

# Lysimeteruntersuchungen zur Ermittlung der Methanoxidation in Abdeckschichten von Altablagerungen

Bernhard Wimmer<sup>1\*</sup>, Marlies Hrad<sup>2</sup>, Andrea Watzinger<sup>1</sup> und Marion Huber-Humer<sup>2</sup>

## Zusammenfassung

Deponien mit biochemisch reaktiven Abfällen sind wesentliche Emittenten des klimawirksamen Gases Methan. Lysimeteruntersuchungen bieten die Möglichkeit, die für den Gashaushalt von Deponien relevanten Prozesse unter definierten, realitätsnahen Bedingungen zu erfassen. Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es, den Einfluss unterschiedlicher Abdeckschichten auf die Methanoxidation und die während einer in situ Aerobisierung ablaufenden Prozesse zu verfolgen.

4 Kammern eines Großlysimeters wurden mit Hausmüll befüllt und mit unterschiedlichen Abdeckmaterialien (Klärschlammkompost, Sand-Kompost-Mischung, 2 lehmige Böden unterschiedlicher Mächtigkeit) abgedeckt. Nach Entwicklung einer typischen Deponiegaszusammensetzung wurde Atmosphärenluft in die Abfallschichten eingeblasen. Gaskonzentrationen ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$ ) wurden in unterschiedlichen Tiefen im Abfallkörper, in den Abdeckschichten und an den Lysimeteroberflächen erfasst. Zusätzlich wurde an ausgewählten Zeitpunkten die Isotopensignatur des Kohlenstoffs ( $\delta^{13}\text{C}$ ) der Gase  $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$  erfasst.

An Hand der gemessenen Gasprofile und der erfassten Isotopenratios konnte bereits in den Gasdrainagen und in allen Abdeckschichten eine Methanoxidation nachgewiesen werden, wobei im Klärschlammkompost erwartungsgemäß die höchste Oxidationsleistung auftrat.

Mit Hilfe der Isotopenanalysen konnte ein Bypass-Flow von Deponiegas an die Atmosphäre vor allem bei der Abdeckvariante mit geringmächtigem, lehmigem Boden festgestellt werden.

*Schlagwörter:* Altlastenlysimeter, Isotopenanalysen,  $\delta^{13}\text{C}$ , Oberflächenabdeckung, Deponiegas

## Summary

Biochemical reactive landfills are regarded as a major source of the greenhouse gas methane. In a lysimeter experiment we investigated the influence of different biocover materials on the efficiency of methane oxidation during an in-situ aeration of municipal solid waste (MSW).

4 lysimeter chambers were filled with fresh MSW and covered with different soil substrates (sewage sludge compost, mixture of sand and sewage sludge compost, loamy soil with 1 and 0.5 m soil depth). After the establishment of landfill gas production a low pressure in-situ aeration of the waste layer was applied. Concentrations of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$  were monitored in different depths of the waste layers and at the soil surface. Additionally, the carbon isotopic signatures of methane and carbon dioxide ( $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ ,  $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ) were determined at particular times.

Methane and carbon dioxide depth profiles and the isotopic composition of methane indicated that methane oxidation took place within the gas drainage layers and the biocovers during upward flow of the landfill gas. Oxidation was highest in the sewage sludge biocover.

The isotopic signatures at the soil surface revealed that a part of the methane was emitted directly to the atmosphere through macropores bypassing methane oxidation.

## Einleitung

Deponien mit biochemisch reaktiven Abfällen sind wesentliche Emittenten des klimawirksamen Gases Methan, welches eine 25-fach höhere Klimarelevanz als  $\text{CO}_2$  besitzt (IPCC 2007). In letzter Zeit setzt sich immer mehr die Erkenntnis durch, dass eine vollkommene Abkapselung von Deponien einerseits eine Konservierung des darin abgelagerten Abfalls bedeutet und andererseits die Dichtheit der diversen technischen Abdecksysteme über längere Zeit nicht garantiert werden können. Es kommen daher immer

häufiger alternative Oberflächenabdeckungen wie z.B. Evapotranspirationsschichten bzw. Methanoxidationsschichten zum Einsatz, die einen Gasaustausch als auch ein Eindringen von Niederschlagswasser in einem begrenzten Ausmaß ermöglichen (z.B. ALBRIGHT et al. 2004, WIMMER et al. 2006), dabei aber Emissionen aus der Deponie (Sickerwasser, Deponiegas) auf ein verträgliches Maß reduzieren.

