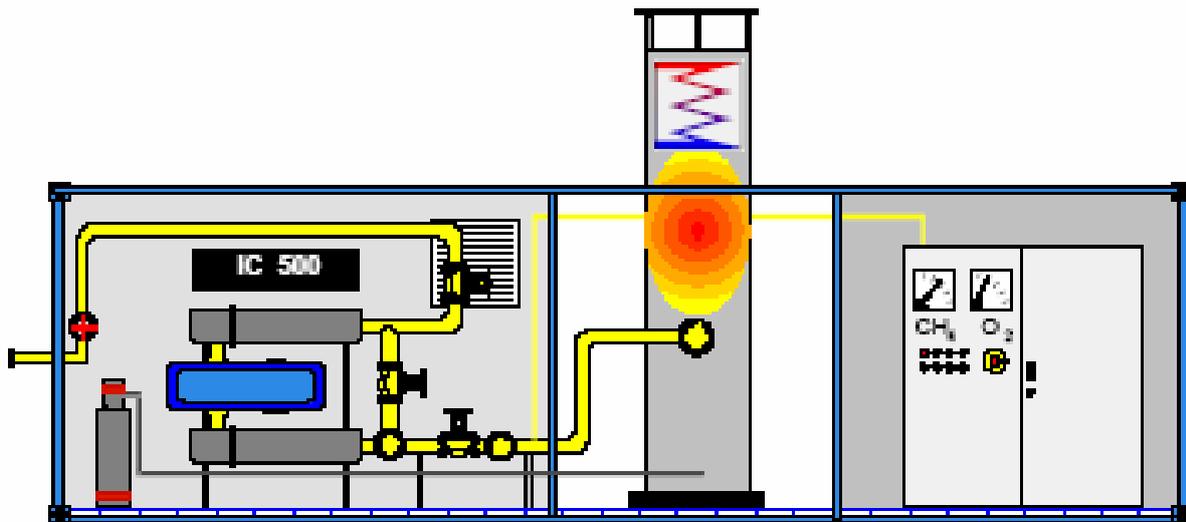


Abbildung. 16: Schematischer Schnitt durch das IC-Modul von PRO2 [PRO2 2006]

8 Biologische Verfahren zur Deponieschwachgasbehandlung

8.1 In-Situ-Stabilisierung

Bei diesem Verfahren wird durch das Einbringen von Luft in den Deponiekörper der aerobe Abbau der Restorganik des abgelagerten Abfalls angeregt und eine Stabilisierung des Abfalls in kürzerer Zeit bewirkt.

Vorteilhaft ist, dass i.d.R. nach der erfolgten In-Situ-Stabilisierung (nach 3 bis 5 Jahren) keine Deponiegase mehr anfallen und die Nachsorgezeiträume für Sickerwässer um mehrere Jahrzehnte verkürzt werden sollen.

Die Kosten einer solchen Behandlung werden von HEYER, HUPE, UND STEGMANN 2007 auf 0,5 bis 3 € / m³ Deponievolumen beziffert, bzw. 0,5 bis 1 € / m³ Deponievolumen für große Deponien [HEYER 2008]. Die höchsten spezifischen Kosten fallen demnach bei kleinen Altdeponien ohne bestehende Infrastruktur an.

Angeboten werden solche Verfahren u.a. von CDM-Consult GmbH und dem Ingenieurbüro für Abfallwirtschaft Prof. Dr. Stegmann und Partner (IfAS) in Hamburg.

8.2 Biofilter

Die Wirkungsweise von Biofiltern beruht darauf, dass Mikroorganismen Methan und andere Inhaltsstoffe des Deponiegases als Energiequelle nutzen können und auf diese Weise das Deponiegas reinigen.

Biofilter können sowohl aktiv als auch passiv betrieben werden. Voraussetzung für gute Reinigungsleistungen ist, eine geringe Methanbelastung des Deponiegases (unterhalb der Unteren Explosionsgrenze), eine gute Feuchte- und Sauerstoffversorgung des Filterbettes sowie eine zuverlässige pH- und Temperaturführung [STACHOWITZ 2007].

Dabei muss jedoch beachtet werden, dass die Auslegung eines Biofilters zur Methanoxidation nicht der eines Biofilters zur Geruchsminimierung entspricht. Die wenigsten Hersteller von Biofiltern sichern jedoch zurzeit eine Methanoxidation zu. Zukünftig werden solche Verfahren jedoch gerade für die Oxidation von Deponiegas mit sehr geringen Methankonzentrationen an Bedeutung gewinnen. [SCHNAPKE 2006]

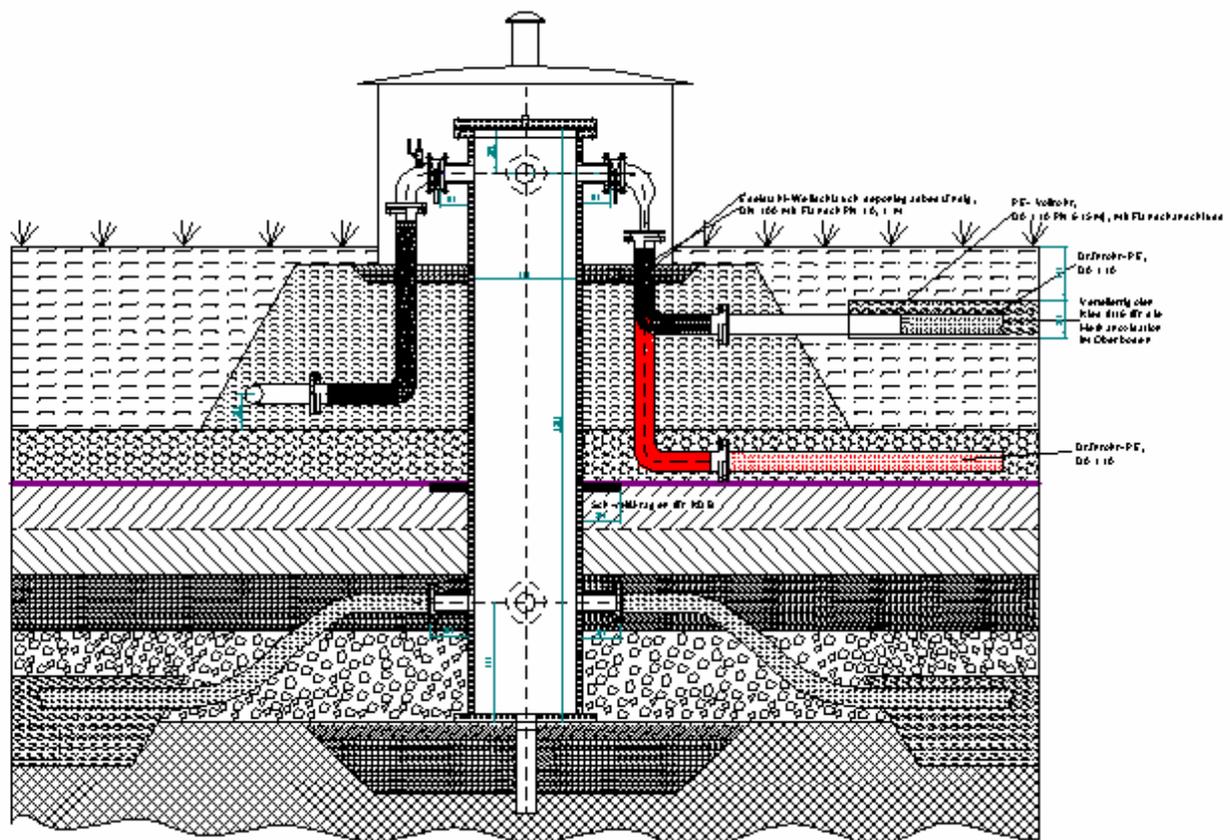


Abb. 17: Rekultivierungsschicht als Biofilter. Quelle: ähnlich [Seyfert SEF Energietechnik GmbH, Tagungsbuch Dessau 2008]

9 Individuelle Lösungen für Deponie Wörth, Budenheim, Penig und Buckenhof

Die Konzeptlösungsvorschläge für die Deponien Wörth, Budenheim, Penig und Buckenhof wurden unter Berücksichtigung der spezifischen Standort- und Rahmenbedingungen individuell erarbeitet. Dabei wurden die vorhandene Technik am Standort, die ökonomischen Vorgaben, die Wirtschaftlichkeit und die Machbarkeit der möglichen Schwachgasbehandlungstechniken als auch die ökologischen Aspekte betrachtet.

9.1 Schwachgaskonzept für die Deponie Budenheim

Aufgrund der Rahmenbedingungen der Deponie Budenheim, erfolgt die Umsetzung zur Beseitigung des Schwachgases über den konstruktiven Umbau der bestehenden Fackel an eine geringere Feuerungsleistung (insb. Methangehalt).

Um eine kontinuierliche Verbrennung zu gewährleisten, ist eine Stützgasbefeuerung nötig. Als Möglichkeit hierfür bietet sich die Verwendung von Gutgas (Deponiegas) an. Dieses wird vor dem BHKW über eine zusätzliche Rohrführung abgezweigt und anschließend der Fackel zugeführt. Der Vorteil in dieser Methode liegt in der einfachen und kostengünstigen Umsetzung, unter der Berücksichtigung einer geringeren EEG – Einspeisung für die bestehende BHKW - Anlage.

9.2 Schwachgaskonzept für die Deponie Wörth

Wie unter 2.1.3 beschrieben, wird voraussichtlich in den nächsten 10 bis 15 Jahren der Anteil an Methan im Deponiegas auf ca. 25 Vol.-% fallen. Der diskontinuierliche Betrieb der Deponiegasbeseitigung ist jedoch nur so lange möglich, wie die minimale Feuerungsleistung der Hochtemperaturverbrennung nicht unterschritten wird. Diese technische Grenze liegt bei herkömmlichen Fackeln bei 25 Vol.-% Methan im Deponiegas.

Somit ist für die Zukunft eine geeignete Deponiegasbehandlung zur umweltgerechten Beseitigung des Gases vorzusehen.

In Abhängigkeit der vor Ort bestehenden Rahmenbedingungen bot sich uE die Methode eines Kohlenstoff-Converters (CHC) der Firma Lambda an. Nach Preisvergleichen und Vergleich von zugesicherten Eigenschaften von verschiedenen Bietern wurde dann der Auftrag an die Firma UMAT (neu: Roediger BioEnergie GmbH) mit einer Schwachgasfackel vergeben. Die Inbetriebnahme ist für Anfang Dezember 2008 geplant.

9.3 Schwachgaskonzept für die Deponie Penig.

Die sinkenden Gasmengen sowie der abfallende Methangehalt und damit auch der sinkende Heizwert führen auf der Deponie Penig dazu, dass die Entsorgung des anfallenden Deponieschwachgases mit Problemen behaftet ist.

Die Entsorgung des Schwachgases wird derzeit über den diskontinuierlichen Betrieb der vor Ort installierten HTV-Anlage gewährleistet. Um die HTV-Anlage fahren zu können sind ein Mindest-Methangehalt von 30 Vol.-% und ein ausreichender Volumenstrom erforderlich.

Da diese qualitativen und quantitativen Rahmenbedingungen jedoch nicht kontinuierlich bestehen, wird das Deponiegas in einem definierten Intervall angestaut und anschließend diskontinuierlich entsorgt.

Langfristig könnte jedoch in Zukunft ein alternatives Verfahren zur Deponierestgasbehandlung notwendig werden.

Frau Schnapke erörterte in Ihrer Diplomarbeit (2006) die Vor- und Nachteile der verschiedenen Verfahren in Bezug auf die vorhandenen Rahmenbedingungen der Deponie Penig und kam zu dem Schluss, dass der DEPOTHERM[®]-Thermoreaktor die beste Alternative sei.

In Abhängigkeit der technischen, ökonomischen und ökologischen Umsetzbarkeit spricht Frau Schnapke in ihrer Diplomarbeit die Handlungsempfehlung für dieses Verfahren aus.

9.4 Schwachgaskonzept für die Deponie Buckenhof

Die ursprünglichen Rahmenbedingungen aus Herbst 2007 zur Nutzung des Deponiegases mittels Zündstrahlmotor oder Turbine haben sich seitdem so geändert, dass im Mai 2008 eine CHC-Anlage zum weiteren Testbetrieb eingesetzt wurde.

10 Literatur / Quellenverzeichnis

Entfellner, G., Hiemstra, R., DAS-IB GmbH (2008): Schwachgas – Konzept für die Deponie Buckenhof bei Erlangen

In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Bio- & Deponiegas Fachtagung 2008, Synergien nutzen und voneinander lernen II. April 2008

ES+S GmbH (2005): Die IMGES+S Wirbelschichtfackel – Eine neue Qualität in der Deponienachsorge. http://www.es-plus-s.de/Expose_ES_S_Wirbel-schichtfackel.pdf, 2005.

ES+S GmbH (2006): Stationäre Wirbelschichtfeuerung (SWSF) zur Entsorgung von heizwertarmen Deponie-Restgasen im beaufsichtigungsfreien Dauerbetrieb - Erfahrungen und Ergebnisse. Präsentationen in Kassel und Ludwigsburg, 2006.

Haubrichs, R. (2008): Veränderte Bedingungen – Rückbau und Anpassung von Gasanlagen auf Deponien, 2008.

In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Bio- & Deponiegas Fachtagung 2008, Synergien nutzen und voneinander lernen II. April 2008

Hegemann, J und Kügler, L. (2007): Grundlagen der Schwachgasverbrennung.

In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Deponie- & Biogasanlagen, Synergien nutzen - voneinander lernen. April 2007.

Heyer, K.-U., Hupe, K. und Stegmann, R. (2007): Aerobe in situ Stabilisierung und passive Schwachgasbehandlung zur Reduzierung des Nachsorgeaufwands.

In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Deponie- & Biogasanlagen, Synergien nutzen - voneinander lernen. April 2007;

Heyer, K.-U. (2008): Aerobe in situ Stabilisierung der Deponie Dörentrup: Technik und Auswirkungen zur Emissionsreduzierung in der Stilllegungsphase

In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Bio- & Deponiegas Fachtagung 2008, Synergien nutzen und voneinander lernen II. April 2008.

Parragi, D., Eschey, H. und Haubrichs, R. (2007): Durchgängiges Deponiegas-Behandlungskonzept mit herkömmlichen und innovativen Verfahren über den gesamten Methanbereich.

In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Deponie- & Biogasanlagen, Synergien nutzen - voneinander lernen. April 2007.

Pro2 (2006): Schwachgasanlagen - Rekuperative-Thermische-Oxidation. http://www.pro-2.net/pro2/de/Download/Deutsch/schwachgas_D.PDF. Stand September 2006.

Rettenberger, G. (1992): Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Hrsg.): Leitfaden Deponiegas. Materialien zur Altlastenbearbeitung, Vol. 10. 1992.

Schnapke, A. (2006): Entwicklung eines Konzeptes zur Schwachgasbehandlung für den Deponiestandort Penig des Abfallwirtschaftsverbandes Chemnitz (AWVC) – Technische, ökonomische und ökologische Variantendiskussion. Diplomarbeit, TU Dresden & DAS – IB GmbH, Dezember 2006.

Schnapke, A., Stachowitz, W.H., DAS-IB GmbH (2007): Entwicklung eines Konzeptes zur Schwachgasbehandlung auf einer Deponie.

- In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Bio- und Deponiegas Fachtagung 2007 – Synergien nutzen und voneinander lernen April 2007
- Seyfert, A. (2008): Passive Systeme zur Deponiegasverteilung und Methanoxidation im Oberboden. Auslegung, Kosten und Messergebnisse.
- In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Bio- und Deponiegas Fachtagung 2008, Synergien nutzen und voneinander lernen II. April 2008
- Specht, N. (2006): Deponiefolgenutzung mit einem Freizeit-, Sport- und Erholungspark,
- In: DAS- IB GmbH: [Hrsg.]: Deponie- & Biogasanlagen der gemeinsame Einstieg, Tagungsband Dresden 9./10. Mai 2006
- Stachowitz, W.H. (2005): Carbon trading and carbon credits with landfill gas (LFG) - JI- and CDM- projects. In: Cossu, R. and Stegmann, R. (Hrsg.): Proceedings (CD-ROM) of Sardinia 2005 - Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. October 2005.
- Stachowitz, W.H. (2007): Biogas- und Deponiegashandbuch. DAS – IB GmbH, Kiel. 7. Auflage, April 2008.
- Stachowitz, W.H., DAS-IB GmbH (2008): Schwachgaskonzepte anhand der Deponien Wörth sowie Budenheim; Umbau von BHKW – Anlagen am Beispiel ZD Deiderode und Breinermoor
- In: DAS-IB GmbH: [Hrsg.]: Bio- und Deponiegas Fachtagung 2008 Synergien nutzen und voneinander lernen II. April 2008
- Stachowitz, W.H. (2008): während der 69. Landesgruppen- und Fachtagung VKS im VKU, Landesgruppe Baden Württemberg am 17. und 18. VII. 2008 – Thema Schwachgaskonzepte
- UMAT (2005): DEPOTHERM®-Thermoreaktor, nichtkatalytische thermische Oxidation, Oktober 2005 und telefonische Auskunft vom 17 und 20.X.2008
- Wabersich, R. und Stachowitz, W.H., (2008): Technische Behandlung von Deponierestgasen - Verfahrensvergleich
- In: KUMAS – Kompetenzzentrum Umwelt: [Hrsg.]: 9. Bayerische Abfall – und Deponietage, Augsburg, 12./13. III. 2008
- Weber, B. (1990): Minimierung der Emissionen der Deponie. Dissertation, Universität Hannover, Heft 74, 1990.

Deponienachsorge mit einer Schwachgasfackel HT-SG 0.2 am Beispiel Deponie Haferteich / Schleswig

Axel Ramthun, Falk Karstens

HAASE Energietechnik AG, Neumünster

Experiences with a lean-gas flare on the landfill site Haferteich/ Schleswig

Abstract

A lean-gas flare has been used on the landfill site Haferteich/ Schleswig since 2007. The flare is able to burn landfill gas with a methane concentration 10-30% in the lean-gas mode. It uses a innovative heat-retrieval and burner system. The flare covers also landfill gas with methane concentration 30-60% with standard technology. The flare fulfills the emission guidelines of the TA-Luft in the whole methane range. Experiences are given under technical aspects. The leangas flare is capable for aftercare of landfill sites in long terms.

Zusammenfassung

Auf der Deponie Haferteich/ Schleswig wird seit Ende 2006 eine Schwachgasfackel der Fa. HAASE Energietechnik AG betrieben. Die Schwachgasfackel mittlerer Leistung entsorgt Deponiegas mit einem Methanoxidationspotential von 10-30% im Schwachgasmodus unter Einsatz eines innovativen Wärmerückgewinnungs- und Brennersystems. Alternativ stellt die Fackel für höhere Methanwerte zwischen 30-60% einen Gutgasmodus in herkömmlicher Technologie zur Verfügung. Die Fackel erfüllt die Vorgaben der TA-Luft für Verbrennungstemperatur, Verweilzeit und Emissionen. Die Erfahrungen mit der Schwachgasfackel werden unter Angabe der technischen Randbedingungen dargestellt. Die Schwachgasfackel erlaubt somit eine langjährige Nachsorge der Deponie bei abklingendem Methananteil im Deponiegas.

Keywords

Schwachgas, Nachsorge, Fackel, Verbrennung, Deponiegas

lean gas, aftercare, flare, combustion, landfill gas

1 Einleitung

Mit dem Ablagerungsende unbehandelter Siedlungsabfälle Mitte 2005 sinkt auf den meisten deutschen Siedlungsabfalldeponien die erfassbare Deponiegasmenge und häufig auch die Gasqualität. Dies ist zurückzuführen auf den üblichen Verlauf der Gas-mengenentwicklung sowie auf zeitlich bedingte Funktionsstörungen der Gasfassungssysteme.

Vor diesem Hintergrund ergeben sich veränderte Anforderungen an die Größe und Ausführung von Deponiegasförder und -gasbehandlungsanlagen. Für die Deponiegasbehandlung stehen für verschiedene Gasqualitäten, Gasmengen und standortspezifische

Randbedingungen unterschiedliche Anlagentechniken zur Verfügung. Bei der Auswahl der für den jeweiligen Standort optimalen Gasbehandlungsanlage sind ortspezifische Besonderheiten zu berücksichtigen.

Ist die erfassbare Deponiegasmenge und Gasqualität ausreichend, stellt die Deponiegasverwertung die ökonomisch und ökologisch sinnvollste Variante der Deponiegasbehandlung dar. Diese wird mit der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) ab Januar 2009 noch attraktiver.

Kann jedoch aufgrund der zu geringen Deponiegasmenge oder Gasqualität die wirtschaftliche Gasverwertung nicht durchgeführt werden, ist das aktiv erfasste Deponiegas sicher und kostengünstig zu behandeln. Hier wurde in den vergangenen Jahren die Anlagentechnik weiterentwickelt, so dass die bislang üblichen Mindestanforderungen des Anlagenbetriebes an die Gasqualitäten deutlich nach unten erweitert werden konnten.

Im vorliegenden Text werden kurz die zur Zeit zur Verfügung stehenden Gasbehandlungstechniken für aktive besaugte Mülldeponien und die erforderlichen Randbedingungen vorgestellt. Anschließend werden die Vorteile des Einsatzes einer HAASE-Schwachgasfackel zur Erhöhung der Entgasungssicherheit am Beispiel der Deponie Haferteich erläutert.

2 Entwicklung der Deponiegassituation

2.1 Deponiegasproduktion

Die Deponiegasproduktion läuft in verschiedenen Teilschritten ab. Im Rahmen der Deponienachsorge ist i.d.R. weniger der Beginn der Gasproduktion als vielmehr deren Abklingen relevant für die Auswahl der Gasbehandlungstechnik.

Nach dem Erreichen der stabilen Deponiegasproduktion entsteht Deponiegas mit 55 – 60 Vol.-% Methan und 40 – 45 Vol.-% Kohlendioxid sowie einer Anzahl Spurengasen. Das Maximum der Deponiegasproduktion wird, einen gleichmäßigem Schüttbetrieb vorausgesetzt, ca. 1 – 2 Jahre nach dem Ende der Müllablagerung erreicht. D. h. auch die bis Mitte 2005 mit signifikanten Müllmengen beschickten Deponien sollten das Maximum der Deponiegasproduktion bereits erreicht haben.

Auf fast allen Deponien sinkt nun (bei gleich bleibenden Randbedingungen) die Gasproduktion stetig. Die Änderungsgeschwindigkeit der Gasproduktion ist abhängig vom Gasbildungsmilieu. Wichtige Einflussfaktoren sind neben der Deponiekubatur und -exposition die Ausführung der Oberflächenabdichtung sowie daraus resultierend der Wassergehalt und der Wassertransport im bzw. durch den Deponiekörper.

Betriebserfahrungen auf deutschen Mülldeponien zeigen, dass für nicht abgedichtete Deponien eine Halbierung der Gasproduktion innerhalb von je 5 bis 8 Jahren zu erwarten ist. In Gebieten mit hohen und jahreszeitlich gleich verteilten Niederschlägen, z. B. in Nordwestdeutschland, kann der Abbau des Gasbildungspotentials schneller erfolgen, in Gebieten mit nur geringen Niederschlägen, z. B. im östlichen Brandenburg etwas langsamer.

Wird durch die Errichtung einer wasserundurchlässigen Abdichtung der Deponieoberfläche die Wasserzufuhr in den Müllkörper unterbrochen bzw. bei mineralischen Abdeckungen stark eingeschränkt, verlangsamt sich die Gasproduktion bis hin zur Mumifizierung, d.h. dem Aussetzen der Gasbildungsprozesse.

Im Allgemeinen gilt, dass für nicht abgedichtete Mülldeponien eine hohe maximale Gasproduktion und anschließend ein schnelles Absinken der Gasproduktion zu erwarten ist. Auf abgedichteten Mülldeponien ist die maximale Gasproduktion deutlich geringer, gleichzeitig ist die Änderungsgeschwindigkeit für die Gasproduktion klein, d. h. es ist über einen längeren Zeitraum Deponiegas in ähnlicher Größe zu erwarten.

Die Gasqualität ändert sich für das produzierte Deponiegas im Vergleich zur o. g. Gaszusammensetzung nicht bzw. erst zum Ende der biologischen Abbauprozesse, wenn die sehr schwer abbaubaren organischen Abfallbestandteile umgesetzt werden. Dann steigt die Methankonzentration noch einmal an und kann Werte von über 80 Vol.-% erreichen.

2.2 Erfassbare Deponiegasmenge/ Gasqualität

Die zu erfassende Gasmenge sollte in Menge und Qualität mit der Gasproduktion korrelieren. Jedoch zeigen Erfahrungen auf vielen aktiv entgasten Deponien, dass die erfassbare Gasmenge im Verhältnis zur erwarteten Abnahme der Gasproduktion sinkt, gleichzeitig jedoch die Gasqualität durch verstärkte Verdünnung des Deponiegases mit Luft schlechter wird. Da das Deponiegas in unveränderter Zusammensetzung entsteht, liegen die Ursachen für die Verschlechterung der Gasqualität bei der aktiven Entgasung im Gasfassungssystem selbst.