Bei der Anwendung einer in-situ Aerobisierung zur Sanierung von Altablagerungen wird versucht, durch Niederdruckbelüftung des Abfallkörpers und aktiver Absaugung

<sup>1</sup> AIT Austrian Institute of Technology GmbH, Environmental Resources and Technologies, Konrad-Lorenz-Straße 24, A-3430 TULLN

<sup>2</sup> Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft, Muthgasse 107, A-1190 WIEN

\* Ansprechpartner: Dr. Bernhard Wimmer, [bernhard.wimmer@ait.ac.at](mailto:bernhard.wimmer@ait.ac.at)



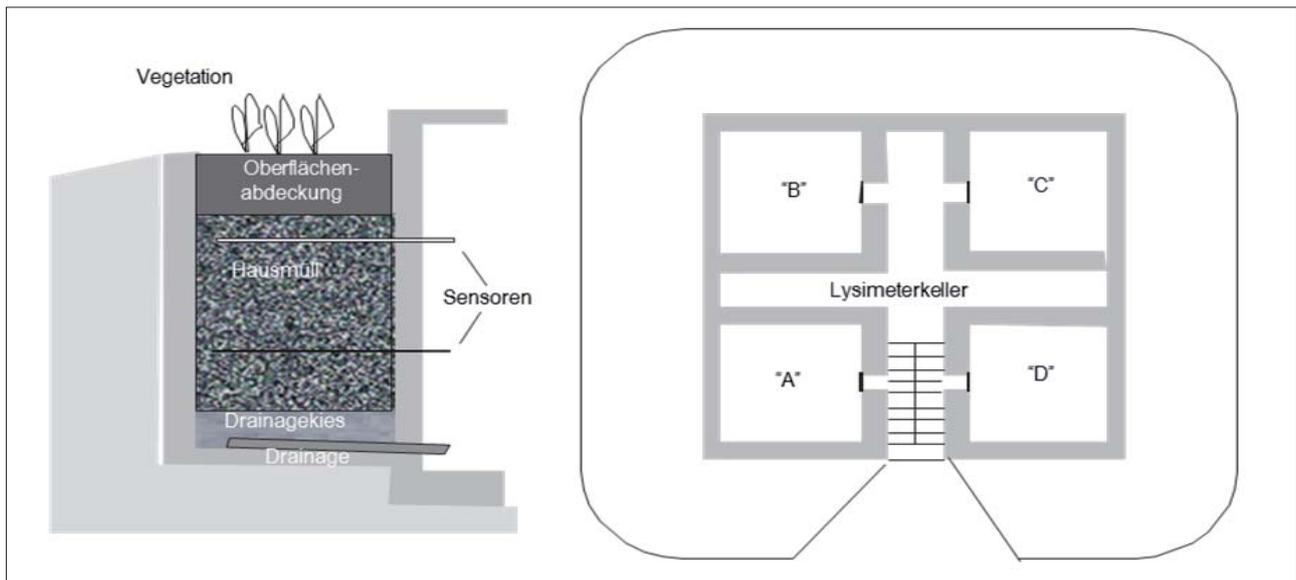


Abbildung 1: Schema des Altlastenlysimeters in Seibersdorf, Niederösterreich

des Deponiegases die organische Substanz weitgehend abzubauen bzw. in schwer abbaubare, stabile Verbindungen umzuwandeln (STEGMANN und RITZKOWSKI 2007, PRANTL et al. 2006, RITZKOWSKI und STEGMANN 2012). Eine energie- und kosteneffiziente Alternative zu einer aktiven Absaugung könnte dabei der flächenhafte Austrag der Abluft durch eine methanoxidierende Oberflächenabdeckung darstellen (GAMPERLING 2006).