Häufig sinkt der Wirkungsgrad des Gasfassungssystems mit zunehmendem Alter der technischen Einrichtungen durch Funktionsstörungen einzelner Entgasungselemente. D.h. es können nicht mehr alle errichteten Gaskollektoren besaugt werden. Grund hierfür sind i.d.R. ungleichmäßige Setzungsprozesse im Müllkörper, durch die z. B. Gaskollektoren gestaucht/ geknickt/ abgeschert werden oder Rohrleitungen neue Tiefpunkte ohne Zwischenentwässerung aufweisen. In der Folge können einzelne Deponiebereiche nicht mehr optimal besaugt werden.

Die häufigsten Schäden treten im Bereich der Gassammelleitungen zwischen Gaskollektor und Gassammelstation auf. Diese sind im Rahmen der regelmäßigen Funktionsprüfung einfach festzustellen und z. B. durch das Neuverlegen von Rohrleitungen bzw. Rohrleitungsabschnitten relativ kostengünstig zu beheben.

Um auch bei sinkender Gasproduktion das Deponiegas aus allen Deponiebereichen zu erfassen, müssen die kollektorspezifischen Förderströme und damit die Druckverhältnisse bei der Entgasung gleich bleiben im Vergleich zu der Entgasung bei hoher Gasproduktion. Die Beibehaltung der kollektorspezifischen Förderströme führt dazu, dass mangels Deponiegas mehr Luft über die Deponieoberfläche bzw. gasgängige Ausgleichsschichten unterhalb von Oberflächenabdichtungen mit angesaugt wird. Dies führt zu einer Verringerung der Gasqualität.

Sowohl die erfassbare Gasmenge als auch die Gasqualität können optimiert werden, wenn das Gasfassungssystem regelmäßig funktionsgeprüft und ggf. instand gesetzt wird. In Einzelfällen kann auch das Errichten neuer Entgasungselemente (Gaskollektoren) sinnvoll sein.

2.3 Betriebserfahrungen

Die HAASE Energietechnik AG betreibt zur Zeit auf ca. 30 Deponiestandorten Anlagen zur Deponiegasverwertung/ -behandlung. Auf allen Standorten sinkt die Deponiegasproduktion. Das Anheben der erfassbaren Deponiegasmenge ist nur noch über den Anschluss bislang noch nicht aktiv entgaster Deponiebereiche an die Gasfassungssysteme möglich.

Mit zunehmendem Alter weisen die meisten der von HAASE betriebenen Gasfassungssysteme Schäden im Bereich der Gaskollektoren und der verbindenden Rohrleitungen auf, die zur Minderung der Entgasungswirksamkeit führen. Die Instandsetzung des Gasfassungssystems führt i.d.R. zu einer signifikanten Verbesserung der Deponiegassituation. An Standorten mit Deponiegasverwertung, an denen die Gasfassung nicht bautechnisch betreut wird, droht schnell die Unwirtschaftlichkeit der Gasverwertung.

3 Anlagentechniken für die Deponiegasbehandlung

3.1 Allgemeine Anforderungen

Die TA Siedlungsabfall schreibt die optimale Entgasung von Deponien und die nachfolgende qualifizierte Gasbehandlung vor.

Für die Deponiegasbehandlung stehen unterschiedliche Anlagentechniken zur Verfügung, deren Einsatz durch technische und wirtschaftliche Faktoren begrenzt wird. Die wesentlichen Kriterien für die Auswahl der Gasbehandlungstechnik sind¹:

- Aktuelles Gasdargebot (Deponiegasmenge und –qualität)
- Zeitliche Entwicklung des Gasdargebots
- Behördliche Anforderungen
- Genehmigungssituation
- Elektrotechnische Anbindung der Deponie
- Geplante bauliche Änderungen am Deponiebauwerk
- Betriebspersonal vor Ort

Die folgenden Grafiken zeigen die für die aktive Deponieentgasung zur Verfügung stehende Anlagentechnik:

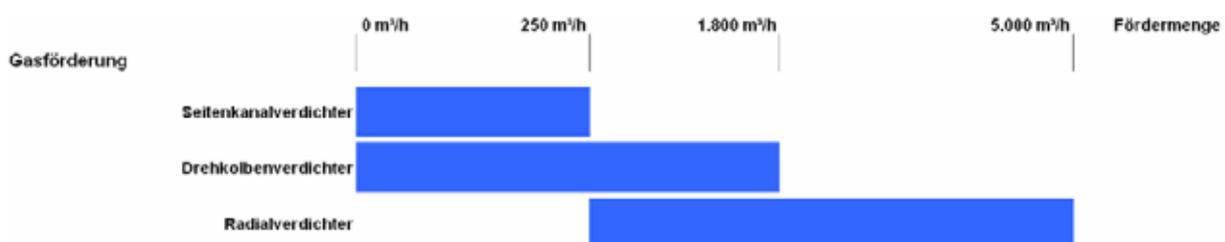


Abbildung 1: Einsatzbereiche für die Deponiegasförder- und Gasbehandlungstechnik

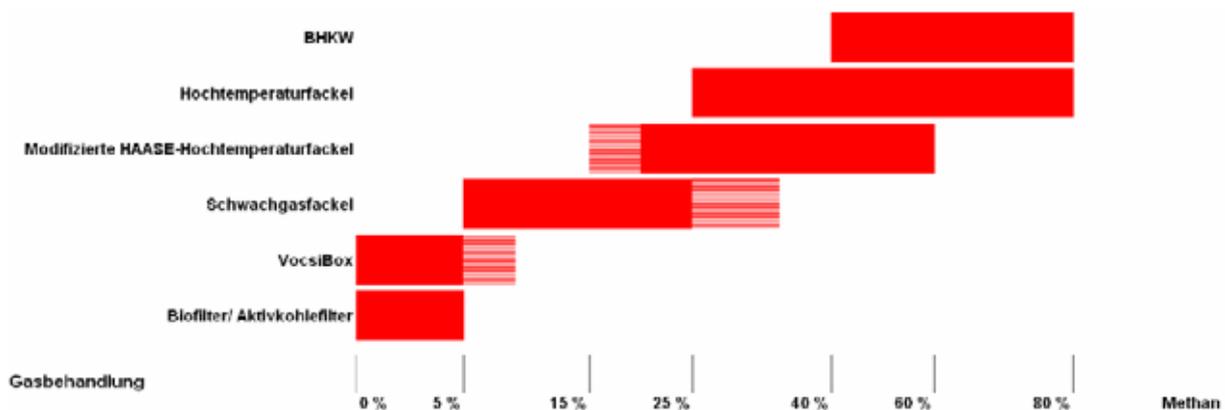


Abbildung 2: Einsatzbereiche für die Deponiegasbehandlungstechnik

¹ Es wird vorausgesetzt, dass die Deponie mit einem intakten und für die optimale Entgasung ausreichend dimensionierten Gasfassungssystem ausgestattet ist.

3.2 Deponiegasförderung

Die Deponiegasförderung erfolgt bei der aktiven Entgasung mittels Gasverdichtern. Zum Einsatz kommen vorwiegend Drehkolben-, Radial-, und Seitenkanalverdichter. Die Verdichter unterscheiden sich hinsichtlich der Verdichtungsleistung sowie der Investitions- und Betriebskosten. Aufgrund der verschiedenen Anforderungen der Gasbehandlungsanlagen an die Gasförderanlagen empfiehlt es sich, die Gasbehandlungsanlagen mit einer eigenen, jeweils optimal bezüglich Fördermenge, Druckverhältnissen und Anlagensteuerung/ -überwachung an die Behandlungstechnik angepassten Gasförderanlage auszurüsten. Diese Anlagen lassen sich einfach und kostengünstig installieren und ggf. durch neue Anlagen (anderer Größe oder Gasbehandlungstechnik) austauschen.

3.3 Deponiegasverwertung

3.3.1 Allgemeines

Aus wirtschaftlichen Überlegungen ist wenn möglich die energetische Verwertung des Deponiegases anzustreben. I.d.R. erfolgt die Gasverwertung durch die gasmotorische Nutzung in BHKW, wobei hier Stromerzeugung und –verkauf auf Grundlage des Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) im Vordergrund stehen.

Mit steigenden Primärenergiekosten erhöht sich das Interesse an der Abwärmenutzung von Gasbehandlungsanlagen. Die Abwärme von Gasmotoren bei der Deponiegasverstromung wird z.Zt. bereits genutzt, wenn es Wärmesenken (häufig zum Heizen von Gebäuden) in direkter Nähe zum Anlagenstandort gibt.

Durch den Preisanstieg für Erdöl und Erdgas verstärkte sich die Nachfrage nach anderen Primärenergieträgern wie z.B. Holz, Sekundärbrennstoffen etc., so dass vor allem durch Trocknungsprozesse neue Wärmesenken auf Deponiestandorten geschaffen werden können.

3.3.2 Einsatzgrenzen/ Genehmigungssituation/ Richtkosten

Für den Einsatz von Deponiegas-BHKW ist eine Mindestgasqualität notwendig. Eckpunkte bilden die Methankonzentration (ca. 40 Vol.-%) sowie die Höhe der im Gas vorhandenen Spurenstoffe. Die Methankonzentration bildet den wichtigsten Parameter, da das Unterschreiten des Grenzwertes die gasmotorische Verwertung unmöglich macht. Die zur Verfügung stehenden Anlagentechniken zur Verbesserung der Gasqualität (z.B. durch die Erhöhung der Methankonzentration) sind nach unseren Erfahrungen auf Deponien i.d.R. nicht wirtschaftlich zu betreiben. Das Überschreiten der Grenzwerte für die Spurenstoffe wird auf HAASE-Standorten i.d.R. durch die optimierte Betriebsführung der Anlagentechnik ausgeglichen.

HAASE Energietechnik betreibt Deponiegas-BHKW mit einer elektrischen Leistung von mindestens 150 kW auf den meisten Deponiestandorten mit entsprechendem Gasdarangebot wirtschaftlich. Das sich hier vor allem auf den zukünftigen Verlauf der Deponiegasproduktion beschränkende Risiko wird im Rahmen eines Betreibermodells durch den möglichen Austausch der BHKW-Module gering.

3.3.3 Betriebsbeispiel



Abbildung 3: Deponiegas-BHKW mit Gasverdichter (Kompaktanlage 143 kWel)

3.4 Deponiegasfackel

3.4.1 Allgemeines

Deponiegasfackeln kommen zum Einsatz, wenn die gasmotorische Gasverwertung aus Gründen der Wirtschaftlichkeit oder einer zu geringen Gasqualität (Methankonzentration dauerhaft < 40 Vol.-%) nicht möglich ist. Zudem sind viele BHKW-Anlagen aus Gründen der Redundanz mit Fackeln ausgerüstet.

Die in Kapitel 2 beschriebenen Veränderungen der erfassbaren Deponiegasmenge und Gasqualitäten können zu Problemen für den sicheren Fackelbetrieb führen. Der (thermische) Regelbereich von Hochtemperaturfackeln beträgt 1:5. Für eine Deponiegasfackel für maximal 500 Nm³/h Deponiegas mit 50 Vol.-% Methan beträgt die Mindestgasmenge bei gleicher Gasqualität 100 Nm³/h. Sinkt die erfassbare Deponiegasmenge unter diesen Wert, sinkt auch die Verbrennungstemperatur unter Grenzwert.

Wird die vorhandene Deponiegasmenge für die Fackel zu klein, muss die Fackelanlage gegen eine kleinere Fackelanlage ausgetauscht werden. Möglich ist hierbei der Umbau der bestehenden Fackel oder der Anlagenaustausch.

Der Anlagenumbau erfolgt i.d.R. durch die Reduzierung des Brennraumquerschnitts sowie den Austausch des Deponiegasbrenners. Für den Anlagenaustausch kommen wie bei den BHKW häufig containerisierte Kompaktanlagen zum Einsatz.

Wie bei der Wärmenutzung an Gasverwertungsanlagen wird auch bei Fackeln das im Deponiegas enthaltene Energiepotential mit zunehmenden Kosten für die herkömmlichen Primärenergieträger interessant. An vielen HAASE-Hochtemperaturfackeln kann die bei der Verbrennung freigesetzte Wärme durch das Nachrüsten von Wärmetauschern ausgekoppelt und anschließenden Prozessen zugeführt werden. Neu gebaute Fackeln können gleich entsprechend vorkonfiguriert werden.

3.4.2 Einsatzgrenzen/ Genehmigungssituation/ Richtkosten

Die Anforderungen an die Gasqualität für Fackelanlagen sind in obiger Grafik dargestellt, die aufgeführten Grenzwerte können nicht unterschritten werden.

Übliche Deponiegasfackeln können sicher betrieben werden ab einer Mindestmethankonzentration von 25 Vol.-% im Brenngas. Modifizierte Ausführungen der HAASE-Hochtemperaturfackeln erreichen einen erweiterten Arbeitsbereich bis 15 Vol.-% Methan. Die Fackelgrößen betragen zwischen 30 kW und 15.000 kW. Dies entspricht Deponiegasmengen zwischen 6 Nm³/h und 3.000 Nm³/h, bezogen auf 50 Vol.-% Methan im Brenngas.

Für die Beistellung und den Betrieb einer containerisierten Deponiegasverdichter- und Fackelanlage entstehen standortspezifische Kosten zwischen 20.000 – 35.000 €/a. Die Kosten umfassen i.d.R. alle für den langfristigen Betrieb und die Betriebsdokumentation erforderlichen Leistungen.

3.4.3 Betriebsbeispiel



Abbildung 4: Deponiegasverdichter- und Fackelanlage (750 kW_{th})

3.5 HAASE-VocsiBox®

3.5.1 Allgemeines

Die HAASE VocsiBox ist ein patentiertes, regenerativ thermisches Oxidationsverfahren (RTO), das ohne Katalysator arbeitet und daher auch als nicht katalytische Oxidation bezeichnet wird.

Die VocsiBox arbeitet mit einem Reaktorbett aus Hochtemperaturkeramik, das vor Beginn der Behandlung elektrisch vorgeheizt wird. Das zu reinigende Gas wird durch das Reaktorbett geleitet und dabei erwärmt. In der heißen Oxidationszone (ca. 1.000 °C) werden sämtliche organischen Inhaltsstoffe zu CO₂ und Wasserdampf umgewandelt.

3.5.2 Einsatzgrenzen/ Genehmigungssituation/ Richtkosten

Für die VocsiBox ist eine Mindestmethankonzentration von 0,3 Vol.-% bei einem für die Oxidation ausreichendem Sauerstoffanteil erforderlich.

Mit den gängigen VocsiBox-Größen können Methanmengen zwischen 2 m³/h und 40 m³/h behandelt werden d.h. es kann maximal eine originäre Deponiegasmenge von 70 – 80 m³/h behandelt werden.

Die Kosten für Gasverdichteranlagen mit einer VocsiBox für die Gasbehandlung sind anlagen- und standortspezifisch verschieden, sie liegen jedoch bezogen auf die zu behandelnde Methanmenge deutlich über den Kosten für eine Fackelanlage.

3.5.3 Betriebsbeispiel



Abbildung 5: HAASE-VocsiBox Altlast Barsbüttel (östlich Hamburgs)

4 HAASE--Deponieschwachgasfackel

4.1 Weiterentwicklung der Fackeltechnik

Niedertemperaturfackeln und Hochfackeln besitzen eine *flammenartige* Verbrennung, für die die bekannten Zündgrenzen UEG und OEG gelten.

Demgegenüber ist die für die VocsiBox genutzte nicht katalytische *flammenlose* Verbrennung ein Prozess mit sehr geringen Kohlenwasserstoffkonzentrationen und hohem Luftüberschuss außerhalb des üblichen Zündbereiches, der Prozess läuft deshalb flammenlos ab. Keramische Füllkörper dienen als Energiespeicher, der das Gas-Luft Gemisch auf ein hohes Temperaturniveau anhebt, auf dem die Oxydationsreaktionen dann stattfinden.

Die HAASE-Hochtemperaturfackel ist eine Anlagentechnik zwischen den o. g. Techniken. Die keramisch ausgekleidete Brennkammer stellt einen isothermen Bereich dar, in dem ein hohes Temperaturniveau herrscht. In den vorherrschenden Randbedingungen gelten die bekannten Zündgrenzen nicht mehr. Die Mindestanforderungen an das Brenngas können gesenkt, der Arbeitsbereich gegenüber der üblichen Fackeltechnik erweitert werden.

Bei der HAASE-Schwachgasfackel wird zusätzlich zur keramischen Brennkammer der Hochtemperaturfackel die Verbrennungsluft durch Wärmerückführung aus dem Abgas vorgewärmt, so dass die Mindestanforderungen an das Brenngas weiter gesenkt und der Arbeitsbereich einer HAASE-Schwachgasfackel gegenüber der Hochtemperaturfackel nochmals signifikant ausgedehnt werden kann.

In der folgenden Abbildung 6 sind Verbrennungsprozesse für eine HAASE-Hochtemperaturfackel und eine HAASE-Schwachgasfackel dargestellt. Beide Anlagen unterscheiden sich im Wesentlichen durch einen Abgas/ Luftwärmetauscher, der ergänzend für die HAASE-Schwachgasfackel berücksichtigt wird.

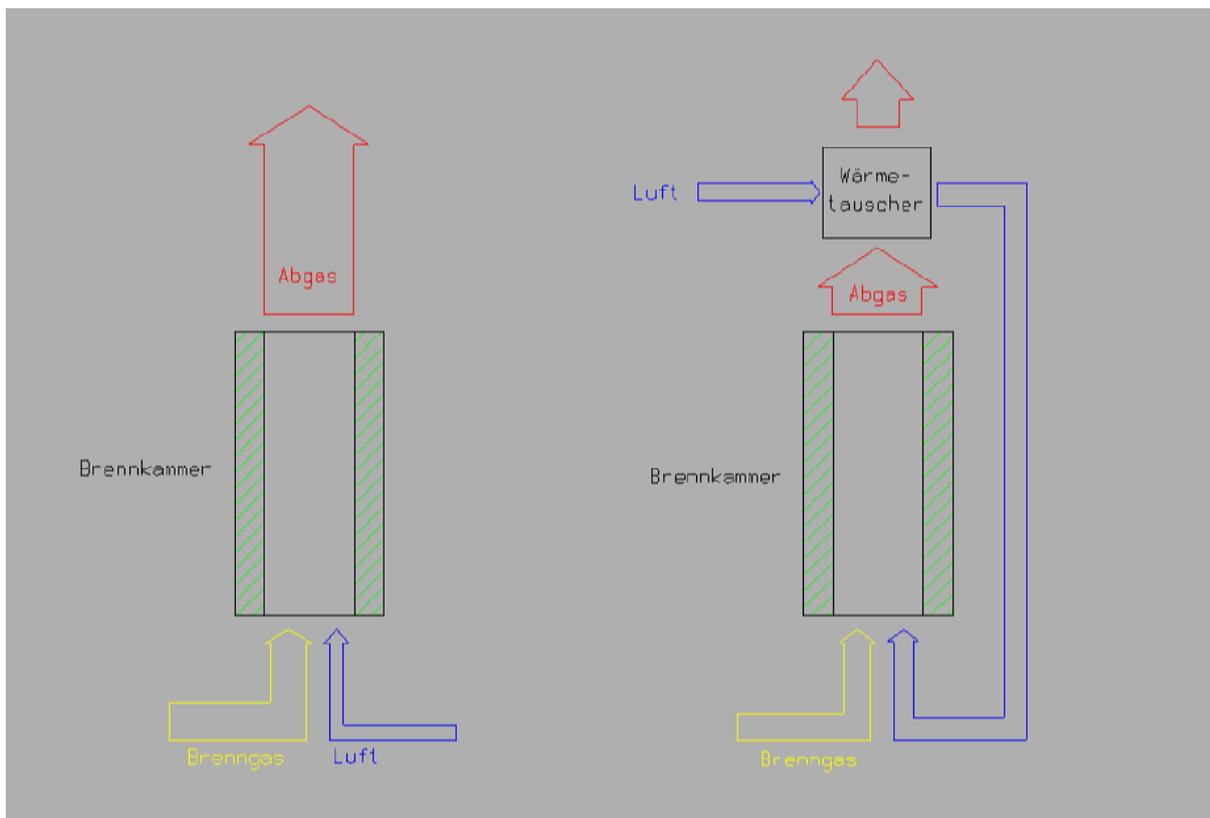


Abbildung 6: Prinzipdarstellung einer HAASE-Hochtemperaturfackel und einer HAASE-Schwachgasfackel

In dem Wärmetauscher wird die Verbrennungsluft durch das heiße Abgas auf bis zu 500 °C vorgewärmt und ermöglicht so die Erweiterung des Arbeitsbereiches.

Abbildung 7 zeigt beispielhaft den Zusammenhang zwischen der Verbrennungslufttemperatur und der Abgastemperatur bei einem Lambda von 1,5. Die Abgastemperatur wurde idealisiert, Wärmeverluste nicht berücksichtigt.

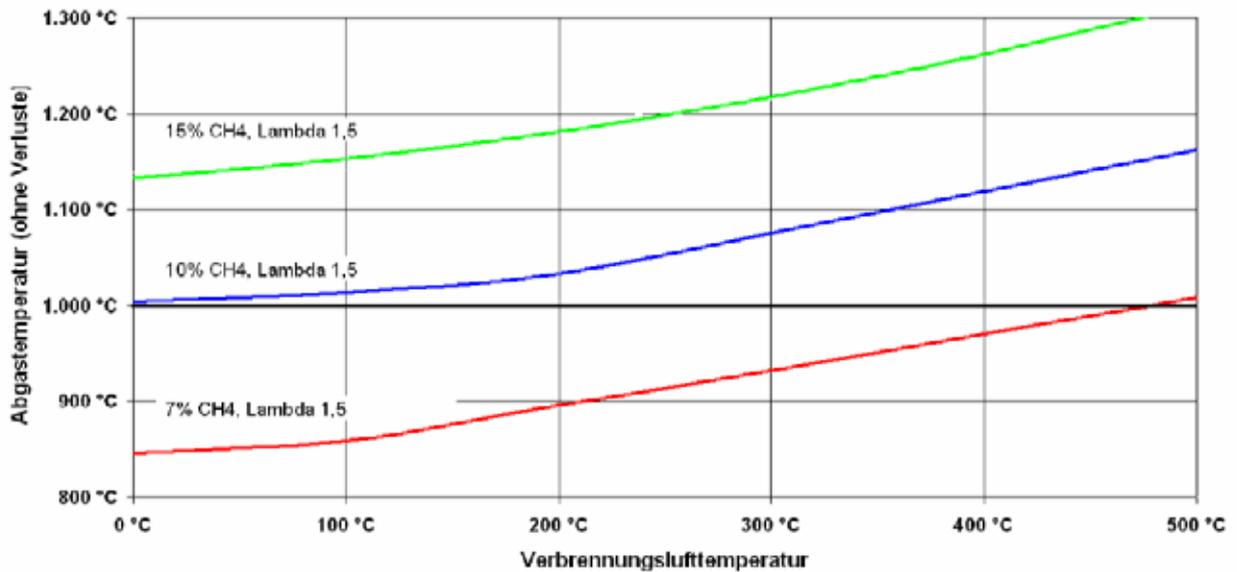


Abbildung 7: Zusammenhang zwischen Verbrennungsluft- und Abgastemperatur

Die HAASE-Schwachgasfackel ermöglicht die nahezu vollständige Oxidation von Deponie-Schwachgasen mit Methangehalten niedriger als 15 Vol.-%. Die chemische Oxidation des Methans und Sauerstoffs zu Kohlendioxid und Wasser findet dabei wie in der VocsiBox flammenlos innerhalb des Brennkammervolumens statt.

4.2 Wärmerückgewinnung

In der Regel erfolgt die thermische Verbrennung autotherm ohne Zusatzenergie. Bei niedrigem Energiegehalt des Deponiegases, ist eine Verbrennung mit Zusatzenergie möglich (z.B. Erdgas- oder Propanbrenner). Alternativ kann durch den Einsatz von Wärmerückgewinnungssystemen bereits bei geringeren Rohgaskonzentrationen eine autotherme Verbrennung erreicht werden. Die Fackeln sind mit einem innovativen Hochtemperatur-Wärmetauscher ausgestattet. Durch die modulare Bauweise der Fackeln kommt der Wärmetauscher bei Methangehalten unter 15 - 20 vol. % zum Einsatz.

4.3 Anforderungen der TA-Luft

Durch den Wärmetauscher ist eine Verbrennung auf hohem thermischen Niveau von 1000 °C ohne Zusatzenergie ermöglicht. Der Ausbrand des Deponiegases von mindestens 99,9 % der oxidierbaren organischen Bestandteile wird durch eine Verweilzeit von mindestens 0,3 Sekunden in der Brennkammer gewährleistet. Mit diesen Voraussetzungen kann mit einer Schwachgasfackel die TA-Luft auch für Deponieschwachgas mit mindestens 10 Vol. % Methan eingehalten werden.

4.4 Einsatzgrenzen/ Genehmigungssituation/ Richtkosten

Mit der in der Entwicklung der HAASE-Deponieschwachgasfackel steht eine ergänzende Anlagentechnik zur Verfügung, die Deponiegas mit deutlich geringerem Heizwert als eine Hochtemperaturfackel behandeln kann, jedoch bezüglich der Investitions- und Betriebskosten gegenüber einer VocsiBox optimiert wurde.

Die Kosten für die Beistellung und den Betrieb einer Schwachgasfackelanlage sind nur wenig höher als für eine Fackelanlage.

Der Gasbehandlungsprozess in einer Deponieschwachgasfackel ist vergleichbar mit den Prozessen in einer Hochtemperaturfackel, demnach haben die gleichen Genehmigungsanforderungen Gültigkeit. Auch für künftige Anlagen rechnen wir mit vergleichbaren Anforderungen wie für herkömmliche Fackelanlagen.



Abbildung 8: HAASE-Schwachgasfackel im Werk Neumünster

5 Die HAASE-Schwachgasfackel auf der Deponie Haferteich

5.1 Deponie Haferteich

Die Deponie Haferteich ist eine stillgelegte Siedlungsabfalldeponie im Landkreis Rendsburg-Eckernförde (Schleswig-Holstein), die mit einer Oberflächenabdichtung versehen wurde. Für die Deponiegasfassung steht ein Gasfassungssystem aus 15 vertikalen Gaskollektoren zur Verfügung.

Direkt an den Deponiekörper angrenzend befindet sich auch nach Ende des Ablagerungsbetriebes ein Wertstoffhof einschließlich der erforderlichen befestigten Verkehrsflächen und Betriebsgebäude sowie weitere befestigte Betriebsflächen des lokalen Müllentsorgers, die vorwiegend für das Zwischenlagern von Müllbehältern, Containern etc. genutzt werden.

In der Deponie findet weiterhin die Bildung von Deponiegas statt. Für die Deponiegasförderung und –behandlung wurde durch die HAASE Energietechnik AG seit 2002 eine Deponiegasverdichter- und Hochtemperaturfackelanlage vorgehalten und betrieben. Ziel der Entgasung ist neben der ökologisch zu begründeten Vermeidung der Gasemission die sichere Ableitung und Behandlung der Deponiegase zur Sicherung der Gasfreiheit im Bereich der angrenzenden Betriebsflächen.

Aufgrund stark schwankender und häufig schlechter Deponiegasqualitäten im abgesaugten Gas konnte die Hochtemperaturfackel nur intermittierend betrieben werden. Wurde die Deponie jedoch zeitweise nicht entgast, konnte die Migration geringer Mengen an Deponiegas unter die Betriebsflächen des Wertstoffhofes nachgewiesen werden.

5.2 Betrieb einer Hochtemperaturfackel bis Dezember 2006

Die bis Ende Dezember 2006 am Standort der Deponie Haferteich betriebene Hochtemperaturfackel konnte anfangs nur Deponiegas mit einer Mindestmethankonzentration von 25 Vol.-% sicher behandeln.

Die Deponiegasqualität unterlag jedoch vor allem bei stark schwankenden Luftdruckverhältnissen sehr starken Schwankungen. Die Methankonzentration konnte ohne Veränderung der kollektorspezifischen Absaugsituationen zwischen 15 und 45 Vol.-% schwanken. Dabei waren wie auf einer Vielzahl von Deponien hohe Methankonzentrationen bei fallendem Luftdruck und geringe Methankonzentrationen bei steigendem Luftdruck nachzuweisen.

Die Anlagenverfügbarkeit der Hochtemperaturfackel lag bei unter 60 %, maßgeblich verursacht durch die zu geringe Deponiegasqualität.

Aufgrund der Anforderungen einer Schutzentgasung an den Anlagenbetrieb wurden Lösungen zur Ausweitung des Arbeitsbereiches der installierten Anlagentechnik gesucht, in deren Ergebnis die HAASE-Deponieschwachgasfackel als Prototyp auf der Deponie Haferteich installiert wurde.

5.3 Einsatz der Deponieschwachgasfackel ab Januar 2007

5.3.1 Anlagentechnik

Die Schwachgasfackel hat eine Gesamtfeuerungsleistung von 180 kW und deckt einen Regelbereich von 5:1 ab, somit lassen sich Absaugleistungen zwischen 35 und 180 m³/h erzielen.

5.3.2 Betriebsergebnisse

Die grundsätzliche Funktionsweise der HAASE-Schwachgasfackel ist im Punkt 4 dargestellt. Die Schwachgasfackel wurde im Januar 2007 installiert und probetrieben. Im Rahmen des Probetriebes konnten die folgenden Betriebszustände nachgewiesen werden:

Maximale Methankonzentration	kein Grenzwert
Minimale Methankonzentration	8 Vol.-%
Maximale Feuerungsleistung	180 kW
Minimale Feuerungsleistung	40 kW
Thermische Arbeitsbereich	1:4,5
Hydraulischer Arbeitsbereich	ca. 1:10
Methanbedingte Anlagenstillstände in 2006	ca. 40 %
Methanbedingte Anlagenstillstände in 2007	15 %
Methanbedingte Anlagenstillstände in 2008	2 %
Anlagenverfügbarkeit in 2008	92 %

Durch den Einsatz der HAASE-Deponieschwachgasfackel konnte die Anlagenverfügbarkeit signifikant erhöht werden. Für das Jahr 2007, in dem die Anlagentechnik getestet und optimiert wurde, betrug sie 81 %, für das aktuelle Betriebsjahr 92 %.

5.3.3 Ausblick

Die Betriebsergebnisse für die HAASE-Deponieschwachgasfackel auf der Deponie Haferteich zeigen, dass mit der Entwicklung dieser Anlagentechnik nun eine Deponiegasbehandlungstechnik zur Verfügung steht, die die Vorteile geringer Investitions- und Betriebskosten sowie den einfachen Betrieb einer Hochtemperaturfackel vereint mit dem weiten Arbeitsbereich und der dadurch hohen Anlagenverfügbarkeit auch bei schlechten Gasqualitäten, die bislang nur die VocsiBox als RTO-Anlage auszeichneten.

Für Deponien mit längerfristig 15 Vol.-% Methan und mehr ist der Einsatz modifizierter Hochtemperaturfackeln ausreichend. Sind Methankonzentrationen < 15 Vol.-% zu erwarten und ist das Gas trotzdem kontinuierlich und sicher zu behandeln, dann kann die HAASE-Deponieschwachgasfackel zum Einsatz kommen.

5.3.4 Auswirkungen auf den HAASE-Anlagenpool

Aufgrund der Betriebserfahrungen bei der Entgasung der Deponie Haferteich sowie der aktuellen Marktlage im Bereich von Deponieentgasungsanlagen wurde ein Teil der HAASE-eigenen Deponiegasförder- und Hochtemperaturfackeln modifiziert, so dass nun mit dieser Anlagentechnik Deponiegas bis zu einer Mindestmethankonzentration von 15 Vol.-% sicher behandelt werden kann. Mit dieser Maßnahme konnten wir die Anlagenverfügbarkeiten auf vielen Deponiestandorten erheblich erhöhen.

6 Zusammenfassung

Die Deponiegassituation auf Siedlungsabfalldeponien verändert sich stetig. Aufgrund des Ablagerungsendes für unbehandelte Siedlungsabfälle sinkt die Gasproduktion auf fast allen Deponien. Der zeitliche Verlauf der qualitativen und quantitativen Veränderungen ist jedoch standortspezifisch. Erfahrungen auf von der HAASE Energietechnik AG betriebenen Deponien zeigen, dass mit einer Halbierung der zur Verfügung stehenden Deponiegasmenge ca. alle 5 bis 8 Jahre zu rechnen ist.

Für die zeitlich veränderten Deponiegasmengen und -qualitäten stehen verschiedene Gasbehandlungstechniken zur Verfügung. Am Markt durchgesetzt haben sich für alle Gasbehandlungstechniken containerisierte, mobile Anlagen, die entsprechend der Entwicklung der Gassituation ausgetauscht und angepasst werden können.

Als Reaktion auf häufiger auftretende schlechte Deponiegasqualitäten mit Methankonzentrationen deutlich kleiner 25 Vol.-% hat die HAASE Energietechnik AG eine Deponieschwachgasfackel entwickelt und den Prototyp seit Anfang 2007 auf der Deponie Haferteich in Betrieb.

Die HAASE-Schwachgasfackel ermöglicht am Standort Deponie Haferteich die Behandlung von Deponiegas mit Methankonzentrationen > 8 Vol.-%. Möglich wird dies durch die Optimierung der Fackelkomponenten Brennkammer und Brenner sowie die Verbrennungsluftvorwärmung.

Durch den Einsatz der Schwachgasfackel konnten die brenngasbedingten Anlagenausfallzeiten signifikant gesenkt und die Qualität der als Schutzentgasung durchgeführten Deponieentgasung damit erhöht werden.

Mit der HAASE-Schwachgasfackel steht nun eine Gasbehandlungstechnik zur Verfügung, die die vorhandene Lücke zwischen der Hochtemperaturfackel und der VocsiBox schließt.

7 Literatur

G. Rettenberger (Hrsg.), 1995, Betriebsleiterhandbuch Deponiegas.

K.-U. Heyer, K. Hupe, R. Stegmann, 2002, Technische Umsetzung und Kosten der in-situ Stabilisierung mit dem AEROflott-Verfahren: Erfahrungen auf den Altdeponien Kuhstedt, Amberg und Milmersdorf, Deponietechnik 2002,

R. Kahn, 2005, Was tun mit Deponieschwachgas

R. Kahn, 2002, Ergebnisse eines BMBF-Forschungsvorhabens zur MBA-Abluftreinigung

W. Butz, 1997, Klimarelevanz von Deponiegasemissionen, Trier

L. Kügler, 2006, Schwachgasverbrennung, Ludwigsburg

Anschrift der Verfasser

Dipl.-Ing. Axel Ramthun
HAASE Energietechnik AG
Gadelander Straße 172
D-24531 Neumünster
Telefon +49 4321 878 322
Email: axel.ramthun@haase.de
Website: www.haase-energietechnik.de

Dr. Falk Karstens
HAASE Energietechnik AG
Gadelander Straße 172
D-24531 Neumünster
Telefon +49 4321 878 216
Email: falk.karstens@haase.de
Website: www.haase-energietechnik.de

Entgasung großer Deponien

Besonderheiten, Auslegung, Probleme

Arnd Seyfert

SEF-Energietechnik GmbH, Zwickau

Degassing systems of big landfills - specifics, construction, problems

Abstract

The collection and utilisation of landfill gas at big landfills become more important particularly due to environmental protection needs. The trading with carbon credits is an additional economic basis to install appropriate systems and guarantees long-term profitable operation. Problems exist regarding the price volatility as well as the timed trading cycles.

Big landfills have special constructive requirements concerning degassing systems. A simple application of the construction design of smaller landfills is impossible. Further, the degassing potential will be overestimated in the landfill gas prognoses very often. The reasons are: rate of landfill gas consumption (50 %) is too high, the biological anaerobic state of the deeper stored waste slices, considered half-life-period of the waste is too long, problems with infiltrated water zones as well as control and adjustment problems due to the number of pipes and gas collecting stations.

Further problems are the insufficient qualification of the operation and regulation personnel for system adjustment as well as the high project distance with special regional and climatic needs.

Only with an appropriate planning and basic evaluation as well as an ongoing servicing at construction phase and in the first operation phase projects can be implemented economically advantageous.

Inhaltsangabe

Die Fassung und Verwertung des Deponiegases aus großen Deponien gewinnt insbesondere auf Grund der Klimaschutzproblematik zunehmend an Bedeutung. Der Handel mit CO₂-Zertifikaten bietet eine zusätzliche ökonomische Grundlage entsprechende Systeme zu errichten und wirtschaftlich zu betreiben. Probleme bestehen hinsichtlich der Preisvolatilität sowie der begrenzten Handelszyklen der Zertifikate.

Bei großen Deponien bestehen besondere Ansprüche an die Auslegung sowie die Gestaltung von Entgasungssystemen. Eine einfache Anwendung planungstechnischer Prinzipien kleiner Deponien ist nicht möglich. Hinsichtlich der Deponiegasprognose werden die Potenziale oftmals überschätzt. Ursache sind u.a. die oftmals kaum zu realisierenden Fassungsgrade (50%), die biologische Inaktivität tiefer liegender Schichten, zu lang angesetzte Halbwertzeiten, Probleme mit Wassereinstauzonen sowie regelungstechnische Besonderheiten im Abgleich vieler Leitungsstränge und Gassammelstationen.

Weitere Problemfelder sind nicht ausreichende Qualifikationen der Betreiberfirma sowie des Betriebspersonals im Rahmen der Bedienung und Betreuung des Entgasungssystems sowie die oftmals entfernt liegenden Regionen mit ihren klimatischen sowie länderspezifischen Besonderheiten.

Nur durch eine sachgerechte Planung und Grundlagenermittlung mit Betreuung bei der Systemumsetzung sowie Einweisung in den Anlagenbetrieb können Projekte wirtschaftlich umgesetzt und betrieben werden.

Keywords

Großdeponien – big landfills

Zertifikatshandel – carbon credits

Deponiegasprognose – landfill gas prognosis

Angepasste Entgasungskonzepte – adapted degassing systems

Auslegungskriterien – design criteria

Horizontale und vertikale Entgasungskomponenten – horizontal and vertical degassing components

1 Einführung

Mülldeponien liegen nach der Landwirtschaft und der Energieversorgung bei den anthropogen verursachten Methanemissionen weltweit an dritter Stelle (20 - 30 %). In den Industrieländern sind die Emissionen rückläufig, in den Schwellenländern ansteigend. Nachfolgende Grafik beinhaltet eine Übersicht über die Methanemissionsentwicklung in Deutschland.

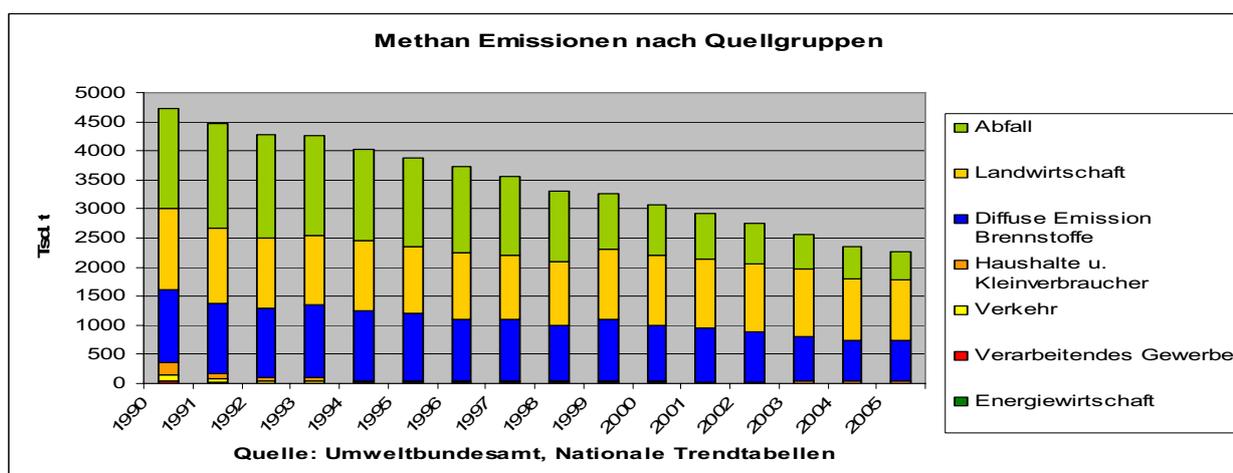


Abbildung 1 Methanemissionen in Deutschland nach Quellgruppen

Länder- und Regionalspezifisch sowie „wohlstandsabhängig“ erfolgt die Ablagerung je nach Abfallaufkommen jeweils auf wenige große (z.B. Türkei) oder mehrere kleinere, oftmals auch wilde, Deponien (z.B. Bulgarien). Eine zunehmende Zentralisierung der Abfallablagerung ist in allen Ländern bei einem Voranschreiten der industriellen und technischen Entwicklung zu verzeichnen. Z.B. gab es 1970 in der BRD 50.000 registrierte Müllkippen, 1990 noch 290 in den alten Bundesländern!

Insbesondere Großdeponien haben als Reaktordeponien ein „großes Deponiegas-Bildungspotenzial“ und somit Emissionsminderungspotenzial; Kleindeponien nur bei Vorhandensein spezifischer Rahmenbedingungen.

Das „wirtschaftlich erschließbare“ Potenzial ist stark von den regionalen Gesetzen und Einspeisebedingungen abhängig, jedoch bildet der CO₂-Zertifikatshandel eine wirtschaftliche Grundlage. Die gilt nicht nur für Deponien der „Unterzeichnerstaaten“ zum Kyoto-Protokoll, sondern aus Gründen des Handels mit freiwilligen Zertifikaten (VER-s) auch für Deponien der „Nichtunterzeichnerstaaten“.

2 Abschätzung erschließbares CO₂-Emissionspotenzial

Obwohl insbesondere auf Großdeponien günstige Rahmenbedingungen für die Fassung und Verwertung des Deponiegases vorhanden sind, können die benannten Emissions-Minderungspotenziale nicht umfassend erschlossen werden. Einschränkende Faktoren sind dabei:

- Ein großer Anteil an Emissionen wird bereits vor der geplanten Installation eines Entgasungssystems emittiert.
- Es besteht ein entsprechender Zeitbedarf bis zum vollumfänglichen Ausbau des Entgasungssystems (0,5 bis 2 Jahre).
- Auch nach der Installation kann maximal ein Fassungsgrad von 30 % bis 50 % realisiert werden.
- Restemissionen, die nach der Einstellung der aktiven Gasverwertung bzw. aus Schwachgaszonen auch während der aktiven Verwertung emittiert werden, sind nicht vermeidbar.

Im Ergebnis der Abschätzungen kann das Potenzial für die tatsächliche Minderung aus anthropogen verursachten Methanemissionen von Deponien nur mit 5 - 10 % abgeschätzt werden (Basis 20 – 30 % Gesamtanteil).

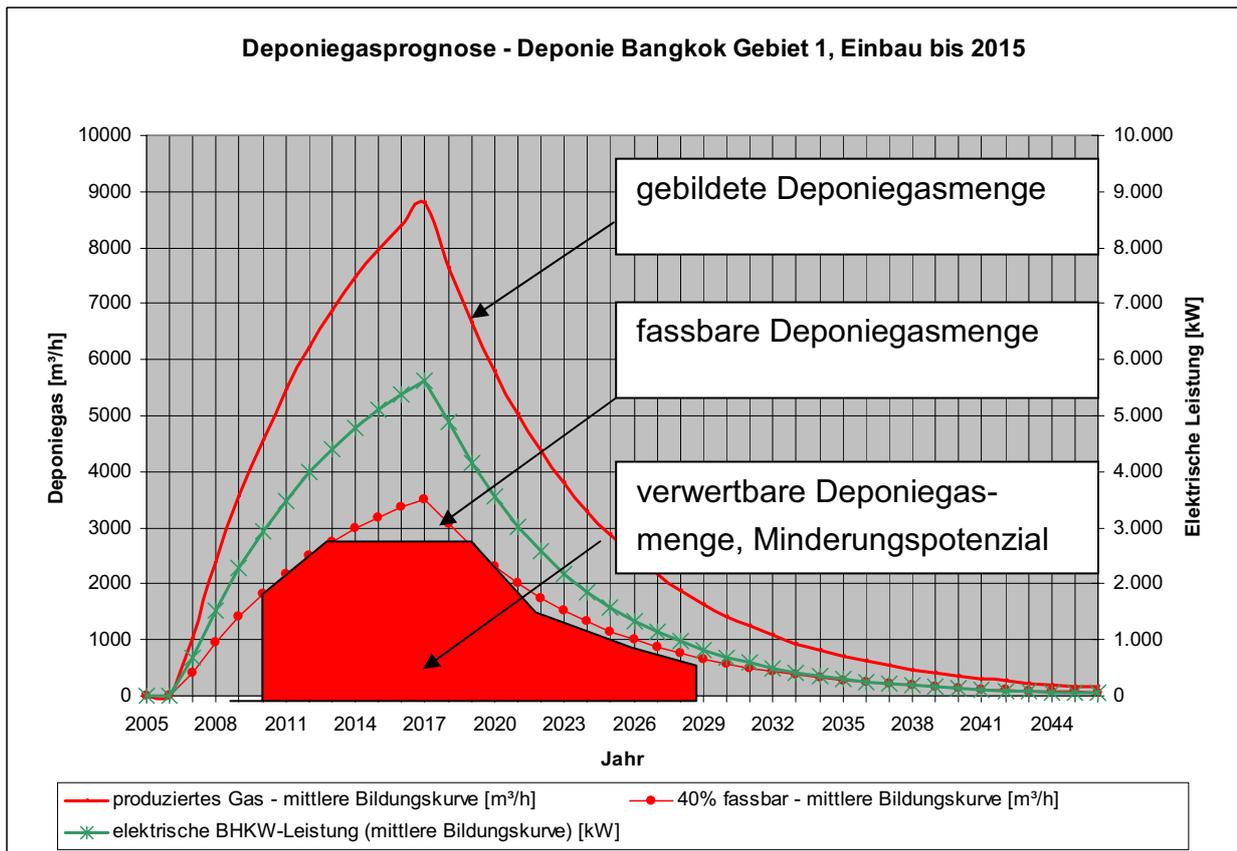


Abbildung 2 Einteilung nach gebildeter, fassbarer sowie verwertbarer Deponiegasmenge

3 Einfluss des Zertifikatshandels auf die Projektwirtschaftlichkeit

Insbesondere durch den Handel mit CO₂-Zertifikaten konnte eine wirtschaftliche Basis für die weltweite Umsetzung von Projekten zur Deponieentgasung geschaffen werden. Die Vergütung des eingespeisten Stromes ist nicht mehr das alleinige Kriterium für die Refinanzierung entsprechender Projekte. Nachfolgend eine beispielhafte Abschätzung für die Generierung von CO₂-Zertifikaten aus einer Großdeponie in Bangkok.

Tabelle 1 Abschätzung für generierbare CO₂-Zertifikate auf einer Großdeponie

Jahr	CO ₂ -Zertifikate Gebiet 1 (2015) t	CO ₂ -Zertifikate Gebiet 2 (2015) t	Reduktionsfaktor der das unaufgebaute Sys- tem berücksichtigt	Summe der CO ₂ -Zertifikate Gebiet 1 und 2
2009	117.700,0	78.367,0	0,5	98.033,5
2010	148.437,0	98.858,0	0,8	197.836,0
2011	174.628,0	116.319,0	0,9	261.852,3
2012	196.948,0	131.198,0	1	328.146,0
2013	215.967,0	143.878,0	1	359.845,0
2014	232.174,0	154.682,0	1	386.856,0
2015	245.984,0	163.890,0	1	409.874,0
2016	257.753,0	171.735,0	1	429.488,0
2017	267.782,0	152.019,0	1	419.801,0
2018	228.144,0	129.498,0	1	357.642,0
2019	194.367,0	110.307,0	1	304.674,0

Im benannten Beispiel können nach vollständigem Ausbau des Entgasungssystems jährlich ca. 400.000 Tonnen CO₂-Zertifikate verbucht werden. Das entspricht bei einem angesetzten Handelswert von 10 Euro/EUA (je nach Standard und Handelszeit unterschiedlich, derzeit über 20 Euro/EUA möglich) jährlichen Einnahmen von 4.0 Mio. Euro. Auch bei Berücksichtigung geringerer Vergütungen bei Ansatz von freiwilligen Zertifikaten (5 Euro/Zertifikat) resultieren noch Einnahmen von ca. 2.0 Mio. Euro. Dagegen können aus der Verstromung von Deponiegas bei ca. 10 MW installierter Leistung und einer Vergütung von angenommenen 6 ct/kWh bei 8.000 Jahresbetriebsstunden 4.8 Mio. Euro erwirtschaftet werden. Im Verhältnis ergeben sich folglich mindestens „paarige“ Einnahmequellen.

In der Abschätzung sind zusätzlich die Kosten für die Zertifizierung (ca. 10 %), zusätzliche Aufwendungen für die Messtechnik und notwendige Zulassungszeiten zu berücksichtigen. Weiterhin bestehen landesspezifische Probleme bei der Zulassung und Registrierung entsprechender Projekte.

4 Großdeponien, Einordnung, Arten, Verfüllregime

Die Einteilung von Großdeponien kann nach bestimmten Kriterien vorgenommen werden. Auch wenn die Festlegung bestimmter Schwellenwerte als Zuordnungswert für eine Großdeponie immer nur als Richtwert gelten kann, erfolgt nachfolgend eine Abschätzung vom Autor. Als Großdeponien werden hierbei Deponien mit:

- einem Ablagerungsvolumen > 2.000 t/d bzw. 730.000 t/a,
- sowie einer Fläche > 20 ha eingestuft.