Während einer laufenden Sanierung und auch als Erfolgskontrolle nach Abschluss der Sanierungstätigkeit ist es notwendig, die erreichte Reduktion der Emissionen zu quantifizieren und eine ausreichende Methanoxidation in der Oberflächenabdeckung nachzuweisen. Häufig besteht dabei das Problem, festzustellen, ob eine Konzentrationsabnahme von Methan in den oberen Bodenschichten tatsächlich durch Methanoxidation erfolgt oder ob lediglich eine Diffusion von Atmosphärenluft in die Oberflächenabdeckung eine Verdünnung des Bodengases bewirkt und somit keine Reduktion der Methanfracht nachgewiesen werden kann.

Vereinfacht dargestellt wird bei der Methanoxidation durch mikrobielle Prozesse das in der Deponie gebildete Methan in  $\text{CO}_2$  und Biomasse umgewandelt (BARKER und FRITZ 1981):



Neben Konzentrationsmessungen von Methan mittels Flammenionisationsdetektor (FID) und Messungen nach der Boxen- bzw. Kammermethode (siehe z.B. HRAD 2010) stellt die Bestimmung der Kohlenstoffisotopie von Methan in der Bodenluft eine effiziente Methode dar, Methanoxidation nachzuweisen und das Ausmaß des Methanabbaus zu ermitteln. Diese Methode beruht auf der Tatsache, dass methanotrophe Bakterien das leichtere Isotop  $^{12}\text{C}$  gegenüber dem schwereren Isotop  $^{13}\text{C}$  bevorzugen. In Folge einer Methanoxidation kommt es zu einer Verschiebung des Isotopenverhältnisses und somit zu einer Anreicherung der Methan-Restemissionen mit "schwerem" Methan (BARKER und FRITZ 1981, DE VISSCHER et al. 2004). Typische  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte für Deponiegas liegen zwischen -50 ‰

und -60 ‰, während  $^{13}\text{C}$  angereichertes Methan in Folge einer Methanoxidation  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte von -30 ‰ bis -50 ‰ aufweisen. Das Isotopenverhältnis des bei der Methanoxidation produzierten  $\text{CO}_2$  ( $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ) hingegen wird isotopisch abgereichert (BARKER und FRITZ 1981).

Aus dem Verlauf der Isotopenfraktionierung über die Profiltiefe der Oberflächenabdeckung kann auch der prozentuale Abbau des ausströmenden Methans errechnet werden. Allerdings ist die Genauigkeit dieser Methode begrenzt, wenn nicht der dafür notwendige Isotopenfraktionierungsfaktor standortspezifisch ermittelt wird (CABRAL et al. 2009).

Ziel der hier vorgestellten Untersuchungen war es, den Einfluss unterschiedlicher Abdeckschichten auf die in situ Aerobisierung zu verfolgen und deren Methanoxidationsleistung vor und während der Sanierungsmaßnahme zu beurteilen.

## Material und Methoden

Das Altlastenlysimeter befindet sich am Areal des Austrian Institute of Technology in Seibersdorf, Niederösterreich. In einem überschütteten Stahlbetonbauwerk mit einem Kellerniveau 1,2 m unter dem Umgebungsniveau befindet sich ein zentraler Kreuzgang, der 4 Kammern voneinander trennt (Abbildung 1). Die Kammern haben eine Grundfläche von jeweils 4 m<sup>2</sup> Größe und sind 3 m hoch.