Großdeponien sind weiterhin gekennzeichnet durch:

- Entsorgung von Großstätten bzw. Großregionen
- konstantes Abfallaufkommen / -zusammensetzung - da oftmals keine Konkurrenz bzw. Ablagerungsalternativen vorhanden sind
- hohe Einbauraten und Ablagerungsvolumen
- verbesserter Umweltschutz – da Kapazitätsbündelung sowie oftmals Förderung
- meist langfristiges Nutzungspotenzial – dadurch Investitionssicherheit gegeben

Eine weitere Einordnung kann nach Arten:

- Hangdeponien
- Grubendeponien
- Hügeldeponien
- Entsprechende Mischformen

sowie nach dem Verfüllregime erfolgen:

- großflächiger Dünnschichteinbau
- Hangschüttung
- Zonenbefüllung



Bild 1 Beispiel für eine Hangdeponie (Ankara, Türkei) und eine Hügeldeponie (Istanbul, TR)

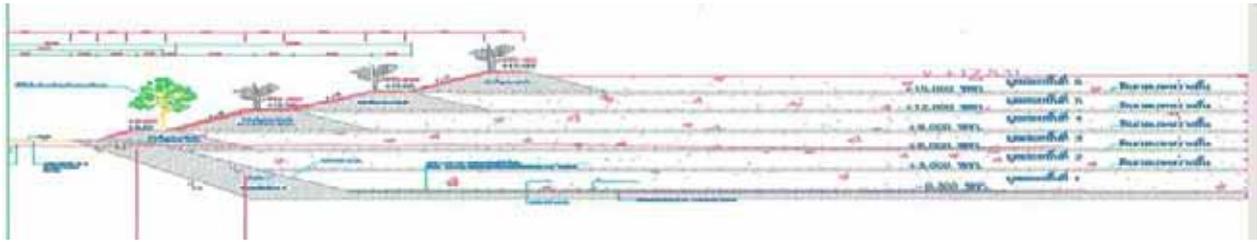


Abbildung 3 Beispiel für eine Deponie mit Dünnschichteinbau in Bangkok, Thailand

Problempunkte bei Großdeponien sind:

- heterogene Befüllung – gekennzeichnet durch zeitlich und örtlich unterschiedlich befüllte Einbaubereiche
- große Setzungen – Standfestigkeit in weiten Bereichen nicht vorhanden
- hoher Sicker- / Oberflächenwasseranfall
- hohes Schadstoffpotenzial - Nachsorgeproblematik
- Einen besonderen Einfluss der klimatischen Verhältnisse auf das gesamte Deponieverhalten – z.B. Regenmengen variieren von 350 ... 1200 mm/m²Jahr und führen zu sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen.

5 Deponieentgasung – Berücksichtigung der besonderen Verhältnisse auf Großdeponien

Neben den allgemeinen Problempunkten führen insbesondere nachfolgende Sachverhalte zu besonderen Anforderungen an die Gestaltung und Konstruktion von Entgasungssystemen auf Großdeponien:

- Großflächigkeit der Einbauareale – Probleme hinsichtlich der Einhaltung notwendiger Leitungsgefälle
- Wassereinstauzonen, insbesondere bei Hangdeponien – können die sachgerechte Gasfassung in betroffenen Teilgebieten erschweren
- Schadstoffbelastung – die Schadstoffbelastung kann in Teilbereichen sowie in zeitlich differenten Ablagerungszonen stark variieren, bei einem nicht besaugten Systems sind keine exakten Aussagen möglich

- Hohe Schütthöhen führen zu sehr großen Verdichtungen im Untergrund, großflächige flache Schüttungen zu einer aeroben Stoffumsetzung – in beiden Fällen ist das für den Gasbildungsprozess ansetzbare Organikpotenzial abgemindert.
- Zur Systemerrichtung sind lange Bauzeiten erforderlich, weiterhin muss oftmals auf Grund des weiteren Deponieausbaus das System ständig erweitert werden – zeitlich prognostizierte Einnahmen können nicht oder nur verspätet generiert werden.
- Materialverfügbarkeit – landesspezifisch gibt es sehr große Abweichungen hinsichtlich der Verfügbarkeit sowie Kosten der einzusetzenden Materialien
- Regeltechnische Probleme - lassen die komplexe Erfassung aller Zonen nicht zu, Regelpersonal ist überfordert und oftmals nicht ausreichend qualifiziert
- Unerfahrenheit des Projektträgers – oftmals werden Großprojekte nach Ausschreibung an Anbieter und Bauträger mit keiner ausreichenden Erfahrung im Deponiebau vergeben
- Langfristigkeit der Deponiegasverwertung sowie verfügbare Organikanteile werden auf Großdeponien oft überschätzt!

6 Prognose der Deponiegasmengen - Berücksichtigung der spezifischen Verhältnisse notwendig

Die Deponiegasprognose muss unter Berücksichtigung der spezifischen Rahmenbedingungen sowie der lokalen klimatischen Verhältnisse erstellt werden. Ein großer Erfahrungsschatz ist auf Grund der oftmals unzureichend bekannten Rahmenparameter erforderlich. Insbesondere der Organikgehalt des Deponats variiert regional- und länderspezifisch sehr stark. Als Beispiel erfolgt eine Berechnung des Organikgehaltes auf einer Deponie in Weißrussland anhand von Ergebnissen der Bohrproben.

Tabelle 2 Ergebnis: Organikgehalt Deponie „Minsk“ Weißrussland 7,869 kg/t

Fraktion	Gewichts- prozent	Wasser- gehalt [%]	Gewichts- prozent der Trocken- masse	Biologisch abbaubarer Kohlenstoff (TOC)	Gewichts% des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs (TOC)	Ergebnis nach der Wasserent- fernung und Fermentation
Küchenabfälle	10,00	65	6,50	65	4,225	2,28
Gartenabfälle	6,00	50	3,00	50	1,500	1,50
Grobfraktion	0,00	50	0,00	40	0,000	0,00
Feinfraktion	0,00	40	0,00	20	0,000	0,00
Glas	1,00	0	0,05	0	0,000	0,05
Pappe	4,00	20	0,80	50	0,400	0,40
Papier	4,00	20	0,80	50	0,400	0,40
Verbundstoffe	0,00	15	0,00	20	0,000	0,00
Kunststoffe	12,00	15	1,80	0,5	0,009	1,79
Metall	0,00	0	0,00	0	0,000	0,00
Problemabfälle	0,00	5	0,00	2	0,000	0,00
Textilien	50,00	20	10,00	9	0,900	9,10
Knochen,	5,00	30	1,50	25	0,375	1,13
Mineralien,	4,00	5	0,20	0	0,000	0,20
Windeln	0,00	50	0,00	40	0,000	0,00
Elektroschrott	0,00	10	0,00	0	0,000	0,00
Sonstiges	0,00	15	0,00	10	0,000	0,00
Holz	4,00	15	0,60	10	0,060	0,54
Sperrmüll	0,00	20	0,00	11,24	0,000	0,00
					TOC	
Gesamt	100,00		25,25		7,869	17,39

Demgegenüber konnten z.B. Organikgehalte für die Deponie „Bursa“ in der Türkei mit 168 kg/t ermittelt werden. Die sachgerechte Prognose des Gasbildungspotenzials ist insbesondere bei Großdeponien notwendig, da ein Absaugversuch auf Grund des zeitlichen Limits meist nicht möglich ist. Weiterhin kann ein territorial begrenzter „herkömmlicher Absaugversuch“ über einen Zeitraum von 3 Monaten auf Grund des großen Porenvolumens keine belastbaren Ergebnisse erbringt. Besaugungszeiten von über einem Jahr sind dazu erforderlich.

Fazit: Oftmals wird das Deponiegaspotenzial zu hoch abgeschätzt. Verantwortlich sind falsch angesetzte Halbwertzeiten, zu hohe Organikanteile und Vernachlässigung von notwendigen Minderungspotenzialen. Weiterhin können die angesetzten Fassungsgrade auf Grund mangelhafter Systeme sowie der benannten Problemstellungen nicht realisiert werden.

7 Vertikal- oder Horizontalsystem – Was ist besser?

Für die Deponiegasfassung haben sich in der Vergangenheit oftmals Vertikalsysteme mit einem Gasbrunnenabstand von ca. 50 m durchgesetzt. Horizontalsysteme sind auf Grund umsetzungstechnischer Probleme in den Hintergrund geraten. Dies jedoch zu unrecht!

7.1 Vertikalsystem – Gasbrunnen

Was zeichnet ein Vertikalsystem aus?

- nachgewiesene Wirksamkeit
- geringer Anspruch an die Oberflächenkontur bzw. Ablagerungsstruktur bei der Errichtung
- Funktionsprobleme bei erhöhtem Wasserstand
- Spezialunternehmen für die Abteufung der Bohrungen notwendig
- Weitere Überfüllung des Gebietes nach Installation der Gasbrunnen ist problematisch
- spezifisch hohe Errichtungskosten



Bild 2 Ausführungsbeispiel eines Vertikalbrunnens

7.2 Horizontalsystem – Gasrigolen

Wodurch ist ein Horizontalsystem gekennzeichnet?

- bisher in der Funktion oft problembehaftet
- höhere Ansprüche an Abdeckung sowie Oberflächengestaltung/-gefälle
- zusätzliche als Wasserdrainage einsetzbar
- Überschüttung möglich bzw. sogar vorteilhaft
- Insbesondere neue Einbaubereiche sind problemlos erschließbar
- preiswert in der Herstellung bei Vorhandensein definierter Rahmenbedingungen
- Einsatz eigener Fachkräfte/Technik für die Einbringung möglich



Bild 3 Ausführungsbeispiel einer Entgasungsrigole

7.3 Kombiniertes System – kann Vorteile beider Varianten vereinen

Mit einer zonenabhängigen Kombination aus beiden Systemen kann ein optimales Entgasungsergebnis erzielt werden. Folgende grundsätzliche Auslegungskriterien können formuliert werden.

- Altbereiche sowie Bereiche mit geringer Wasserbelastung – Vertikalbrunnen möglich
- Neubereiche sowie Bereiche mit Wassereinstau und weiterer Überfüllung – horizontale Entgasungsrigolen

Grundsätzlich bedingt die Realisierung eines Fassungsgrades von mehr als 30 % bei Großdeponien immer entsprechend hohe Systemaufwendungen.

Nachfolgend eine grafische Übersicht über das aus Gasbrunnen sowie Gasrigolen kombiniert gestaltete Gasfassungssystem auf der Deponie „Mamak“ in Ankara.

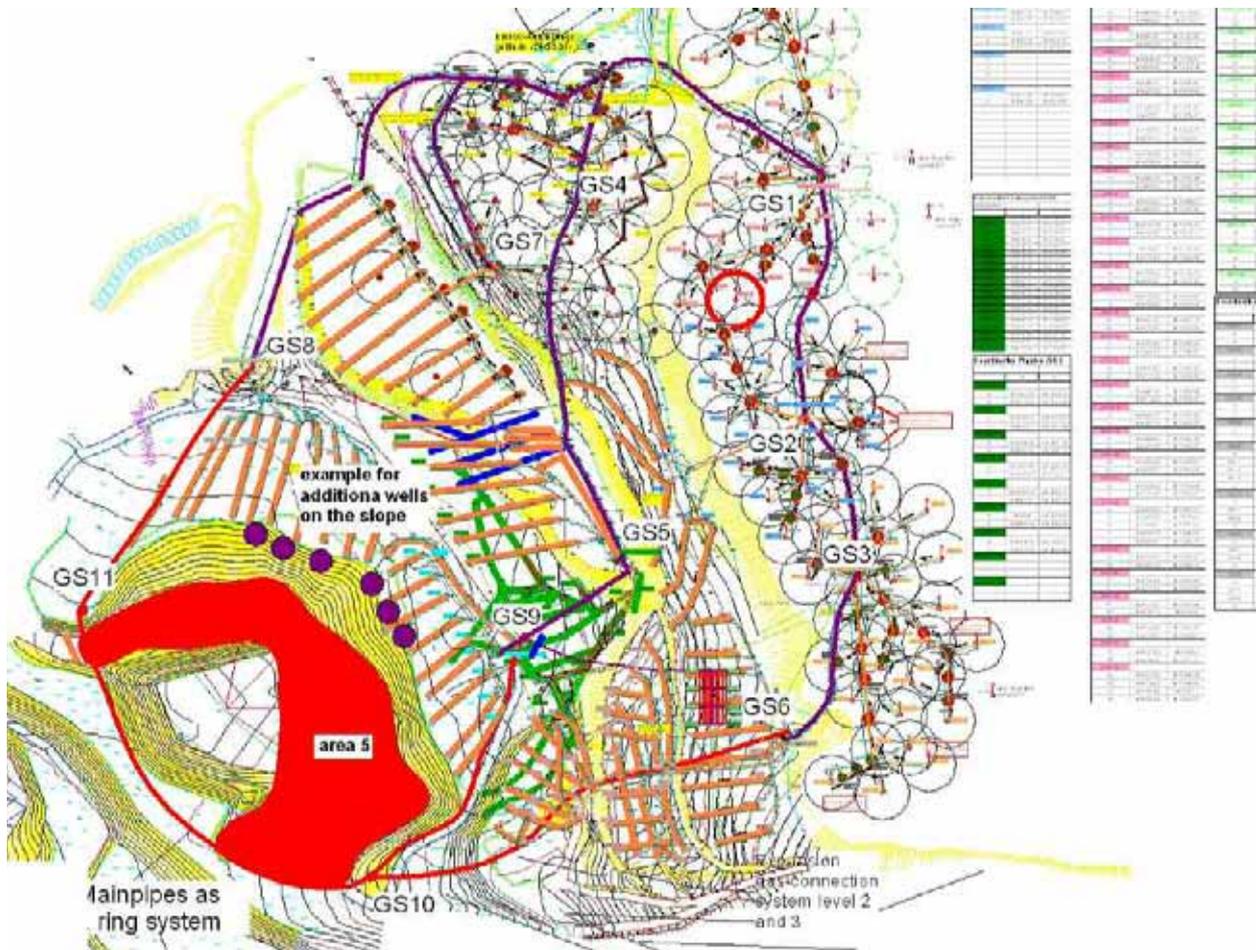


Abbildung 4 Entgasungskonzeption für die Deponie „Mamak“ in Ankara (Türkei)

8 Weitere Problemfelder Großdeponien

8.1 Hinsichtlich der Deponieentgasung

- Problem „Müllwanderung“ - insbesondere Hangdeponien neigen zu einer kontinuierlichen Müllverlagerung, in der Systemkonzeption ist dies zu berücksichtigen
- Hoher Sickerwasseranfall (teilweise 15 m³/h) - ohne die sachgerechte Entwässerung des Deponiekörpers ist eine Optimierung der Deponiegasfassung nicht möglich, Auslegung und Installation bereiten oft enorme Schwierigkeiten



Bild 4 Hangschüttung mit kontinuierlicher Müllverlagerung

8.2 Hinsichtlich der Deponiegasverstromung

Schadstoffproblematik

- Anforderungen der Motoren/BHKW-Hersteller an die Reinheit des Deponiegases ist in den vergangenen Jahren auf Grund von Schadensfällen enorm gestiegen, Die Einhaltung definierter Messverfahren und Messausrüstung wird gefordert – z. B. neue Deutz-Messvorschrift

Elektronetzanbindung

- Anlagen im Megawattbereich benötigen einen stabilen Netzeinspeisepunkt, evtl. ist ein Umspannwerk notwendig. Abschaltungen in Ländern mit nicht so hoch entwickelter Infrastruktur sind an der Tagesordnung

Verfügbarkeit der BHKW-Anlagen

- Ein BHKW-Anlagenpark mit hoher Stückzahl (mehr als 5 Anlagen) bedarf eines eigenen geschulten Wartungs- und Betriebspersonals. Eine Maschine befindet sich ständig in einem Wartungszyklus bzw. in Reparatur

Stromeinspeisung/Stromvergütung

- Ohne ein rechtssicheres Einspeisegesetz sind Rahmenverträge mit meist kurzfristiger Laufzeit oftmals eine unbefriedigende Projektgrundlage. Politische Unsicherheiten verschärfen diese Problematik



Bild 5 Anlage für die Deponiegasverstromung auf einer Großdeponie

9 Gesamtverwertungskonzepte als Komplettlösung

Insbesondere Großdeponien besitzen meist ein hervorragendes Potenzial zur Umsetzung von Komplettlösungen für die energetische bzw. stoffliche Verwertung der anfallenden Abfallströme. Oftmals ist durch die Anfallmenge sowie einer entsprechenden Langfristigkeit bei der Annahme sowie der zugelassenen Betriebszeit ein wirtschaftlicher Betrieb auch bei höheren Investitionen gegeben. Grundlage für die Nutzung ist eine Separierung von Stoffströmen durch Sortierungen bzw. Sortieranlagen.

Hinsichtlich der energetischen Verwertung ist eine Kombination aus einer

- Anlage zur anaeroben Vergärung der organischen Feinfraktionen
- Pyrolyse bzw. Verbrennung mit Stromerzeugung zur Verwertung der heizwertreichen Fraktionen
- Sowie Ablagerung der Reststoffe mit Erfassung und Verstromung der Deponiegasmengen in einem optimierten Prozess

eine tragbare und verfahrensmäßig verfügbare Kombination.



Bild 6 Pyrolyseanlage sowie in Bau befindlicher Fermenter auf einer Großdeponie

Neue Verfahren zur stofflichen Verwertung des Deponiegases, wie z.B. das Carbotech-Verfahren oder Verfahren zur Aufbereitung des Deponiegases auf Erdgasqualität mit Netzeinspeisung bzw. zur Versorgung der eigenen Fahrzeugflotte können die aufgezeigten Verwertungstechniken ergänzen. Weiterhin ist der Einsatz von Brennstoffzellenanlagen technisch bereits möglich. Marktreife und Wirtschaftlichkeit bedürfen jedoch noch einer weiteren Entwicklung. Die stoffliche Verwertung kann neben der üblichen Separierung von Sekundärrohstoffen, z.B. durch Veredelungsverfahren, z.B. die Herstellung von PE-Granulaten ergänzt werden.

10 Zusammenfassung

Die Fassung und Verwertung des Deponiegases aus großen Deponien gewinnt insbesondere auf Grund der Klimaschutzproblematik zunehmend an Bedeutung. Der Handel mit CO₂-Zertifikaten bietet eine zusätzliche ökonomische Grundlage entsprechende Systeme zu errichten und wirtschaftlich zu betreiben. Probleme bestehen hinsichtlich der Preisvolatilität sowie der begrenzten Handelszyklen der Zertifikate.

Bei großen Deponien bestehen besondere Ansprüche an die Auslegung sowie die Gestaltung der Entgasungssysteme. Eine einfache Anwendung planungstechnischer Prinzipien kleiner Deponien ist nicht zielführend. Durch genehmigungsrechtliche sowie umwelttechnische Kriterien ist in den Industrie- und Schwellenländern eine Zentralisierung der Deponiewirtschaft mit einem zunehmenden Anteil an Großdeponien zu verzeichnen.

In den Deponiegasprognosen werden die Potenziale oftmals überschätzt. Ursache sind u.a. die oftmals kaum zu realisierenden Fassungsgrade (50%), die biologische Inaktivität tiefer liegender Schichten, zu lang angesetzte Halbwertzeiten, Probleme mit Was-

sereinstauzonen sowie regelungstechnische Besonderheiten im Abgleich vieler Leitungsstränge und Gassammelstationen. Nicht zu unterschätzen sind nicht ausreichende Qualifikationen der Installationsfirma sowie des Betreiberpersonals im Rahmen der Bedienung und Betreuung der Anlagen in den oftmals entfernt liegenden Regionen.

Für jede Großdeponie sind je nach Aufbau, Alter, Ablagerungsstruktur sowie klimatischer Lage speziell angepasste Entgasungssysteme notwendig. Ein großer Erfahrungsschatz des Planers sowie Detailkenntnisse über den Deponieaufbau sowie der zeitlichen Ablagerung sind hier unerlässlich.

Eine Verbindung der Vorteile von vertikalen und horizontalen Entgasungselementen ist oftmals die einzige Möglichkeit mit ökonomisch vertretbaren Kosten eine angemessene Entgasung sicherzustellen. Altbereiche können vornehmlich nur mit herkömmlichen Vertikalsystemen entgast werden, wobei Neubereiche sowie Zonen mit hohen Wasserständen auch mit Horizontalsystemen umfänglich zu erschließen sind. Horizontalsysteme sind zu unrecht in der Kritik, wenn spezifische Auslegungskriterien berücksichtigt werden. Die zusätzlich realisierbare Flächendrainage birgt Systemvorteile, zusätzlich sind Systemüberschüttungen möglich.

Konzeptionell bieten Großdeponien eine hervorragende Voraussetzung zur Erstellung von klima- und umweltpolitisch relevanten Verwertungskonzepten. Neben der Stofflichen Verwertung kommen zunehmend Verfahren zur energetischen Verwertung der gesamten Abfallfraktion zur Anwendung, da eine wirtschaftliche Basis vorhanden ist. Hierbei können organische Feinfraktionen in Großbiogasanlagen anaerob vergärt, hochkalorische Anteile vergast oder verbrannt (mit Stromerzeugung) und Restfraktionen verwertet oder gleichfalls energetisch aufbereitet werden (Carbotech-Verfahren). Neue Verfahren für die stoffliche Aufbereitung können die Wirtschaftlichkeit verbessern.

Nur durch eine sachgerechte Planung und Grundlagenermittlung mit Betreuung der Systemumsetzung sowie Einweisung in den Anlagenbetrieb können Projekte wirtschaftlich umgesetzt und betrieben werden.

Anschrift der Verfassers

Dr.-Ing. Arnd Seyfert
SEF-Energietechnik GmbH
D-08058 Zwickau
Telefon: +49 (375) 2 11 93 22
Email: seyfert@sef-energietechnik.de
Website: www.sef-energietechnik.de

Wirksamkeit von Methanoxidationsschichten auf Deponien

Matthias Kühle-Weidemeier, Heinz Bogon*

Wasteconsult international, Langenhagen; *Beratender Ingenieur, Neustadt am Rbge.

Efficiency of methane oxidising landfill covers

Das Projekt wird erst zu Tagungsbeginn abgeschlossen. Daher lag bei Drucklegung des Tagungsbandes noch kein Manuskript vor. Sie können den Beitrag in Kürze aus dem Internet herunterladen:

www.wasteconsult.de/Bimetox.pdf

Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Eignung von Deponie-Abdeckschichten zur mikrobiellen Oxidation von Methan

Julia Gebert und Alexander Gröngröft

Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde

Gas Diffusivity as Limiting Factor for Methane Oxidation in Landfill Cover Soils

Abstract

Microbial oxidation of methane in landfill covers relies on effectual diffusive ingress of oxygen into the soil. In order to derive design criteria for soils intended for use as methane oxidizing biocovers, the study aimed at analysing the relationship between soil physical properties (texture, pore size distribution, compaction) and soil diffusivity. Soil diffusivity was strongly correlated with air capacity and is thus impacted by texture and degree of compaction. Using a simple box model, the diffusive oxygen ingress was simulated for various scenarios of diffusivity and advective landfill gas flux. The study results show that for the effective oxidation of methane fluxes as low as $0.5 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ the air capacity should not be lower than 18 vol.% and that finely textured or highly compacted soils are thus unsuitable for biocover application due to constricted oxygen supply to methanotrophs. Diffusivity data provide a tool both for the selection of suitable cover materials and the choice of the appropriate construction method to minimize compaction.

Zusammenfassung

Die mikrobielle Oxidation von Methan in Deponie-Abdeckschichten setzt eine hinreichende, diffusive Versorgung der methanotrophen Bakterien mit atmosphärischem Sauerstoff voraus. Ziel der vorliegenden Studie war die Untersuchung der Bedeutung bodenphysikalischer Parameter (Textur, Porengrößenverteilung, Verdichtung) für die Diffusivität ungestörter Bodenproben. Erwartungsgemäß korreliert die Gas-Diffusivität stark mit der Luftkapazität und damit dem Anteil des wasserfreien, dem Gastransport zur Verfügung stehenden Porenraumes, und wird wesentlich von der Textur und dem Verdichtungsgrad eines Substrats bestimmt. Die Simulation der Sauerstoffdiffusion mit Hilfe eines einfachen Boxmodells zeigt, dass zur vollständigen Oxidation selbst geringer Methanströme von $0.5 \text{ l m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ eine Luftkapazität von etwa 18 Vol.% nicht unterschritten werden sollte. Feiner texturierte Substrate sind daher als Methanoxidationsschicht ungeeignet. Die Gas-Diffusivität kann als Kriterium zur Auswahl geeigneter neuer Substrate und zur Beurteilung der Eignung bereits installierter Materialien herangezogen werden.

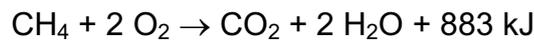
Keywords

Deponie-Abdeckschichten, Methanoxidation, Diffusion

Landfill cover soils, methane oxidation, gas diffusivity

1 Hintergrund und Zielsetzung

Die Nutzung oder Abfackelung deponiebürtigen Methans ist bei älteren Deponien aufgrund des verminderten Methangehalts und Gasaufkommens oft nicht mehr möglich. Jedoch bergen auch so genannte Schwachgase, die noch Jahrzehnte nach Abschluss der Deponierung emittiert werden, ein erhebliches Gefährdungs- und klimawirksames Potenzial und sollten behandelt werden. Gleiches gilt für Deponien, deren abgelagertes Gut von vorneherein eine geringere Gasbildung aufweist. Das Potenzial der mikrobiellen Methanoxidation in Biofiltern oder Deponieabdeckschichten zur Verminderung dieser Emissionen wurde vielfach erkannt (z. B. BARLAZ et al. 2004; SCHEUTZ et al. 2004; HUBER-HUMER et al. 2008) und hat Eingang in den seit Kurzem vorliegenden Referentenentwurf für die Integrierte Deponieverordnung gefunden. Der jüngste IPCC Bericht führt die Methanoxidation in Biofiltern oder optimierten Deponieabdeckschichten, so genannten biocovers, als Schlüsseltechnologie zur Mitigation deponiebürtiger Methanemissionen an (BOGNER et al. 2007). Dennoch fehlen bislang Empfehlungen für den technischen Aufbau von entsprechend optimierten Deponieabdeckschichten. Die mikrobielle Methanoxidation vollzieht sich nach der vollenden Reaktionsgleichung:



Eine der Grundvoraussetzungen für die Oxidation deponiebürtigen Methans in der Abdeckschicht ist damit der diffusive Einstrom atmosphärischen Sauerstoffs in die Abdeckschicht. 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. Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war daher die Beleuchtung der Bedeutung der bodenphysikalischen Eigenschaften für die Diffusivität von Böden. Daten zur Diffusivität dienen als Grundlage für die Modellierung des Eintrags von atmosphärischem Sauerstoff gegenüber verschieden starken konvektiven Deponiegasströmen.

2 Material und Methoden

2.1 Diffusionsversuche

Aus Abdeckschichten von fünf Altdeponien wurden mit Hilfe von 100 cm³ Stechringen ungestörte Bodenproben entnommen. Nach Wässerung auf einem Sandbett wurden die Proben mittels Druckentwässerung (nach RICHARDS & FIREMAN 1943) auf Wassergehalte entsprechend einer Wasserspannung von 60 hPa entwässert (auch pF 1.8 = Feldkapazität). Das bei diesem Wassergehalt noch luftgefüllte Porenvolumen (Luftkapazität, entspricht dem nach dem schwerkraftgeleiteten Abfluss des Niederschlags im Boden vorhandene luftgefüllte Porenvolumen) wurde mit einem Vakuum-Luftpyknometer bestimmt. Die Stechringe wurden anschließend in eine Diffusionskammer eingesetzt, deren Gasraum mit Stickstoff gefüllt wurde (siehe Abb. 1 a). Das diffusive Eintreten atmosphärischen Sauerstoffs über die Bodenprobe in die Kammer wurde durch gaschromatographische Analyse über die Zeit verfolgt (Abb. 1b).

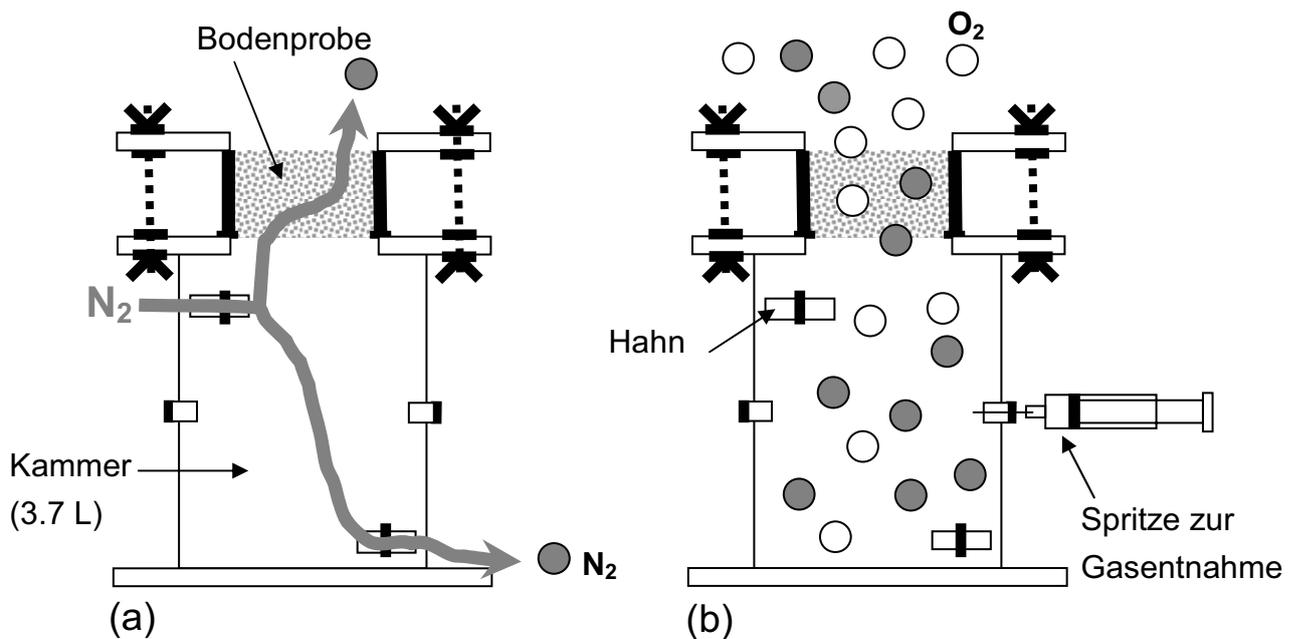


Abbildung 1 Aufbau des Diffusionsversuchs, schematisch.

Um den Einfluss der Verdichtung auf die Gasdiffusivität zu untersuchen, wurde gestörtes, homogenisiertes Bodenmaterial in definierten Stufen von 75 %, 85 % und 95 % der Proctordichte in Stechringe eingebaut und diese wie oben beschrieben behandelt. Der eingestellte Wassergehalt entsprach ebenfalls Feldkapazität.

2.2 Säulenversuche

2.3 Modellierung

Das Programm *Gasdiffu.prg* (GRÖNGRÖFT 2003) berechnet mit vorgegebenen Materialeigenschaften (z.B. Gesamtporenvolumen, Wassergehalt, Diffusionskoeffizient) die Diffusion einer Gaskomponente durch das poröse System Boden. Das System wird dabei räumlich diskretisiert. Die Diffusionsrate wird anhand des Fick'schen Gesetzes für jede Schicht berechnet. Die in einer Schicht verbleibende Gasmenge ergibt sich aus der Differenz zwischen Diffusions-Zustrom und -Abstrom. Soll ein konvektiver Gegenstrom berücksichtigt werden, wird in die Gasmenge auch die Differenz des konvektiven Flusses eingerechnet. Am oberen Rand bleibt die Gaskonzentration konstant, für das untere Segment wird unterstellt, dass der Netto-Diffusionszustrom dem Element darüber entspricht. Die Materialeigenschaften sind über die Zeit konstant.

Zur Validierung des Modells wurden Säulenversuche durchgeführt, bei denen die sich gegenüber verschiedenen entgegen gerichteten konvektiven Gasströmen einstellenden Sauerstoffkonzentrationsprofile gaschromatographisch bestimmt wurden. Den Versuchsaufbau zeigt Abb. 2.

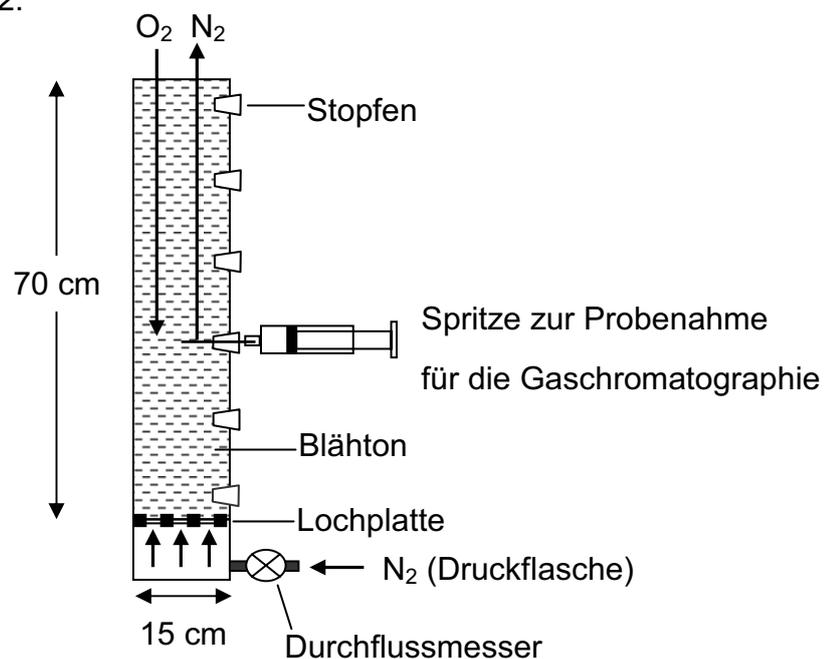


Abbildung 2 Versuchsaufbau zur Untersuchung der Diffusion von Sauerstoff entgegen konvektiven Gasströmen.

3 Ergebnisse

3.1 Diffusion von Sauerstoff in ungestörten Bodenproben

Die im Rahmen des MiMethox-Projektes (www.mimethox.de) untersuchten, von der Altdeponie K stammenden Proben weisen eine weite Spanne der Luftkapazitäten von 8 Vol.% bis nahe 40 Vol.% auf. Abb. 4 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.

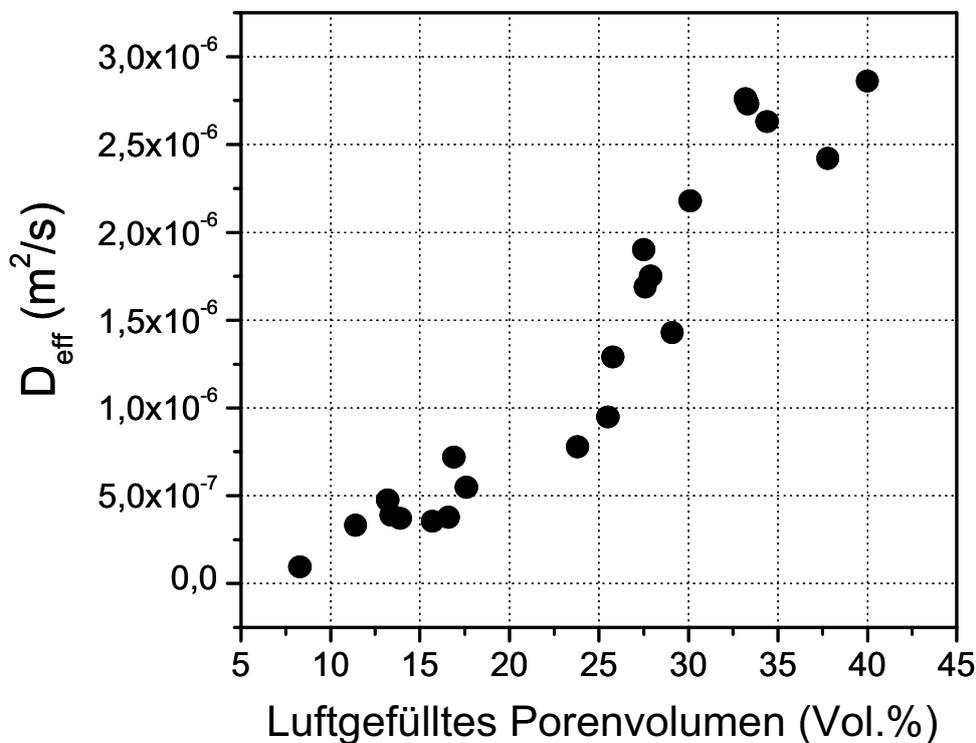


Abbildung 3 Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Diffusivität.

3.2 Einfluss der Verdichtung auf die Diffusivität

Abb. 5 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 Proc-

tordichte 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.

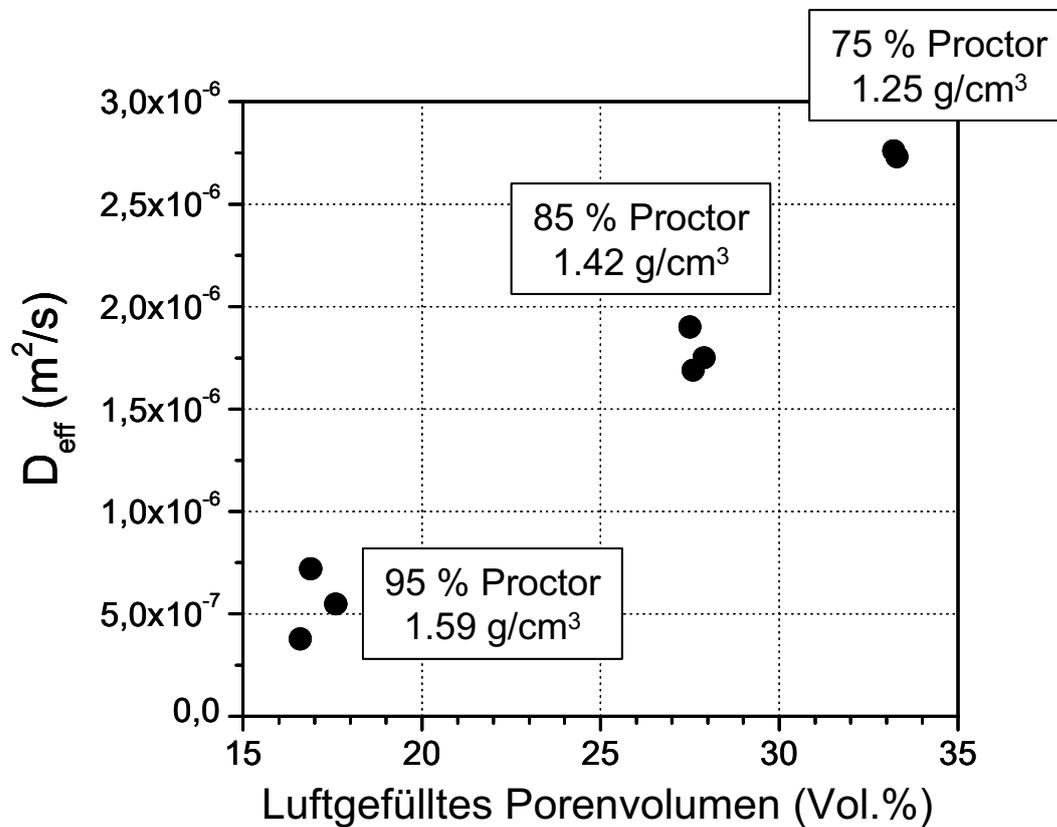
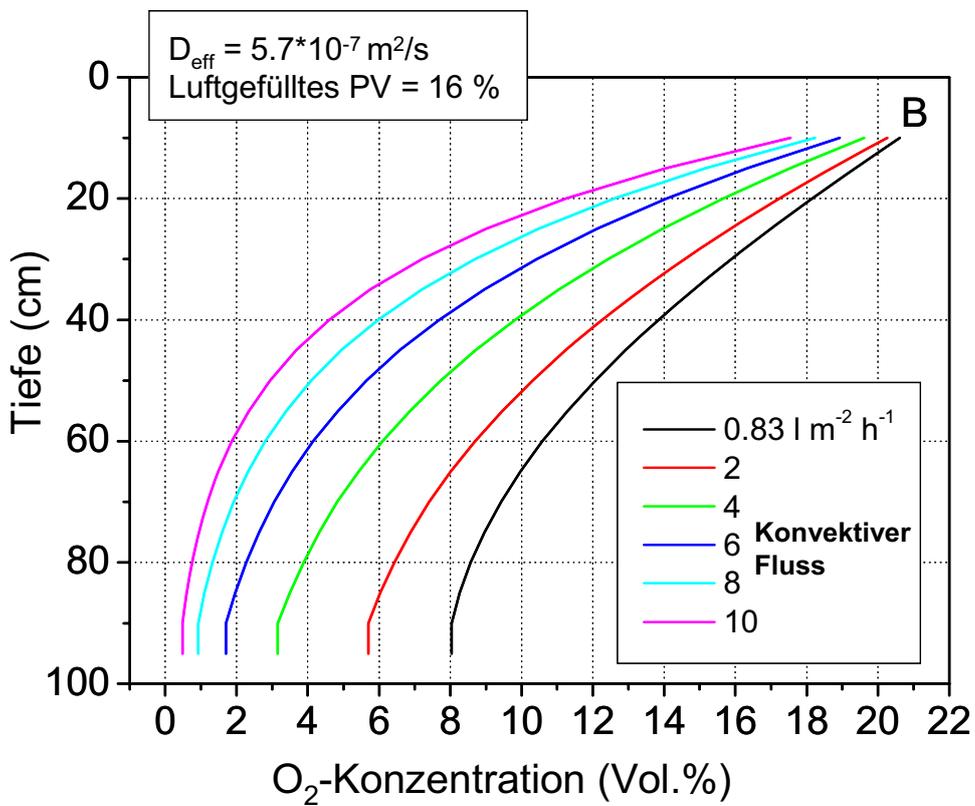
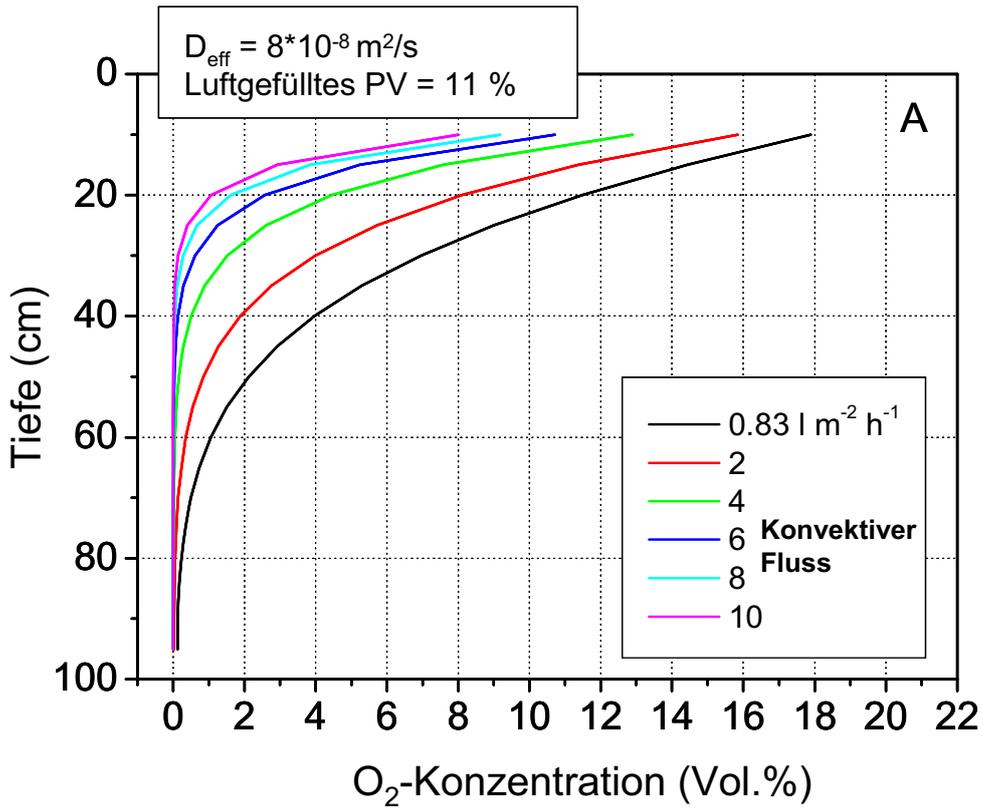


Abbildung 4 Beziehung zwischen Verdichtungsgrad, luftgefülltem Porenvolumen und Diffusivität.

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

Die sich aus Abb. 4 ergebende Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Diffusionskoeffizient wurde als Basis der Simulation von Sauerstoff-Konzentrationsprofilen in einer fiktiven Deponie-Abdeckschicht für verschiedene Szenarien konvektiven Deponiegasstroms genutzt (Abb. 6).



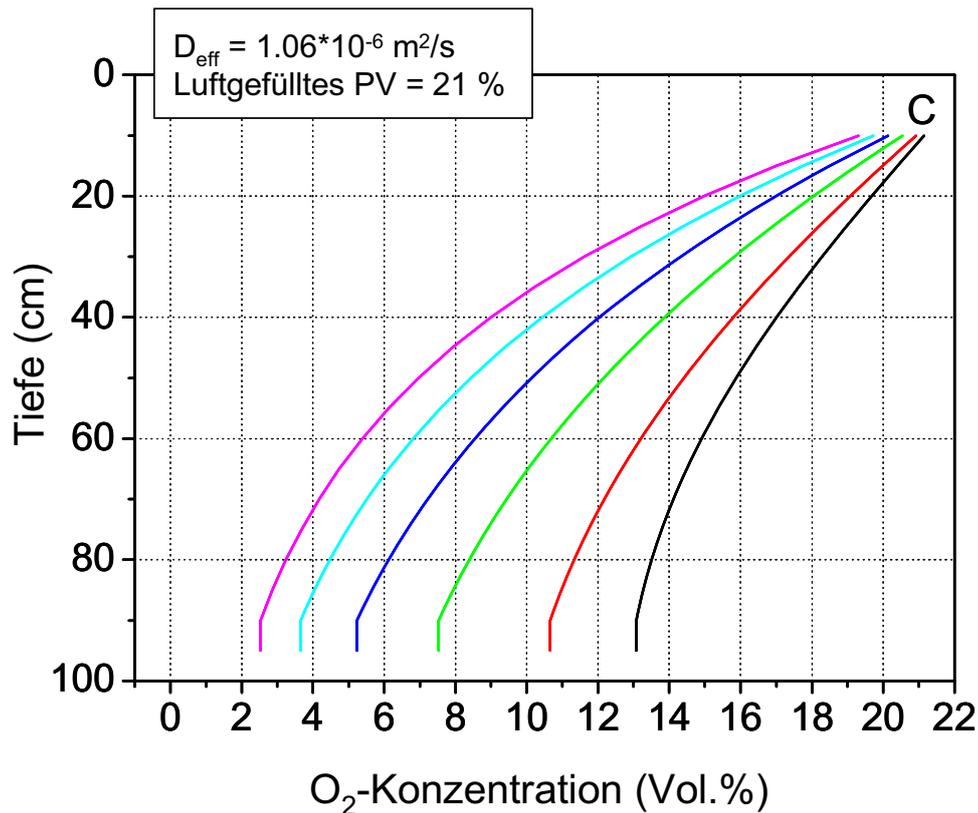


Abbildung 5 Simulation von O_2 -Konzentrationsprofilen für Szenarien geringer (A), mittlerer (B) und hoher (C) Diffusivität und verschiedener konvektiver Deponiegasströme.

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 konvektivem 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 Abb. 4). 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 ($1.4\text{-}1.6 \text{ g/cm}^3$) 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.

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Bodentextur, Porengrößenverteilung und Verdichtungsgrad beeinflussen direkt das im Boden für den Gasaustausch zur Verfügung stehende (wasserfreie) Porenvolumen. Böden von geringer Diffusivität (feiner texturierte und/oder verdichtete Böden) sind 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. Weiterhin kann aus Kartierdaten bestehender Deponie-Abdeckschichten unter Berücksichtigung der Parameter Bodenart, Lagerungsdichte, Humusgehalt und Skelettanteil die bis in eine beliebige Tiefe vorhandene Luftkapazität berechnet und damit der auf der Fläche maximal oxidierbare Methanstrom abgeschätzt werden. Im Weiteren soll die Diffusivität für verschieden texturierte Materialien entlang ihrer Wasserretentionsfunktion bestimmt werden, um so die Bedeutung der verschiedenen Porengrößenklassen für die Diffusivität zu untersuchen

5 Literatur

- | | | |
|---|------|--|
| Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden | 2005 | Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, Hrsg.: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe. |
| Barlaz, M. R.; Green R.; Chanton, J. P.; Goldsmith, C. D.; Hater, G. R. | 2004 | Biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. Environ. Sci. Technol. 2004, 38, 4891-4899. |
| Bogner, J.; Abdelrafie Ahmed, M.; Diaz, C.; Faaij, A.; Gao, Q; Hashimoto, S.; | 2007 | Waste Management, In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental |

- Mareckova, K.; Pipatti, K.; Zhang, T. Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)], 2007, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Gröngröft, A. 2003 Gasdiffu.prg. Programm zu Berechnung der Sauerstoffdiffusion in Blähton. Entwickelt unter Visual dBase 5.7, unveröffentlicht.
- Huber-Humer, M.; Gebert, J.; Hilger, H. 2008 Biotic systems to mitigate landfill methane emissions. Waste Manage. Res. 2008, 26, 33-46.
- Richards, L. A.; Fireman, M. 1943 Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soil. Soil Science 56: 395-404.
- Scheutz, C.; Mosbæk, H.; Kjeldsen, P. 2004 Attenuation of Methane and Volatile Organic Compounds in Landfill Soil Covers. J. Environ. Qual., 2004, 33, 61-71.