Die Befüllung der Lysimeterkammern erfolgte im Frühjahr 2008. Die unterschiedlichen Varianten sind in Tabelle 1 beschrieben. Über einer 20 cm mächtigen Schicht mit Drainagekies (lediglich in Kammer D wurde diese Schicht mit 70 cm ausgeführt, um die geringmächtige Oberflächenabdeckung auszugleichen) wurde ein auf 80 mm abgeseibter, frischer Hausmüll einer nahe gelegenen Abfallbehandlungsanlage eingebracht. Über der Abfallschicht diente eine 20 cm mächtige Kiesschicht (Quarz, Kantkorn) als Gasdrainageschicht. Darüber wurden die Kammern A, B und C mit einer 1 m mächtigen und Kammer D mit einer 0,5 m mächtigen Oberflächenabdeckung abgeschlossen. Zwischen Gasdrainage und Oberflächenabdeckung wurde

Tabelle 1: Die 4 Varianten der Altlastenlysimeterbefüllung

Variante A: „klassische“ Methanoxidationsschicht	Variante B: Halbtrockenrasen	Variante C: Evapotranspirationsschicht	Variante D: geringmächtige Abdeckung, Vergleichsvariante
0-100 cm: Klärschlammkompost	0-2 cm Oberboden	0-50 cm: Oberboden Lehm	0-10 cm: Oberboden (Lehm)
100-120 cm: Kies Kantkorn	2-50 cm: Sand	50-100 cm: Unterboden Löss	10-50 cm: Unterboden Löss
120-270 cm: Hausmüll	50-100 cm Mischung Sand- Kompost (60 %:40 %)	100-120 cm: Kies Kantkorn	50-70 cm: Kies Kantkorn
270-290 cm: Drainagekies	100-120 cm: Kies Kantkorn	120-270 cm: Hausmüll	70-220 cm: Hausmüll
	120-270 cm: Hausmüll	270-290 cm: Drainagekies	220-290 cm: Drainagekies
	270-290 cm: Drainagekies		

entlang des Randes eine 20 cm breite Teichfolie eingeklebt, um Randwegigkeiten zu minimieren.

Während der Befüllung wurde in der Mitte jeder Kammer ein Belüftungspegel eingebaut, der bis 20 cm über die Müllschichtunterkante reichte und im Bereich der Müllschichte Austrittsöffnungen für die in weiterer Folge eingeblasene Atmosphärenluft aufwies.

Die Bepflanzung auf den Kammeroberflächen wurde auf das jeweilige Substrat der Oberflächenabdeckung abgestimmt, um ein möglichst gutes Pflanzenwachstum und somit eine hohe Evapotranspirationsleistung zu erhalten. Kammer A wurde mit Schilf und Rohrglanzgras bepflanzt, während für die Bepflanzung der anderen Kammern jeweils regional gewonnene, an den jeweiligen Bodentyp angepasste Samenmischungen zur Anwendung kamen.

Sowohl in der Müllschicht als auch in unterschiedlichen Tiefen der Oberflächenabdeckungen wurden Temperatur und Wassergehalt kontinuierlich aufgezeichnet. Das anfallende Sickerwasser wurde kontinuierlich erfasst sowie in periodischen Abständen beprobt und auf relevante Parameter analysiert.

Die Messung der Gaskonzentrationen erfolgte durch Absaugen aus perforierten Schläuchen, die bereits bei der Befüllung der Kammern in unterschiedlichen Tiefen eingebaut wurden. In der Müllschicht wurden die Schläuche für die Gasmessung in 2 unterschiedlichen Abständen (innerer Schlauch: ca. 30 cm, äußerer Schlauch ca. 70 cm radialer Abstand) ringförmig um den Belüftungspegel positioniert. Auf der Oberfläche der Lysimeterkammern wurden in periodischen Abständen die Gaskonzentrationen der austretenden Bodenluft mittels Haubenmessungen und oberflächennahen FID (Flammenionisationsdetektor)-Rastermessungen bestimmt (siehe auch HRAD et al 2012).