Anschrift der Verfasser:

Dr. Julia Gebert
Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde
Allende-Platz 2
20146 Hamburg
Telefon +49 40 42838 6595
Email j.gebert@ifb.uni-hamburg.de

Website: www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/mitarb/jgebert.htm,
www.mimethox.de

Dr. Alexander Gröngröft
Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde
Allende-Platz 2
20146 Hamburg
Telefon +49 40 42838 4395
Email a.groengroeft@ifb.uni-hamburg.de

Website: www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/mitarb/agroengroeft.htm

Anwendung von Gas-Push-Pull-Tests als neue Methode zur *in-situ*-Messung der Kinetik der Methanoxidation in Deponieabdeckschichten

Jan Streese-Kleeberg

Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg

Application of gas push-pull tests as a new method for *in-situ* measurement of methane oxidation kinetics in landfill cover soils

Abstract

In recent years, the application of biological methane oxidation for the abatement of lean gas emissions from landfills has gained considerable attention. In order to quantify and optimise the amount of methane oxidised in the landfill cover, quantitative methods for *in situ* measurement of the methanotrophic activity are needed. As a possible approach, the method of gas push-pull tests (GPPTs), which has recently been presented by Urmann et al. (2005), was optimised for the conditions in landfill covers and successfully applied at different landfills.

During a GPPT, a gas mixture consisting of one or more reactive gases (e. g., CH₄, O₂) and one or more conservative tracers (e. g., Argon), is injected into the soil. In the next step, the mixture of injected gas and soil air is extracted from the same location and periodically sampled. From the differences in the breakthrough curves, kinetic parameters for the biological degradation taking place in the soil can be derived.

Zusammenfassung

Der Einsatz der biologischen Methanoxidation wird in den letzten Jahren in zunehmendem Maße als Verfahren zur Verminderung von Schwachgasemissionen aus Deponien und Altablagerungen diskutiert und erforscht.

Um die tatsächlich in der Abdeckschicht oxidierte Methanmenge nachweisen und optimieren zu können, besteht ein Bedarf an quantitativen Messmethoden, mit denen die methanotrophe Aktivität *in situ* gemessen werden kann. Als möglicher Ansatz hierfür wurde die von Urmann et al. (2005) vorgestellte Methode der Gas-Push-Pull-Tests (GPPTs) für die Bedingungen in Deponieabdeckschichten optimiert und erfolgreich angewendet.

Während eines GPPT wird ein Gasgemisch, welches aus einem oder mehreren Reaktivgasen (z. B. CH₄, O₂) und einem oder mehreren inerten Tracergasen (z. B. Argon) besteht, mittels einer Gaslanze in den Boden eingebracht. Anschließend wird an der gleichen Stelle die Bodenluft, die jetzt aus einem Gemisch aus dem injizierten Gasgemisch und der zuvor vorhandenen Bodenluft besteht, extrahiert und periodisch beprobt. Aus den unterschiedlichen Verläufen der Durchbruchkurven der Tracer und Reaktivgase können kinetische Parameter des biologischen Abbaus ermittelt werden.

Keywords

Deponiegas, Methanoxidation, Kinetik, Methode

1 Einleitung

1.1 Biologische Methanoxidation in Deponie-Abdeckschichten

In den letzten Jahren hat sich die Erkenntnis durchgesetzt, dass Deponiegasemissionen nicht nur wegen der mit ihnen einhergehenden Explosionsgefahr und Geruchsbelästigung vermieden werden sollten, sondern vor allem wegen des Beitrags des darin enthaltenen Methans zum Klimawandel. Die Verminderung von Methanemissionen stellt einen besonders wirksamen Beitrag zum Klimaschutz dar, da dieses Gas ein hohes Treibhausgaspotenzial und gleichzeitig eine kurze atmosphärische Lebensdauer hat, sodass sich die Emissionsreduzierungen bereits nach relativ kurzer Zeit auswirken.

Der sinnvollste und effektivste Weg zur Verminderung von Methanemissionen aus Deponien ist die Absaugung und energetische Nutzung des Gases in Gasmotoren oder Blockheizkraftwerken (Bogner et al., 2007). Allerdings ist der Betrieb von Gasmotoren oder auch Fackeln auf Deponien nicht unbegrenzt möglich, da für diese Verfahren bestimmte Mindestanforderungen an die Menge und Methankonzentration des anfallenden Deponiegases erfüllt sein müssen. Gleichwohl können die Restgasemissionen derartiger Deponien noch erheblich sein (Streese und Gebert, 2006). Obgleich bei der aktiven Deponieentgasung Erfassungsgrade von bis zu 90 % des gebildeten Deponiegases erreicht werden können (Spokas et al., 2006), sind die Wirkungsgrade in der Praxis oft deutlich geringer (Börjesson et al., 2007; Lohila et al., 2007; Scharff et al., 2001). Dies gilt besonders während der Einlagerungsphase und in der Zeit vor Aufbringung einer endgültigen Abdichtung auf die Deponieoberfläche - also gerade in der Zeit der höchsten Deponiegasproduktion (Humer-Huber, 2007). In diesen Fällen kann die biologische Methanoxidation durch methanotrophe Mikroorganismen eine Lösung sein.

1.2 Bestehende Methoden zur Quantifizierung der Methanoxidation

1.2.1 Laboruntersuchungen

Laboruntersuchungen stellen eine relativ einfache Möglichkeit zur Abschätzung der Methanoxidationsleistung von Deckschichtsubstraten. Hierbei werden Batchansätze oder Versuchssäulen eingesetzt. Bei den Batchansätzen wird eine definierte Substratmenge in eine Glasflasche eingebracht und der Gasraum mit einem Methan-Luft-Gemisch gespült. Durch wiederholte Messungen der Gaszusammensetzung wird die zeitliche Abnahme der Methankonzentration und damit Kinetik des Methanabbaus ermittelt (z.B. He

et al., 2008; Maurice und Lagerkvist, 2004; Christophersen et al., 2000; Kightley et al., 1995). Naturgemäß weichen die Versuchsbedingungen bei diesen Untersuchungen von den Bedingungen *in situ* ab; so werden üblicherweise gestörte Bodenproben verwendet, sodass bei diesen Versuchen kaum Konzentrationsgradienten oder andere Stoffaustauschhemmnisse auftreten. Auch Temperatur und Materialfeuchte weichen oft von den Bedingungen im Feld ab.

Die mit Säulenversuchen erzielten Ergebnisse sind, im Vergleich zu Batch-Ansätzen, eher auf reale Anwendungsfälle übertragbar; sie sind jedoch auch deutlich aufwändiger. Hierbei wird das zu untersuchende Substrat unter möglichst realitätsnahen Bedingungen in Säulen eingebaut, in die von unten ein Methan-Kohlendioxid-Gemisch mit einem Volumenstrom, der auch unter Feldbedingungen erwartet wird, eingebracht wird. Der Kopfraum der Säulen wird mit Luft gespült, sodass sich gegenläufige Konzentrationsgradienten von Methan und Sauerstoff ausbilden. Durch Beprobung der Säulen in verschiedenen Höhen kann die Methanoxidationsleistung der Säulen bestimmt werden (Kettunen et al., 2006; Hilger et al., 2000). Auch eine Entnahme von Feststoffproben, beispielsweise zur Bestimmung von Zellzahlen methanotropher Mikroorganismen, ist bei diesen Aufbauten deutlich störungsfreier und präziser möglich als im Freiland (He et al., 2007).

1.2.2 Isotopenfraktionierung

Eine viel versprechende Methode zur Quantifizierung der Methanoxidation unter Freilandbedingungen stellt die Messung stabiler Kohlenstoff- bzw. Wasserstoffisotope dar. Diese Methode basiert auf der Tatsache, dass methanotrophe Mikroorganismen die leichteren Isotope ^{12}C und ^1H gegenüber den schwereren Isotopen ^{13}C und ^2H bevorzugen. In Folge dessen sind die Methan-Restemissionen, die aus der Deponieoberfläche austreten, im Vergleich zum Deponiegas mit „schwerem“ Methan angereichert (Mahieu et al., 2006; Ovsyannikov und Lebedev, 1967). Das Verhältnis der Oxidation von leichtem und schwerem Methan ist an einem Standort und bei gleicher Temperatur konstant. Bei Kenntnis dieses Fraktionierungsfaktors kann aus den Verhältnissen der Isotope im emittierten Methan auf den biologisch oxidierten Anteil geschlossen werden.

Die Methode der Isotopenfraktionierung wurde erfolgreich zur Quantifizierung der Methanoxidation in Biofiltern (Powelson et al., 2007) und Deponieabdeckschichten angewendet (z. B. Stern et al., 2007; Spokas et al., 2006; Chanton & Liptay, 2000; Liptay et

al., 1998). Während das aus der Deponieabdeckschicht austretende Methan für diese Methode üblicherweise mit Gasmesshauben erfasst wird, ist auch die Messung der Isotopenverhältnisse in der Deponiegasfahne bereits erfolgreich praktiziert worden, wodurch die durchschnittliche Methanoxidation einer ganzen Deponie erfasst werden kann (Börjesson et al., 2007; Chanton et al. 1999).

Ein Nachteil der Methode der Isotopenfraktionierung ist die Notwendigkeit der Verwendung spezieller Massenspektrometer. Weiterhin beinhaltet die Methode gewisse Unsicherheitsfaktoren. So sind die Faktoren, durch die der Fraktionierungsfaktor beeinflusst wird, nicht vollständig erforscht. Darüber hinaus kann die biologische Diskriminierung durch unterschiedliche Diffusionsgeschwindigkeiten der Isotope und andere Stofftransportphänomene überlagert werden (Chanton et al., 2008; Urmann et al., 2007; De Visscher et al., 2004). In Fällen, in denen ein großer Teil des Methans abgebaut wird, kann die Methode zu einer Unterschätzung des Abbaugrades führen, da in manchen Bereichen das gesamte Methan, inklusive der schweren Isotope, oxidiert wird (Powelson et al., 2007).

1.3 Gas Push-Pull Tests

Es ist offensichtlich, dass ein Bedarf für eine weitere Methode zur *in situ*-Bestimmung der Methanoxidationsleistung besteht. Ein solche Methode könnten die der Gas-Push-Pull-Tests (GPPT) sein, die kürzlich von Urmann et al. (2005) für die Untersuchung der ungesättigten Bodenzone oberhalb kontaminierter Grundwasserleiter vorgestellt wurde und die in unseren Untersuchungen erstmals an Deponieabdeckschichten erprobt wurde. GPPT stellen eine Weiterentwicklung der schon länger bekannten Push-Pull-Tests dar, die zur Untersuchung mikrobieller und anderer Vorgänge in wassergesättigten Grundwasserleitern benutzt werden (z. B. Pitterle et al., 2005; Istok et al., 1997).

Bei einem GPPT wird ein Gasgemisch, welches ein oder mehrere Reaktivgase (z. B. Methan und Sauerstoff) und ein oder mehrere inerte Tracergase (z. B. Argon) enthält, mittels einer Gaslanze in der zu untersuchenden Tiefe in den Boden eingebracht. In einer zweiten Phase des GPPT wird mit Hilfe derselben Gaslanze ein Gemisch aus injiziertem, teilweise umgesetzten Gas und umgebender Bodenluft abgesaugt (Abbildung 1). Während der Absaugphase wird das Gasgemisch periodisch beprobt, sodass Durchbruchkurven der Tracer und reaktiven Gase bestimmt werden können. Die Differenzen zwischen den auf die Ausgangskonzentration bezogenen, relativen Konzentra-

tionen der Tracer und reaktiven Gase können auf mikrobielle Abbauprozesse zurückgeführt werden. Mit Hilfe etablierter Berechnungsmethoden können aus den Messdaten kinetische Reaktionskonstanten nullter oder erster Ordnung ermittelt werden (Schroth und Istok, 2006; Haggerty et al., 1998; Snodgrass & Kitanidis, 1998). Das Verfahren ist auch in Fällen anwendbar, in denen nicht unerhebliche Hintergrundkonzentrationen der Reaktiv- oder Tracergase vorliegen, sofern sich diese ausreichend von den jeweiligen Konzentrationen im injizierten Gasgemisch unterscheiden (Yang et al., 2007).

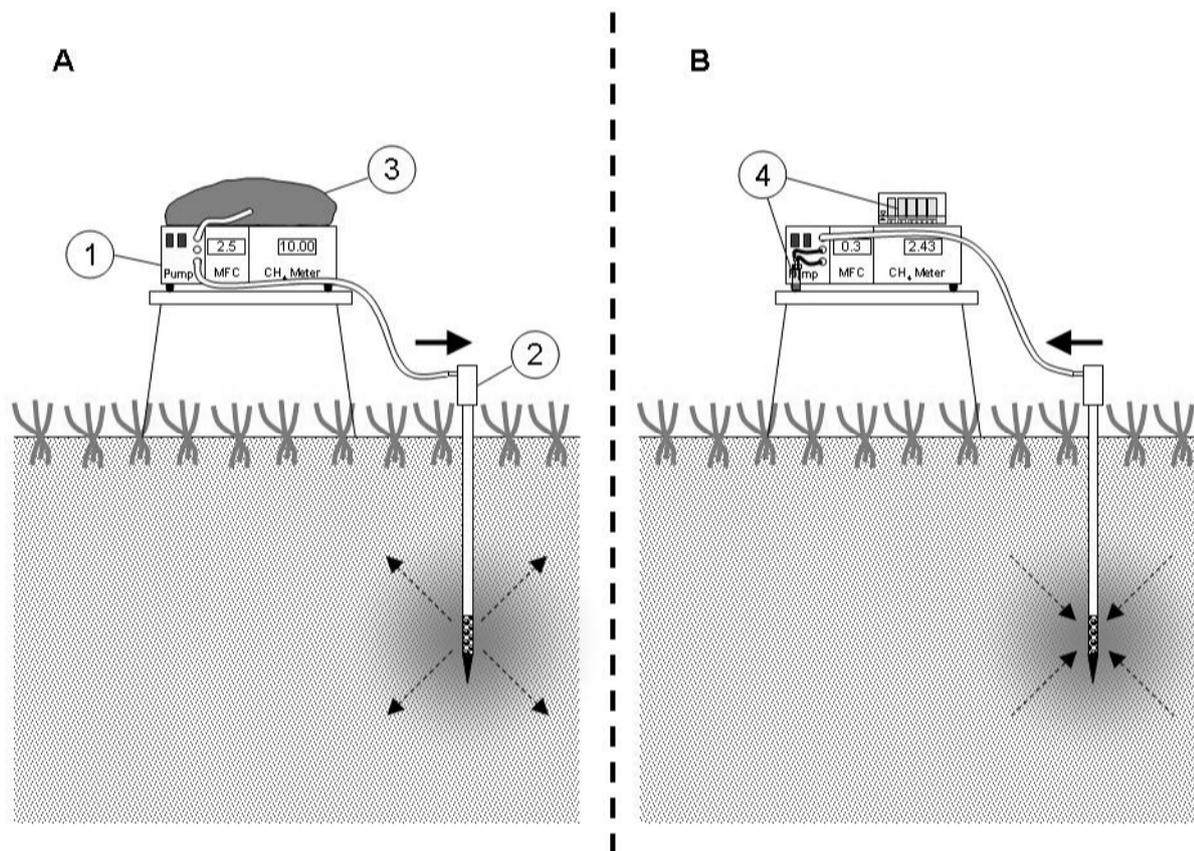


Abbildung 1 Aufbau und Ablauf von Gas-Push-Pull-Tests. A: Injektionsphase; B: Extraktionsphase; 1: Gasfördereinheit; 2: Gaslanze; 3: Tedlar[®]-Beutel mit Injektionsgasgemisch; 4: Probenahmegefäße.

2 Material und Methoden

2.1 Aufbau und Durchführung von GPPT

Als nicht reaktives Tracergas wurde Argon (Reinheit 4.6) verwendet, da es ein ähnliches Stofftransportverhalten wie Methan aufweist (Gonzalez-Gil et al., 2007; Gomez et al., 2008). Weiterhin wurden Methan (Reinheit 2.5) sowie Umgebungsluft verwendet. Die technischen Gase wurden bei der Westfalen AG, Münster, bezogen.

Für die Injektion und Extraktion wurde in Anlehnung an Urmann et al. (2005) eine Gasfördereinheit konstruiert, die aus einer Membranpumpe (Typ 7010/18-2,2V, Gardner Denver Thomas GmbH, Puchheim), einem Massendurchflussregler mit digitalem Auswerte- und Regelsystem (Typ HI-TEC, 0,05–2,5 Nl/min, Bronkhorst Mättig GmbH, Unna) sowie einem Infrarot-Methananalysator (Typ MG1, Dr. Heining, Hanstedt) besteht. Für die Verbindungen wurden PTFE-Schläuche (Serto, Fuldabrück) verwendet. Mit der Gasfördereinheit ist die Förderung definierter Gasvolumenströme sowie die integrative Messung des geförderten Volumens möglich.

Für jeden GPPT wurden 35 l eines Injektionsgasgemisches, welches üblicherweise aus ca. 20% Argon und ca. 10% Methan in Luft bestand, mit Hilfe der Gasfördereinheit in einem 40 l-Tedlarbeutel (Analyt MTC, Müllheim) angesetzt.

Am Versuchsort wurde zunächst eine Gaslanze in die gewünschte Tiefe der Deponieabdeckschicht eingebracht und die Bodenluft zur Bestimmung der Hintergrundkonzentration beprobt. Das Injektionsgas wurde unmittelbar vor der Injektion ebenfalls beprobt.

Während der Injektionsphase wurden 30 l des Injektionsgasgemisches mit einem Volumenstrom von 2,5 l/min in den Boden eingebracht. Dieser relativ hohe Volumenstrom wurde gewählt, um die während der Injektionsphase stattfindenden Reaktionen so gering wie möglich zu halten. Unmittelbar im Anschluss an die Injektionsphase wurde mit der Extraktion mit Volumenströmen zwischen 0,3 und 0,5 l/min begonnen. Während der Extraktionsphase wurden im Abstand von 1,25 bis 4 Minuten Proben genommen, wobei die Probenahmeintervalle meist zu Versuchsbeginn verdichtet wurden. Die Extraktionsphase dauerte entweder bis zum Erreichen der Methan-Hintergrundkonzentration oder wurde nach einer bestimmten Zeit, oft nach 44 Minuten, abgebrochen.

2.2 Analytik

Für die Gasprobenahme wurden 40 ml-Schraubdeckel-Probenfläschchen (VWR, Darmstadt), die mit PTFE-beschichteten Silikonsepten (23193-U-Septum, VWR, Darmstadt) verschlossen wurden, verwendet. Diese wurden während der Probenahme mit mindestens 400 ml Probe gespült und mit einem Überdruck von ca. 0,5 bar beaufschlagt. Die Proben wurden während des Transportes und der Lagerung mit dem Septum nach unten in Wasser eingetaucht und innerhalb von 48 Stunden analysiert.

Methan, Kohlendioxid, Stickstoff sowie die Summe von Sauerstoff und Argon wurden mit einem GC-WLD (HP 5890, Agilent, Waldbronn) mit einer Kombination aus einer HayeSep N- und einer Molecular Sieve 5A-Säule analysiert.

Da mit der GC-WLD-Methode Argon und Sauerstoff nicht getrennt werden konnten, wurde für die Argon Analytik eine GC-MS-Methode entwickelt, die auf einer Methode von Auwärter et al. (2004) basiert.

Für diese Messungen wurde ein HP 6890 Gaschromatograph mit einem HP 5973 massenselektiven Detektor verwendet, der mit einer HP-5-MS-Kapillarsäule (30 m x 0.25 mm I.D., 0.25 µm Schichtdicke) ausgestattet war (Agilent, Waldbronn, Germany). Als Trägergas wurde Helium mit einem Volumenstrom von 0.7 ml/min verwendet. Der Injektor wurde im *split*-Modus mit einem Splitverhältnis von 250:1 betrieben. Das injizierte Volumen betrug 50 µl. Es wurde folgendes Temperaturprogramm verwendet: 60 °C für 2 min, Erhöhung um 50 °C/min für 1 min, 110 °C für 1,5 min.

Es wurde im *scan*-Modus im Massenbereich m/z 13-45 gemessen. Argon wurde als Ion $m/z=40$ ohne chromatographische Trennung im Einspritzpeak gemessen. Die Linearität der Methode wurde mit Hilfe von Standardgasen (2% und 4% Ar in N₂, Westfalen AG, Münster) sowie mit Gasgemischen, die mit Hilfe der Gasfördereinheit selbst gemischt worden waren, überprüft und erwies sich im Bereich von 0 bis 25% als sehr gut. Eine messtägliche Einpunktkalibrierung mit dem 4%-Standardgas erwies sich als erforderlich und ausreichend.

2.3 Auswertung

Die Auswertung erfolgte nach den Berechnungsvorschriften von Yang et al. (2007) für eine Abbaukinetik nullter Ordnung. Bei dieser Methode wird zunächst aus dem Verhältnis der, jeweils um die Hintergrundkonzentration korrigierten, aktuellen und ursprünglich injizierten Konzentration des Tracergases ein Mischungsfaktor berechnet, welcher die Veränderung der Konzentration aufgrund von Verdünnungsvorgängen widerspiegelt:

$$f = (C_{tr} - C_{tr}^b) / (C_{tr}^0 - C_{tr}^b)$$

mit: f : Mischungsfaktor; C_{tr} : aktuelle Tracerkonzentration; C_{tr}^b : Tracer-Hintergrundkonzentration; C_{tr}^0 : injizierte Tracerkonzentration.

Im nächsten Schritt wird der Netto-Massentransfer berechnet, der den Teil der Konzentrationsänderung widerspiegelt, der sich nicht durch Verdünnungsvorgänge erklären lässt, sondern auf biologischen Abbau zurückgeht.

$$\hat{C}_r = C_r - [f \cdot C_r^0 + (1 - f) \cdot C_r^b]$$

mit: \hat{C}_r : Netto-Massentransfer; C_r : aktuelle Reaktivgas-Konzentration; C_r^0 : injizierte Reaktivgas-Konzentration; C_r^b : Reaktivgas-Hintergrundkonzentration.

Die Kinetikkonstante nullter Ordnung, die gleichbedeutend mit der Methan-Abbaurrate ist, lässt sich durch Auftragung des Netto-Massentransfers über die Versuchsdauer und lineare Regression als negative Steigung der Regressionsgeraden bestimmen:

$$\hat{C}_r = -k_0 \cdot t$$

Die Einheit der so ermittelten Abbauraten ist $[\text{g m}^{-3}_{\text{Bodenluft}} \text{h}^{-1}]$. Die auf das Bodenvolumen bezogene Abbaurrate lässt sich durch Multiplikation mit dem spezifischen Luftporenvolumen ermitteln.

3 Anwendung der GPPT-Methode an Deponieabdeckungsschichten

3.1 Überprüfung der Eignung von Argon als Tracer

In verschiedenen Publikationen wurde darauf hingewiesen, dass es für die Interpretation der Ergebnisse von GPPTs von entscheidender Bedeutung ist, dass sich Reaktiv- und Tracergase in ihrem Stofftransportverhalten nicht unterscheiden. Urmann et al. (2007) berichteten, dass in Fällen, bei denen der Stofftransport durch Diffusion geprägt ist, auch Argon als Tracer ungeeignet sei und schlugen vor, die Methan-Durchbruchskurve in diesen Fällen nicht auf einen Tracer, sondern auf die Methan-Durchbruchskurve eines nachfolgenden, mit Acetylen inhibierten GPPT zu beziehen. Acetylen ist als starker, irreversibler Inhibitor für methanotrophe Mikroorganismen bekannt (Prior und Dalton, 1985). Tatsächlich kann Acetylen die methanotrophe Bodenflora so nachhaltig schädigen, dass sie sich mehrere Monate nicht von einem derartigen inhibierten GPPT erholt (Urmann et al., 2008); dies schränkt naturgemäß die Möglichkeit von Reihenuntersuchungen an einem Untersuchungsort ein.

Um zu überprüfen, ob sich das Stofftransportverhalten von Argon und Methan unter den hier vorgestellten Untersuchungsbedingungen unterscheidet, wurden an einem Versuchstag zwei aufeinander folgende GPPT durchgeführt, wobei das Injektionsgasgemisch des zweiten GPPT zusätzlich 2% Acetylen enthielt. In Abbildung 2 sind die Durchbruchskurven des Inhibitionsversuchs dargestellt, wobei alle Konzentrationen um die Hintergrundkonzentration korrigiert und auf die jeweilige, ebenfalls hintergrundkorrigierte Konzentration im injizierten Gasgemisch bezogen sind. Der Verlauf der Methankonzentrationen des inhibierten GPPT deckt sich exakt mit den Verläufen der Argonkonzentrationen beider Versuche. Hieraus kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass der schnellere Rückgang der Methankonzentrationen bei dem nicht inhibierten Experiment tatsächlich vollständig auf biologischen Methanabbau zurückzuführen ist.

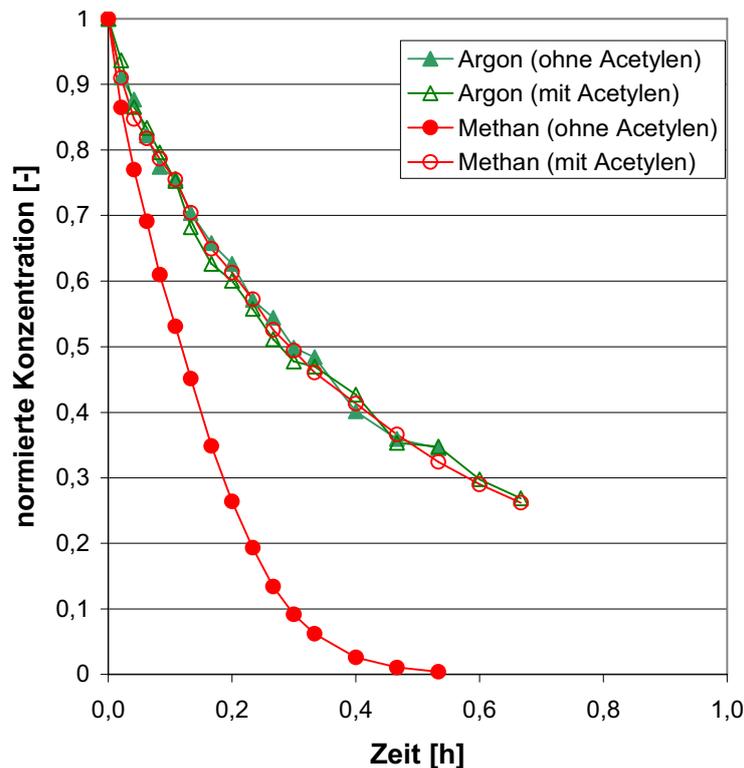


Abbildung 2 Verlauf der normierten Konzentrationen von Methan und Argon während eines inhihibierten und eines nicht inhihibierten GPPT

3.2 Ermittelte Abbaukinetiken

Generell folgte der Netto-Massentransfer in der oben beschriebenen Auftragung bei allen Messungen zumindest anfangs einem linearen Verlauf, wodurch die Annahme einer Kinetik 0. Ordnung gerechtfertigt wird. Beispielhaft ist in Abbildung 3 der Verlauf der Netto-Massenkonzentrationen im oben genannten Inhibierungsversuch dargestellt. In diesem Falle ergab sich für den nicht inhihibierten Versuch eine Abbaurate von $133,2 \text{ g m}^{-3}_{\text{Bodenluft}} \text{ h}^{-1}$, während die Regressionsgerade beim inhihibierten Versuch praktisch kein Gefälle aufwies, also kein Abbau stattfand.

In einigen Fällen nahm das Gefälle des Verlaufs der Netto-Massenkonzentration im Laufe der Versuchsdauer ab. Dies kann ein Hinweis auf einen konzentrationsbedingten Übergang zur Kinetik erster Ordnung sein. Im Weiteren werden stets die Anfangs-Abbauraten betrachtet.

Es wurden bislang 29 GPPT an sechs verschiedenen Altdeponien bzw. Altablagerungen durchgeführt. Die gemessenen Abbauraten lagen im Sommer zwischen 30 und $230 \text{ g m}^{-3}_{\text{Bodenluft}} \text{ h}^{-1}$. In einem Falle wurde sogar eine Abbaurate von $440 \text{ g m}^{-3}_{\text{Bodenluft}} \text{ h}^{-1}$ unterhalb eines in einer Deponieabdeckschicht angelegten Gemüsebeetes festgestellt. In Böden, die in der Vergangenheit nicht mit Methan in Kontakt gekommen waren, lagen die Abbauraten nur bei etwa $10 \text{ g m}^{-3}_{\text{Bodenluft}} \text{ h}^{-1}$.

Bislang liegen nur wenige Ergebnisse aus dem späten Frühjahr sowie dem Herbst vor. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen deuten erwartungsgemäß auf einen starken Temperatureinfluss hin.

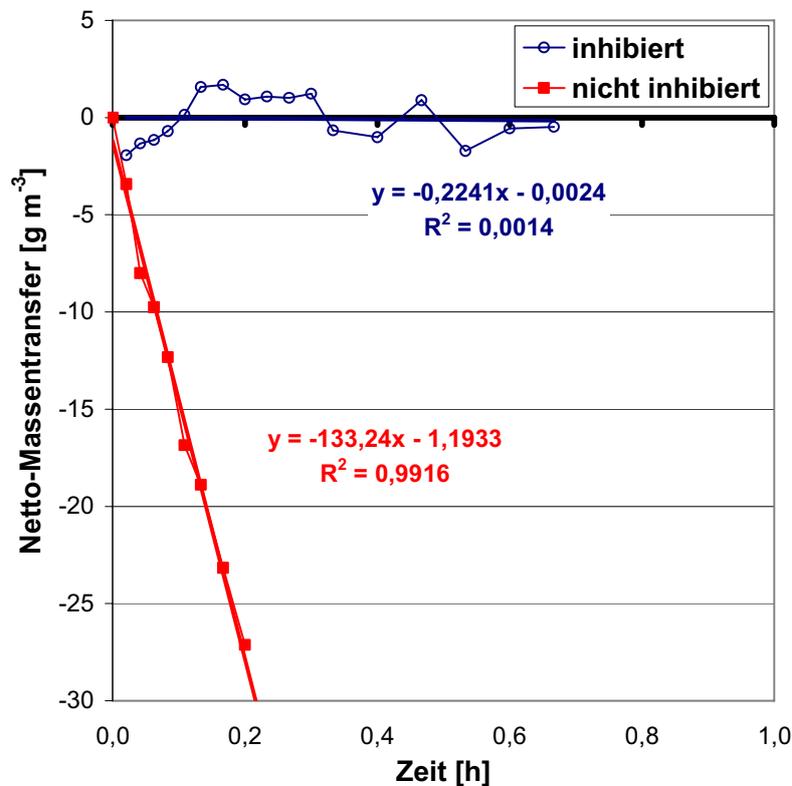


Abbildung 3 Verlauf der normierten Konzentrationen von Methan und Argon während eines inhibierten und eines nicht inhibierten GPPT

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Methode der Gas-Push-Pull-Tests wurde erfolgreich an die Gegebenheiten in Deponieabdeckschichten angepasst und erwies sich für die *in-situ*-Bestimmung von Methanabbaukinetiken als sehr gut geeignet.

In weiteren Untersuchungen soll die temporale und spatiale Variabilität der mittels GPPT ermittelten Abbaupotenziale weiter untersucht werden. Neben der Quantifizierung der Abhängigkeit von Temperatur und Wassergehalt soll hierbei vor allem auch der Einfluss der in der Abdeckschicht verwendeten Bodenarten und -strukturen betrachtet werden.

Für die Zukunft wäre es wünschenswert, die Gaszusammensetzung während der GPPTs online messen zu können. Zurzeit ist dies wegen der Schwierigkeit der Argonanalyse allerdings noch nicht möglich. Wenn es gelänge, einen Tracer zu finden, der sowohl ein geeignetes Stofftransportverhalten aufweist als auch mobil analysierbar ist, würde sich der Aufwand für GPPTs erheblich verringern.

5 Danksagug

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des vom Bundesministerium für Bildung und Forschung geförderten Verbundvorhabens „MiMethox“ durchgeführt.

6 Literatur

- Auwärter, V.; Pragst, F. und Strauch, H. 2004 Analytical investigation in a death case by suffocation in an argon atmosphere. *Forensic Science International* 143, Nr. 2-3, S. 169-175
- Bogner, J.; Abdelrafie Ahmed. M.; Diaz, C.; Faaij, A.; Gao, Q.; Hashimoto, S.; Mareckova, K.; Pipatti, R. und Zhang, T. 2007 Waste Management. In: *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, New York
- Börjesson, G.; Samuelsson, J. und Chanton, J. 2007 Methane oxidation in Swedish landfills quantified with the stable isotope technique in combination with an optical method for emitted methane. *Environmental Science & Technology* 41, Nr. 19, S. 6684-6690
- Chanton, J. P.; Powelson, D. K.; Abichou, T. und Hater, G. 2008 Improved field methods to quantify methane oxidation in landfill cover materials using stable carbon isotopes. *Environmental Science & Technology* 42, Nr. 3, S. 665-670
- Chanton, J. P.; Rutkowski, C. M. und Mosher, B. 1999 Quantifying methane oxidation from landfills using stable isotope analysis from downwind plumes. *Environmental Science & Technology* 33, Nr. 21, S. 3455-3760
- Chanton, J. und Liptay, K. 2000 Seasonal variations in methane oxidation in a landfill cover soil as determined by an in situ stable isotope technique. *Global Biogeochemical Cycles* 14, Nr. 1, S. 51-60
- Christophersen, M.; Linderoed, L.; Jensen, P. E. und Kjeldsen, P. 2000 Methane oxidation at low temperatures in soil exposed to landfill gas. *Journal of Environmental Quality* 29, Nr. 6, S. 1989-1997
- De Visscher, A.; De Pourcq, I. und Chanton, J. 2004 Isotope fractionation effects by diffusion and methane oxidation in landfill cover soils. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres (=D)* 109, Nr. D18, S. Article No. D18111

- Gebert, J.; Streese-Kleeberg, J.; Berger, J.; Melchior, S. und Pfeiffer, E. M. 2006 Optimisation of microbial methane oxidation in landfill top covers for the mitigation of greenhouse gas emissions (project MiMethox). In: SARDINIA 2007, 11th International Waste Management and Landfill Symposium, Proceedings. CISA, Cagliari
- Gomez, K.; Gonzalez-Gil, G.; Schroth, M. H. und Zeyer, J. 2008 Transport of methane and noble gases during gas push-pull tests in variably-saturated porous media. *Environmental Science & Technology* 42, Nr. 7, S. 2515-2521
- Gonzalez-Gil, G.; Schroth, M. H. und Zeyer, J. 2007 Transport of methane and noble gases during gas push-pull tests in dry porous media. *Environmental Science & Technology* 41, Nr. 9, S. 3262-3268
- Haggerty, R.; Schroth, M. H. und Istok, J. D. 1998 Simplified method of "push-pull" test data analysis for determining in situ reaction rate coefficients. *Ground Water* 36, Nr. 2, S. 314-324
- He, R.; Ruan, A. D. und Shen, D. S. 2007 Effects of methane on the microbial populations and oxidation rates in different landfill cover soil columns. *Journal of Environmental Science & Health Part A* 42, Nr. 6, S. 785-793
- He, R.; Ruan, A.; Jiang, C. und Shen, D.-S. 2008 Responses of oxidation rate and microbial communities to methane in simulated landfill cover soil microcosms. *Bioresource Technology* 99, Nr. 15, S. 7192-7199
- Hilger, H. A.; Wollum, A. G. und Barlaz, M. A. 2000 Landfill Methane Oxidation Response to Vegetation, Fertilization, and Liming. *Journal of Environmental Quality* 29, S. 324-334
- Huber-Humer, M. 2007 Dwindling landfill gas - Relevance and aftercare approaches. In: Waste matters. Integrating views. Proceedings 2nd BOKU Waste Conference, Wien. Facultas, Wien, 978-3-7089-0060-5, S. 123-142
- Istok, J. D.; Humphrey, M. D.; Schroth, M. H.; Hyman, M. R. und O'Reilly, K. T. 1997 Single-well, "push-pull" test for in situ determination of microbial activities. *Ground Water* 35, Nr. 7-8, S. 619-631
- Kettunen, R. H.; Einola, J.-K. M. und Rintala, J. A. 2006 Landfill methane oxidation in engineered soil columns at low temperature. *Water, Air & Soil Pollution* 177, S. 313-334

- Kightley, D.; Nedwell, D. B. und Cooper, M. 1995 Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. *Applied and Environmental Microbiology* 61, Nr. 2, S. 592-601
- Liptay, K.; Chanton, J.; Czepiel, P. M. und Mosher, B. 1998 Used of stable isotopes to determine methane oxidation in landfill cover soils. *Journal of Geophysical Research* 103, Nr. D7, S. 8243-8250
- Lohila A.; Laurila T.; Tuovinen J. P.; Aurela M.; Hatakka J.; Thum T.; Pihlatie M.; Rinne J. und Vesala, T. 2007 Micrometeorological measurements of methane and carbon dioxide fluxes at a municipal landfill. *Environmental Science & Technology* 41, Nr. 8, S. 2717-2722
- Mahieu, K.; de Visscher, A.; Vanrolleghem, P. A. und van Cleemput, O. 2006 Carbon and hydrogen isotope fractionation by microbial methane oxidation: Improved determination. *Waste Management* 26, S. 389-398
- Maurice, C. und Lagerkvist, A. 2004 Assessment of the methane oxidation capacity of soil. *Waste Management & Research* 22, Nr. 1, S. 42-48
- Ovsyannikov, V. M. und Lebedev, V. S. 1967 Isotopic composition of gases of biochemical origin. *Geochemistry International* 4, S. 453-458
- Pitterle, M. T.; Andersen, R. G.; Novak, J. T. und Widowson, M. A. 2005 Push-pull tests to quantify in situ degradation rates at a phytoremediation site. *Environmental Science & Technology* 39, Nr. 23, S. 9317-9323
- Powelson, D. K.; Chanton, J. P. und Abichou, T. 2007 Methane oxidation in biofilters measured by mass-balance and stable isotope methods. *Environmental Science & Technology* 41, Nr. 2, S. 620-625
- Prior, S. D. und Dalton, H. 1985 Acetylene as a suicide substrate and active side probe for methane monooxygenase from *Methylococcus capsulatus* (Bath). *FEMS Microbiology Letters* 29, S. 105-109
- Scharff, H.; Oonk, H.; Vroon, R.; Hensen, A. und Göschl, R. 2001 Verbesserte Methanoxidation durch Zwangsbelüftung unter einer Deponieabdeckung. *Müll und Abfall*, Nr. 10, S. 591-595
- Snodgrass, M. F. und Kitandis, P. K. 1998 A method to infer in situ reaction rates from push-pull experiments. *Ground Water* 36, Nr. 4, S. 645-650
- Spokas, K.; Bogner, J.; Chanton, J. P.; Morcet, M.; Aran, C.; Graff, C.; Moreau-Le Golvan, Y. und Hebe, I. 2006 Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems?. *Waste Management* 26, S. 516-525

- Stern, J. C.; Chanton, J.; Abichou, T.; Powelson, D.; Yuan, L.; Escoriza, S. und Bogner, J. 2007 Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management* 27, Nr. 9, S. 1248-1258
- Streese, J. und Gebert, J. 2006 Deponiegasmonitoring - Wie können Restgasemissionen bilanziert und gemessen werden? In: *Deponietechnik 2006. Hamburger Berichte 29*. Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, S. 275-294.
- Urmann, K.; Gonzalez-Gil, G.; Schroth, M. H. und Zeyer, J. 2007 Quantification of microbial methane oxidation in an alpine peat bog. *Vadose Zone Journal* 6, Nr. 4, S. 705-712
- Urmann, K.; Gonzalez-Gil, G.; Schroth, M. H.; Hofer, M. und Zeyer, J. 2005 New field method: Gas push-pull test for in-situ quantification of microbial activities in the vadose zone. *Environmental Science & Technology* 39, Nr. 1, S. 304-310
- Urmann, K.; Schroth, M. H. und Zeyer, J. 2008 Recovery of in-situ methanotrophic activity following acetylene inhibition. *Biogeochemistry* 89, S. 347-355
- Yang, C. B.; Park, M. und Zhu, C. 2007 A method for estimating in situ reaction rates from push-pull experiments for arbitrary solute background concentrations. *Environmental & Engineering Geoscience* 13, Nr. 4, S. 345-354

Anschrift des Verfassers:

Dr.-Ing. Jan Streese-Kleeberg
Technische Universität Hamburg-Harburg
Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft
Gruppe Biokonversion und Emissionsminderung
Harburger Schloßstraße 36
D-21079 Hamburg
Telefon +49 40 428 78 23 56
Email streese@tu-harburg.de
Website: www.tu-harburg.de/iue; www.mimethox.de

MiMethox: Mikrobielle Methanoxidation in Deponieabdeckschichten

Prozessstudie auf einer MBA-Deponie

Sonja Bohn

Technische Universität Darmstadt, Fachgebiet Abfalltechnik

MiMethox: Microbial Methane Oxidation in Landfill Top Covers

Abstract

The EU Landfill Directive (Council Directive 99/31/EC) established that by June 1st 2005 landfills may only accept waste of low biological activity. Such low calorific materials contribute significantly less to the production of landfill gas. Nevertheless, to minimize the emission of greenhouse gases, there is a need of further reducing landfill emissions, specifically methane emission. One of the cost-effective and attractive ways to reduce the methane emission is the use of landfill cover layers containing methane oxidation bacteria, reducing methane to CO₂ in the presence of O₂ ($\text{CH}_4 + 2 \text{O}_2 \Rightarrow \text{CO}_2 + 2 \text{H}_2\text{O} + 883 \text{ kJ/mol}$). In 2007 the project "MiMethox- Microbial Methane Oxidation" sponsored by the BMBF (Federal Ministry for Education and Research) started. One of the work packages attend to a field study on a MBT-landfill (mechanically-biologically pre-treated waste) to monitor and characterize methane oxidation at low gas production landfills. Two test cells with a capillary barrier and different recultivation layers were constructed: a top soil, rich in humus, locally available and a mixture of loamy soil and compost (3:1 Vol-%). For the ongoing measurement campaign continuous logging of temperatures, soil humidity, soil parameters and seepage is done to characterize the methane reduction potential. Underground chambers, attached in the capillary block on the waste body, horizontal gas pipes and mobile surface chambers are installed for analyzing gas samples with regard to methane concentration and methane flux.

Zusammenfassung

Nach Verabschiedung der neuen Abfallablagerversordnung (ABABLV, 01.06.2005) dürfen nur noch mechanisch-biologisch vorbehandelte Abfälle (MBA) auf Deponien endgelagert werden, was zukünftig eine niedrige Gasbildungsrate erwarten lässt. Dennoch ist die entstehende Methanmenge nicht unerheblich und eine weites gehende Reduzierung der Deponiegasemissionen ist anzustreben. Die Anwendbarkeit der mikrobiellen Methanoxidation zum kostengünstigen Schwachgasabbau ist bereits seit langem bekannt. Bisher gibt es jedoch noch keine Empfehlungen für den technischen Aufbau von optimierten Deponieabdeckschichten sowie ein anwendungsorientiertes Methodenset zur Quantifizierung der Methanoxidationsleistung. Aus dem Bedürfnis, die Abfallentsorgung nachhaltiger zu entwickeln, ist das Verbundvorhaben „MiMethox – Mikrobielle Methanoxidation in Deponieabdeckschichten“ entstanden. Es wird im Rahmen der Fördermaßnahme „klimazwei“ vom BMBF mit einer Laufzeit von 2007-2012 gefördert.

Das hier vorgestellte Arbeitspaket beschäftigt sich mit einer Feldstudie auf einer MBA-Deponie. Auf zwei speziell errichteten Testfeldern wird die mikrobielle Methanoxidation

hinsichtlich ihrer Leistung und Anwendbarkeit im Schwachgasbereich untersucht. Auf der gemeinsamen Basis eines Kapillarsperrensyste.ms und einem aufgelagerten mineralischen Boden wurde zum Einen ein am Standort gewachsene humusreicher Oberboden und zum Anderen eine Anmischung aus einem tonig-lehmigen Unterboden und Kompost (3:1 Vol.-%) aufgebracht. Die momentan laufende Messkampagne dokumentiert die Temperatur und Feuchtigkeit in den verschiedenen Bodenhorizonten sowie die bodenphysikalischen und chemischen Parameter zur Charakterisierung der Methanoxidationsprozesse. Unterirdische Gashauben, Gasprofile und Oberflächenemissionsmessungen werden herangezogen, um die Methankonzentrationen sowie Methanflüsse zu bilanzieren und daraus die mikrobiellen Abbauraten zu bestimmen.

Keywords

Methan Oxidation, Feldstudie, Mechanisch-Biologische Abfallbehandlung, Emission
Methane Oxidation, field study, mechanically-biologically treated waste, emission

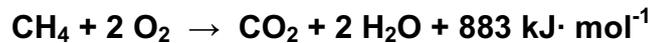
1 Hintergrund

Abfalldeponien sind aufgrund von biochemischen Abbauvorgängen organischer Inhaltsstoffe Orte einer beachtlichen Gasproduktion und -emission. Das dabei entstehende Deponiegas setzt sich in der stabilen Methanphase im Wesentlichen aus 60 Vol.% CH₄ und 40 Vol.% CO₂ zusammen, was einem Verhältnis von 1,5:1 entspricht (RETTENBERGER, 1991). Mit zunehmendem Abbau der organischen Abfallbestandteile verschiebt sich dieses Verhältnis auf Werte deutlich größer als 2:1.

Methan als Hauptbestandteil von Deponiegas stellt neben seiner Explosivität auch als Treibhausgas ein großes Gefahrenpotential dar. Damit gehören Deponien weltweit, gemeinsam mit der Energieerzeugung, der Viehzucht und dem Reisanbau, zu den größten vom Menschen verursachten Methanquellen (WANG, 2000). Die Deponiegasmenge, welche dabei allein in Deutschland entsteht, kann mit etwa 2,5 Milliarden Nm³ pro Jahr abgeschätzt werden.

Weiterhin trägt Methan nach Kohlendioxid am zweitstärksten zum anthropogenen Treibhauseffekt bei, denn die Klimawirkung von Methan ist ca. 25 Mal so stark wie die von Kohlendioxid (FORSTER, 2007 [IPCC]). Auf Abfalldeponien werden zur Vermeidung gasförmiger Emissionen im Allgemeinen spezielle Oberflächenabdichtungen in Kombination mit aktiven oder passiven Gasfassungssystemen eingebracht, die es erlauben, das deponiebürtige Gas zu fassen, zu behandeln und ggf. zu nutzen. Dennoch ist die Restgaspotenzial bei der Deponierung von MBA mit 20-40 l/kg TS und damit die in die Atmosphäre entweichende Methanmenge nicht unerheblich (SOYEZ, 2000).

Methanoxidierende Bakterien (MOB), welche ein ubiquitäres Vorkommen haben, sind unter geeigneten Bedingungen in der Lage, das entstehende Methan nach der folgenden Reaktionsgleichung zu nutzen:



Deponieoberflächenabdichtungen können daher wie ein Flächenfilter wirken, wodurch der Ausstoß von Methan und Geruchsstoffen potenziell vermindert werden kann (MANCINELLI, 1995). Die mikrobielle Methanoxidation stellt damit eine wirksame und kostengünstige Möglichkeit dar, um nachhaltig Methanemissionen aus Deponien zu verringern (Humer und Lechner 2001). Weitere Anwendungsgebiete für die mikrobielle Methanoxidation sind bei Monodeponien für reaktionsschwache Abfälle, Deponien in der Anfangsablagerungsphase sowie in der Nachsorgephase zu finden.

Basierend auf diesen Hintergründen verfolgt das MiMethox-Projekt drei übergeordnete Ziele:

- Entwicklung optimierter Rekultivierungsschichten zur wirksamen Verringerung von Methanemissionen aus Deponien
- Entwicklung und Validierung einer Methode zur Bilanzierung des Methanhaushalts ganzer Deponien
- Bereitstellung der Ergebnisse für die Praxis in Form von zwei technischen Leitfäden.

2 Prozessstudie auf einer MBA-Deponie

2.1 Planung und Bau der Testfelder auf der MBA-Deponie Singhofen, Rhein-Lahn-Kreis

Auf der Siedlungsmülldeponie des Abfallwirtschaftszentrums Rhein-Lahn Kreis wurden im Aug./Sept. 2007 auf einem Abfallkörper aus mechanisch-biologisch aufbereiteten Abfällen ein Testfeld mit den Abmessungen 20 m x 30 m (B x L) mit einem Abdecksystem aus einer Kapillarsperre mit aufliegender Rekultivierungsschicht hergestellt (Abbildung 1 und Bild 1). Aufgabe der Kapillarsperre ist hauptsächlich die Minimierung der Wassereinsickerung in den Deponiekörper, sie verbessert aber auch die flächige Verteilung des von unten aus dem Abfallkörper anströmenden Deponiegases. 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.