An ausgewählten Zeitpunkten wurde das Kohlenstoff - Isotopenverhältnis  $\delta^{13}\text{C}$  (Verhältnis von  $^{13}\text{C}$  zu  $^{12}\text{C}$ ) des Deponegases (Methan, sofern es in ausreichender Konzentration vorlag als auch  $\text{CO}_2$ ) aus der Müllschicht und den Oberflächenabdeckungen mittels GC-IRMS (Kopplung Gaschromatographie – Isotope Ratio Mass Spectrometer) bestimmt. Allgemein wird das Isotopenverhältnis einer Probe in Form der  $\delta$ -Notation relativ zum internationalen Referenzstandard „Vienna-PeeDee-Belemnite“ (V-PDB) angegeben:

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{Pr}} [\text{‰}] = \left( \frac{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{Pr}}}{(^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{St}}} - 1 \right) * 1000 \quad (\text{Gl. 2})$$

$\delta^{13}\text{C}_{\text{Pr}}$ : Kohlenstoffisotopenverhältnis relativ zum Referenzstandard in ‰

$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{Pr}}$ : Kohlenstoffisotopenverhältnis der Probe

$^{13}\text{C}/^{12}\text{C}_{\text{St}}$ : Kohlenstoffisotopenverhältnis des Referenzstandards

Das Ausmaß der Methanoxidation in den Oberflächenabdeckungen wurde nach dem Rayleigh-Ansatz errechnet (zitiert in POWELSON et al. 2007, CHANTON et al. 2008):

$$f_{\text{ox},z} = 1 - \left( \frac{\delta_z + 1000}{\delta_{\text{anox}} + 1000} \right)^{\frac{\alpha_{\text{ox}}}{1 - \alpha_{\text{ox}}}} \quad (\text{Gl. 3})$$

$\delta_z$ :  $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ -Wert in der Probenahmetiefe z,

$\delta_{\text{anox}}$ :  $\delta^{13}\text{C}-\text{CH}_4$ -Wert des nicht oxidierten  $\text{CH}_4$  in der anoxischen Zone,

$f_{\text{ox},z}$ : Fraktion des oxidierten Methans in der Probenahmetiefe z

$\alpha_{\text{ox}}$ : Fraktionierungsfaktor der Reaktion  $\text{CH}_4 + 2\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$ .

Der Fraktionierungsfaktor  $\alpha_{\text{ox}}$  wurde aus der Literatur entnommen (CABRAL et al. 2009).

Die Belüftung des Abfallkörpers der einzelnen Lysimeterkammern mit Atmosphärenluft erfolgte mittels Seitenkanalverdichter bei einer Belüftungsrate von ca. 20 l  $\text{min}^{-1}$  pro Kammer. Der Start der Belüftung erfolgte am 7.9.2010, nachdem in allen Kammern eine signifikante Methanproduktion registriert wurde. Die Etablierung einer stabilen Methanphase (60 vol-%  $\text{CH}_4$ , 40 vol-%  $\text{CO}_2$ ) in allen Kammern vor Belüftungsstart konnte aus zeitlichen Gründen nicht abgewartet werden. Im Oktober 2011, März 2012 und Oktober 2012 kam es technisch bedingt zu kurzen Ausfällen der Belüftungsanlage.

## Ergebnisse

Unerwarteter Weise verlief die Entwicklung der Methankonzentration in den einzelnen Lysimeterkammern unterschiedlich rasch (Abbildung 2B und 2C). Im Sommer 2008 (ca. ein halbes Jahr nach Befüllung) konnte lediglich in Kammer D eine erwähnenswerte Methangasproduktion festgestellt werden. Erst im zweiten Versuchsjahr (Sommer 2009) stieg die Methankonzentration auch in den Abfallschichten der übrigen Kammern. Bedingt durch das Abkühlen des Mülls im Winterhalbjahr war jeweils ab November ein Rückgang der Methankonzentration zu beobachten, wobei die