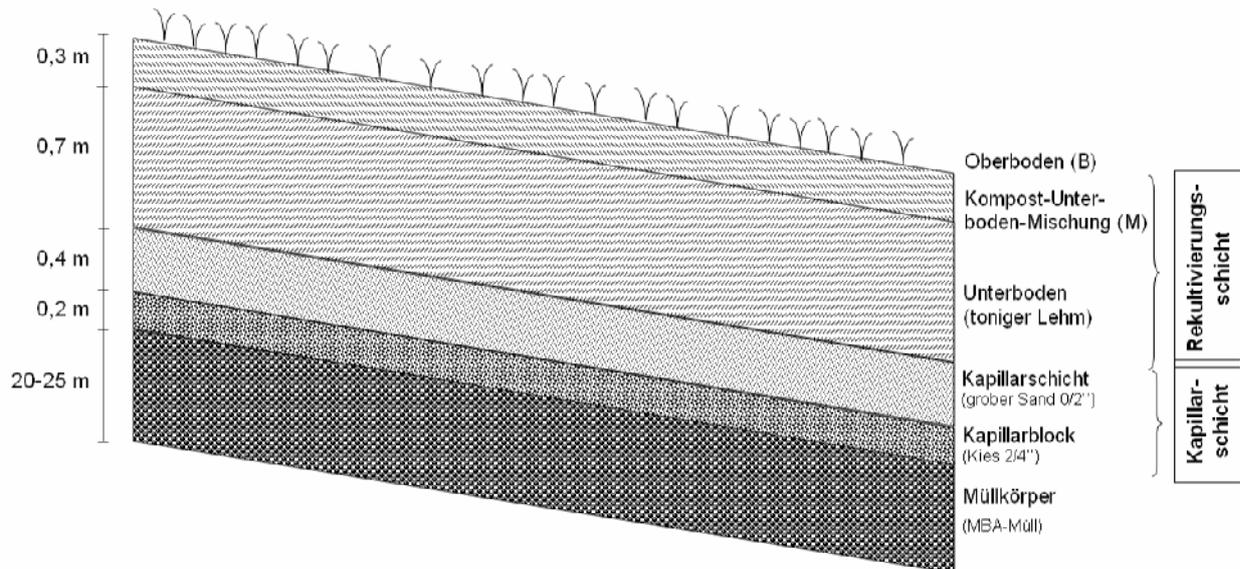


Abbildung 1 Schematischer Aufbau der Oberflächenabdichtung

Biologische Stabilität und Nährstoffgehalt sind wesentliche Parameter für die Eignung als Besiedlungssubstrat für die Methanoxidanten (HUBER-HUMER 2004). Um verschiedene Böden hinsichtlich ihrer Eignung zu überprüfen, wurde das Testfeld 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 0,9 m 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 %).

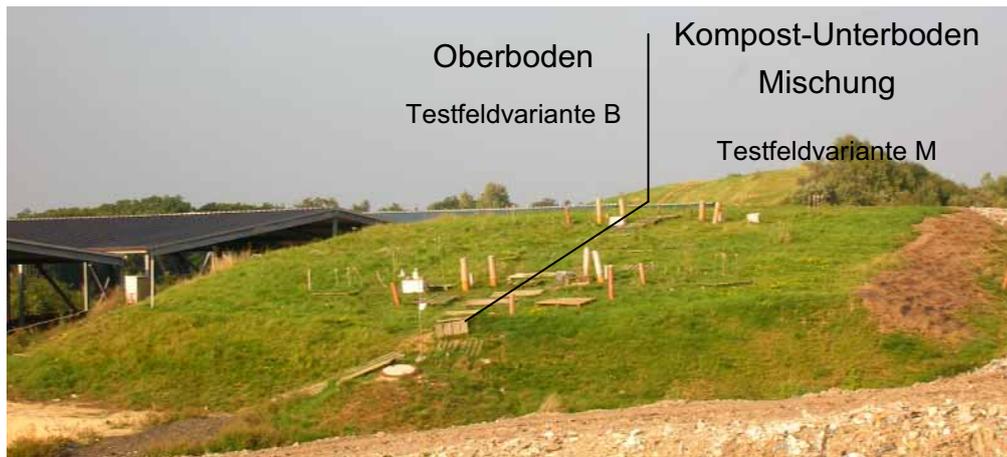


Bild 1 Testfeld mit installierten Messgeräten; linke Hälfte: „Oberboden“-Variante (Bereich B), rechte Hälfte: „Kompost-Unterboden Mischung“-Variante (Bereich M)

2.2 Messkampagne

Die seit Januar 2008 laufende Messkampagne erstreckt sich über 24 Monate, um die realen Klima- und Atmosphärendruckschwankungen von mindestens zwei ganzen Jahresgängen abzudecken.

Zum Monitoring von Gasflüssen und -mengen, in Abhängigkeit von Temperatur, Bodenfeuchte und Witterung wurde ein umfangreiches Messequipment auf den beiden Testfeldern installiert (Abbildung 2).

Vegetationsaufwuchs, Setzungserscheinungen und Witterungseinflüsse rufen in der Rekultivierungsschicht Veränderungen der bodenphysikalischen und chemischen Eigenschaften hervor. Die Bodenentwicklung wird daher während der Messkampagne durch regelmäßige Beprobung (Nährstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit) beobachtet und durch ergänzende Laboruntersuchungen (Porengrößenverteilung, Gaspermeabilität, biologische Aktivität) beschrieben.

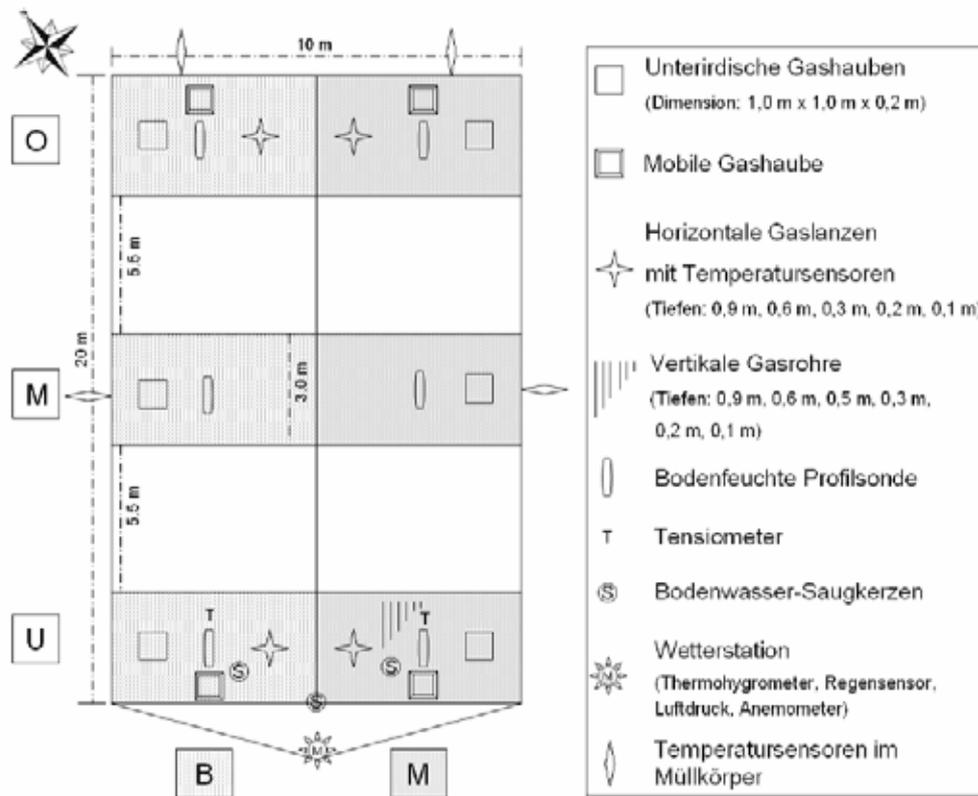


Abbildung 2 Installiertes Messequipment auf den Testfeldern; B=Oberboden, M=Kompost-Unterboden Mischung; Unterteilung der Testfelder entsprechend der Hangneigung in O=Oben, M=Mitte, U=Unten

3 Erste Ergebnisse der Messkampagne

3.1 Bodenwassergehalt

Der Wassergehalt spielt bei der Methanoxidation eine entscheidende Rolle, da es als Transportmedium für Nährstoffe zu den methanotrophen Bakterien dient und die Verfügbarkeit von Methan und Sauerstoff im Boden beeinflusst. In der Literatur werden unterschiedliche Angaben hinsichtlich der optimalen Bodenfeuchte für die Methanoxidation gegeben. So bezeichnet GEBERT (2004) einen Wassergehalt von ca. 26 Vol.-% in einem Temperaturbereich zwischen 8 und 25 °C als Optimum für die Methanabbauraten. Unter Extrembedingungen (sehr trocken bzw. sehr feucht) ist die Bodenfeuchte der limitierende Faktor für die Methanoxidation, wobei in einem optimalen Feuchtbereich die Temperatur den dominanten Einfluss hat.

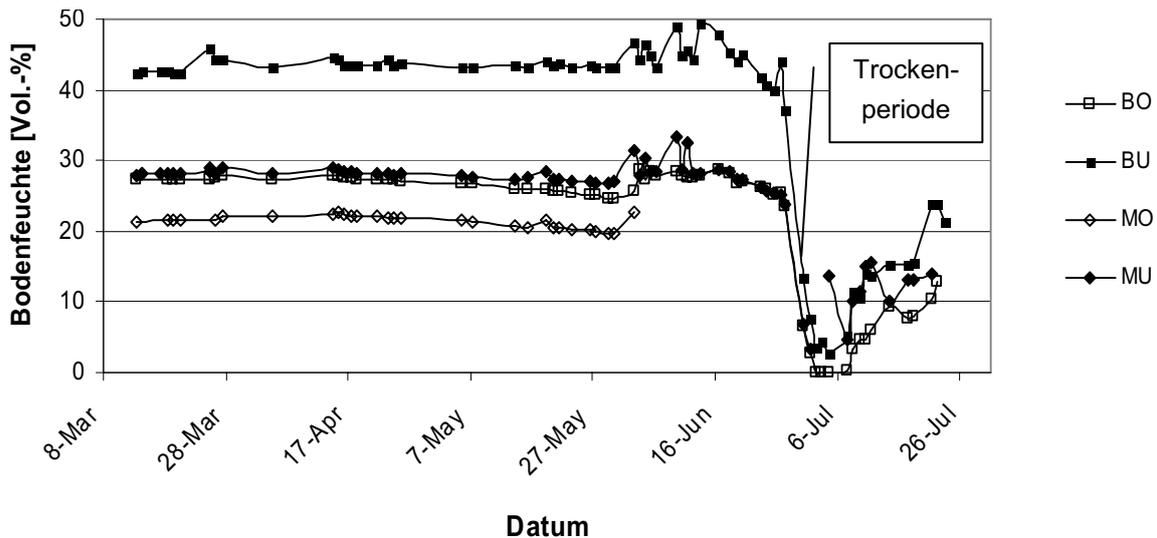
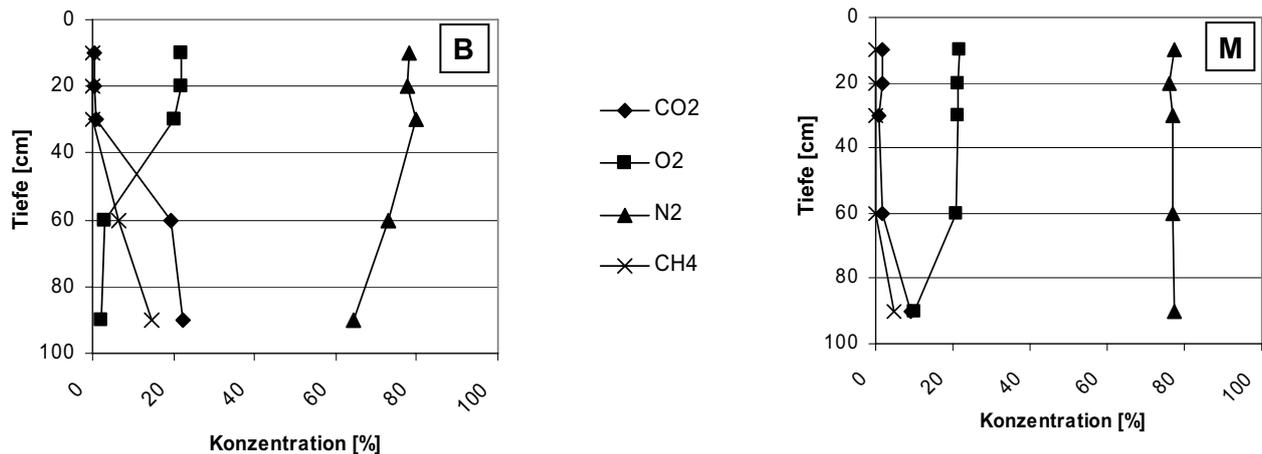


Abbildung 3 Bodenfeuchte [Vol.-%] im Methanoxidationshorizont (90 cm) der beiden Testfeldvarianten B und M sowie unterschiedlichen Hangbereichen (U=Unten, O=Oben)

Bodenhydrologische Messtechnik in Verbindung mit meteorologischen Aufzeichnungen werden herangezogen um den Wasserhaushalt der Oberflächenabdeckschicht zu charakterisieren. Abbildung 3 zeigt den Bodenwassergehalt auf den beiden Testfeldvarianten jeweils an der Hangsohle und –spitze. Betrachtet wird hier die Bodenfeuchte in einer Tiefe von 90 cm, da aufgrund von Gasprofilmessungen (s. 3.3) und Aktivitätsuntersuchungen an Bodenproben (s. 3.4) in diesem Horizont die höchste Methanoxidationsrate zu erwarten ist. Mit einer volumetrischen Bodenfeuchte von 20-30 Vol.-% ist dieser Bodenbereich in den überwiegenden Bereichen des Testfeldes relativ trocken. Zu erkennen ist ein deutlich höherer Wassergehalt im unteren Testfeldbereich BU, was mit Abfließen von Niederschlagswasser und der stärkeren Akkumulation an der Hangsohle zu erklären ist. Der negative Einfluss hoher Bodenfeuchtigkeit auf die Gasdiffusion und damit auf die Methanoxidation ist in den Abbildungen 6 und 7 deutlich zu erkennen.

3.2 Methan

Die Gaszusammensetzung im Profil der Testfeld-Rekultivierungsschichten unterliegt einer räumlichen und zeitlichen Dynamik. Sie bestimmt einerseits die Größenordnung der aus dem Müllkörper konvektiv und diffusiv entweichenden Gasfracht und stellt andererseits die zum jeweiligen Zeitpunkt herrschenden Bedingungen für die Methanoxidation dar.



Abbildungen 4 und 5 Gasprofile (CO₂, O₂, N₂, CH₄) der beiden Testfeldvarianten „Oberboden“ (B) und „Kompost-Boden Gemisch“ (M)

Die Abbildungen 4 und 5 zeigen die Konzentration [Vol.-%] der Gase Kohlenstoffdioxid, Sauerstoff, Stickstoff und Methan in den Bodenprofilen der beiden Testfeldvarianten. In beiden Testfeldbereichen deutet die hohe Stickstoffkonzentration bis in eine Tiefe von 90 cm auf eine sehr gute Bodendurchlüftung aufgrund der lockeren Bodenschüttung 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 von 90 cm abgebaut. Die Abnahme der Sauerstoffkonzentration zwischen 60 cm und 90 cm Tiefe ist auf die dort stattfindenden Methanoxidationsprozesse zurück zu führen. In den obersten 30 cm (Messstelle B) bzw. 60 cm (Messstelle M) der Abdeckung ist in beiden Testfeldvarianten kein Methan gaschromatographisch zu detektieren, was auf dessen vollständigen Abbau hinweist, aber noch durch weitere Untersuchungen quantifiziert werden muss. Generell zeigen die Gasprofile, dass das Methangas aufkommen aus dem MBA-Müll sehr gering ist (B: 18 Vol.-%, M: 8 Vol.-%), aufgrund des sehr hohen Verrottungsgrades des Materials.

Die Höhen der auftretenden Methankonzentrationen unterliegen räumlichen, zeitlichen und umgebungsbedingten Unterschieden. Um die Produktion des Deponiegases im Müllkörper quantifizieren und qualifizieren zu können, wurden unterirdische Gashauben in den Kapillarblock des Oberflächenabdichtungssystems integriert. Große Differenzen treten aufgrund von saisonalen und witterungsabhängigen Umwelteinflüssen auf. Im feuchten Frühjahr staut sich durch die wassergefüllten Bodenporen das Methan in der Oberflächenabdichtung und Sauerstoff wird umgekehrt das Eindringen in den Boden erschwert (Abbildung 6). Trockene und warme Witterungsphasen erleichtern die Gasdiffusion und unterstützen die Methanoxidation (Abbildung 7).

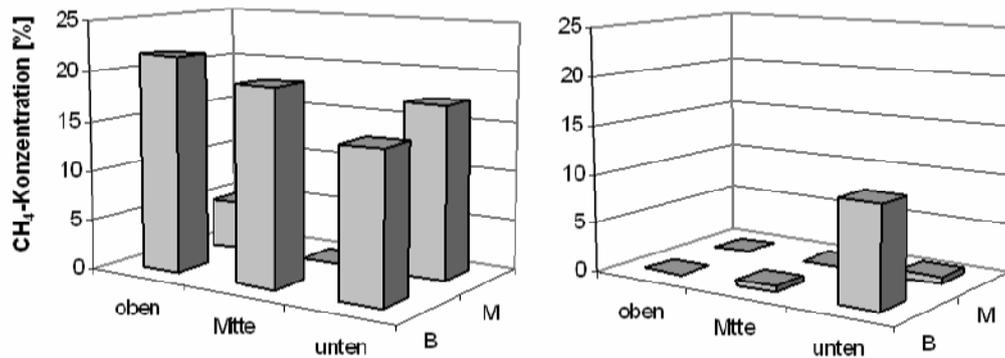


Abbildung 6 und 7 CH₄-Konzentrationen in den unterirdischen Hauben; links: feuchtes und kaltes Frühling 2008, rechts: Trockenphase im Sommer 2008

3.3 Aktivität methanoxidierender Bakterien

In Batch-Versuchen werden gestörte Bodenproben hinsichtlich ihrer Methanoxidationsaktivität untersucht. Die aus verschiedenen Profiltiefen (0-90 cm) im Freiland gewonnenen Bodenproben werden unter Laborbedingungen (50 g TS, 20 °C, WHK_{max} 60%) in Septumflaschen unter einer Luft-Methan-Atmosphäre (8 Vol.-%) im Dunkeln kultiviert. Die Veränderung der Gaszusammensetzung in den Versuchsbehältern wird über die Zeit durch regelmäßige gaschromatographische (WLD / FID) Analysen des Kopfgasraumes verfolgt (CZEPIEL ET AL., 1996). Bei Anwendung einer standardisierten Versuchsdurchführung lässt sich so die Aktivitätstendenz der methanoxidierenden Bakterien beurteilen.

In Abbildung 8 ist die CH₄-Abbaurrate einer Batch-Serie dargestellt. Man sieht, dass der Methanabbau in der Kompost-Unterboden Mischung (MO), welche die obersten 30 cm dieser Testfeldvariante bildet, deutlich schneller in Gang kommt und auch insgesamt die höchste Abbaurrate aufweist. Hier zeigt sich, dass die Nährstoffverfügbarkeit durch den Kompost, also die Verfügbaren von C- und N-Quellen, für die Methanoxidation von großer Bedeutung ist. Nach einer Lag-Zeit von ca. 40 Tagen steigt auch die Methanoxidationsrate in den Bodenproben aus den Tiefen 60-90 cm an. In diesem Bodenprofil hatten das Material und die darin enthaltenen methanotrophen Bakterien im Testfeld Kontakt mit einer deutlich höheren Methankonzentration, als die darüber liegenden Bodenbereiche (s. Abbildung 4 und 5). Wo das Ausgangssubstrat Methan und Sauerstoff in ausreichender Höhe zur Verfügung steht, können sich die Bakterienpopulationen sowohl zahlreicher entwickeln als auch physiologisch besser adaptieren als in denjenigen Bodenbereichen, in welche nur noch Spuren von Methan vorkommen.

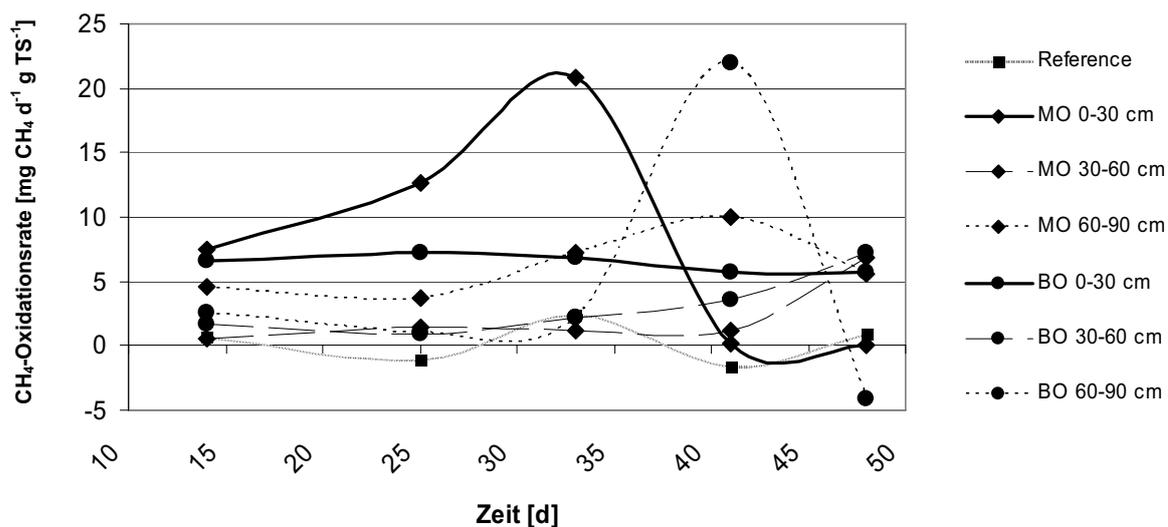


Abbildung 8 Methanoxidationsaktivität im Bodenprofil der Oberflächenabdichtung.
(M=Kompost-Unterboden Mischung; B=Oberboden; Profiltiefen von 0-90 cm)

4 Projektpartner

Die Arbeitspakete des MiMethox-Projektes werden von den folgenden vier Verbundpartnern in enger Kooperation bearbeitet:

- Universität Hamburg, Institut für Bodenkunde (Koordination)
- Technische Universität Hamburg-Harburg, Institut für Umwelttechnik und Energiewirtschaft, Gruppe Biokonversion und Emissionsminderung
- Technische Universität Darmstadt, Fachgebiet Abfalltechnik
- melchior + wittpohl Ingenieurgesellschaft, Hamburg

5 Danksagung

Das Forschungsvorhaben MiMethox wird im Rahmen der Fördermaßnahme *klimazwei* durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung gefördert. Das Abfallwirtschaftszentrum (AWZ) Rhein-Lahn Kreis unterstützt das Forschungsprojekt großzügig durch die Bereitstellung der Testfeld-Fläche, die notwendigen baulichen Maßnahmen sowie bei der Durchführung der Messkampagne.

Weitere Informationen sowie Kontaktadressen sind zu finden unter www.mimethox.de.

6 Literatur

- AbfAbIV 2001 Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (Abfallablagerungsverordnung - AbfAbIV). Bundesgesetzblatt I, S. 305.
- Czepiel, P. M., Mosher, B., Crill, P. M., Harriss, R. C. 1996 Quantifying the effect of oxidation on landfill gas emissions. *Journal of Geophysical Research – Atmospheres* 101 (D11), S.16721-16729.
- Forster, P., V. Ramaswamy, P. Artaxo, T. Bernsten, R. Betts, D.W. Fahey, J. Haywood, J. Lean, D.C. Lowe, G. Myhre, J. Nganga, R. Prinn, G. Raga, M. Schulz and R. Van Dorland 2007 Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Gebert, J. 2004 Mikrobielle Methanoxidation im Biofilter zur Behandlung von Rest-Emissionen bei der passiven Deponieentgasung. Dissertation. *Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 55*. Hamburg.
- Huber-Humer, M. 2004 International research into landfill gas emissions and mitigation strategies - IWWG working group "CLEAR". *Waste Management* 24, S. 425-427.
- Rettenberger, G. 1991 Die Bedeutung der Methan-, Kohlendioxid- und HKW-Emissionen von Deponien für die Atmosphäre. In: Rettenberger/Stegmann (Hrsg.): *Deponiegasnutzung. Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft Bd. 2*. Economica Verlag, Bonn, S. 9-26.
- Soyez, K. et al. 2000 Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen“. Gesamtdarstellung der wissenschaftlichen Ergebnisse des Verbundvorhabens. Hrsg.: K. Soyez. Universität Potsdam FKZ 1470960. Erich Schmidt. Berlin.
- Wang, B., Adachi, K. 2000 Difference among rice cultivars in root exudation, methane oxidation and populations of methanogenic and methanotrophic bacteria in relation to methane emission. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 58, S. 349-356.

Anschrift des Verfassers:

Dipl.-Biol. Sonja Bohn

Technische Universität Darmstadt, Fachgebiet Abfalltechnik

Institut WAR (Institut für Wasserversorgung und Grundwasserschutz,
Abwassertechnik, Abfalltechnik, Industrielle Stoffkreisläufe,
Umwelt- und Raumplanung)

Petersenstr. 13

D-64287 Darmstadt

Telefon +49 61 51 16 49 01

Email: s.bohn@iwar.tu-darmstadt.de

Website: www.iwar.bauing.tu-darmstadt.de