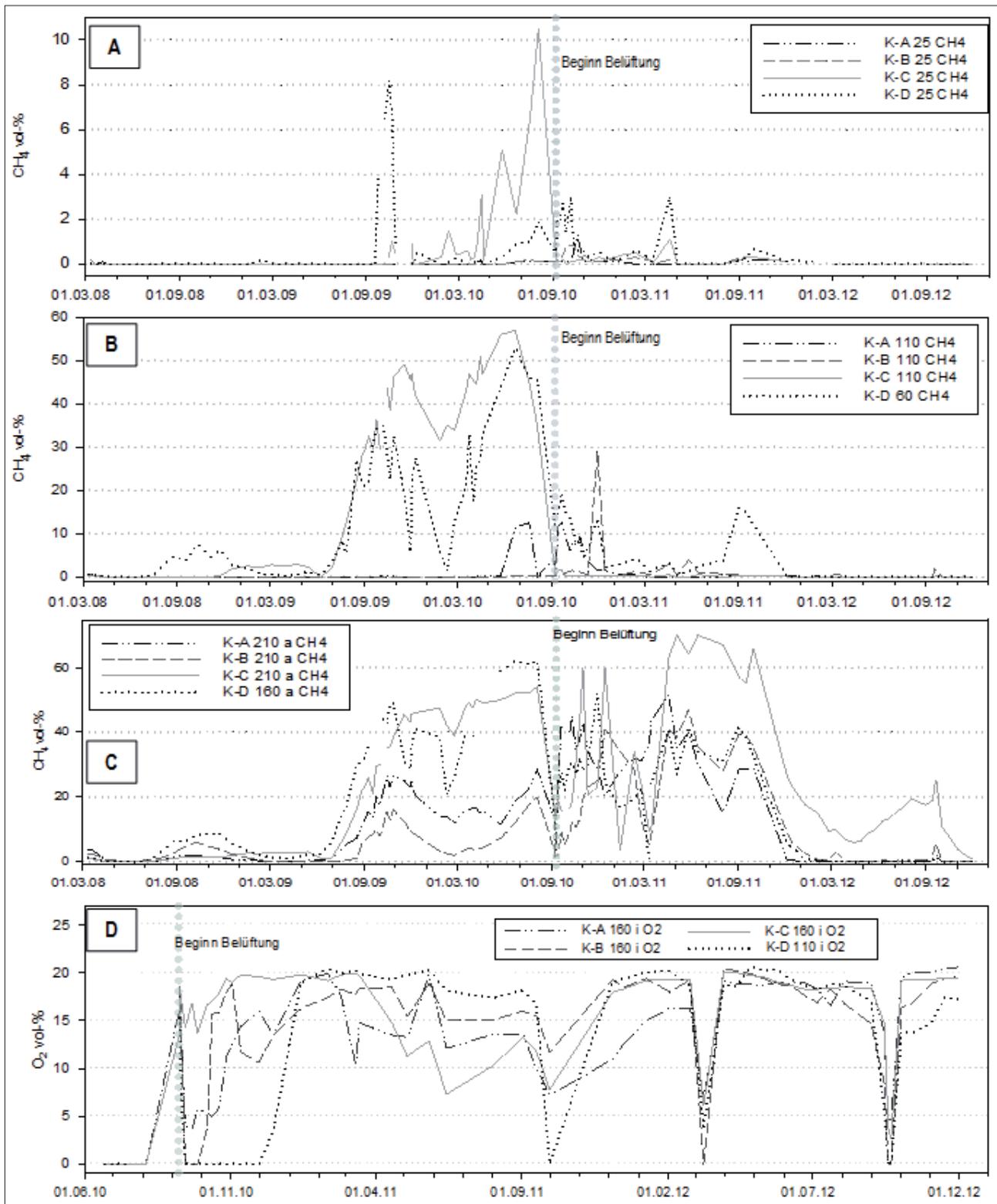


Abbildung 2: Verlauf der Konzentrationen von Methan während des gesamten Versuchszeitraumes und Sauerstoff (D) ab Beginn der Belüftung in unterschiedlichen Tiefen der Lysimeterkammern (A: Oberflächenabdeckung, B: Gasdrainage, C: äußerer Bereich des Abfallkörpers im unteren Abschnitt, D: innerer Bereich des Abfallkörpers im oberen Abschnitt); im Oktober 2011, März 2012 und Oktober 2012 kam es technisch bedingt zu kurzen Stillständen der Belüftung

niedrigsten Konzentrationen sich im März des darauffolgenden Jahres einstellen. Bis zu Beginn der Belüftung ca.

zweieinhalb Jahre nach Befüllung wurde lediglich in den Kammern C und D eine stabile Methanphase erreicht (ca.

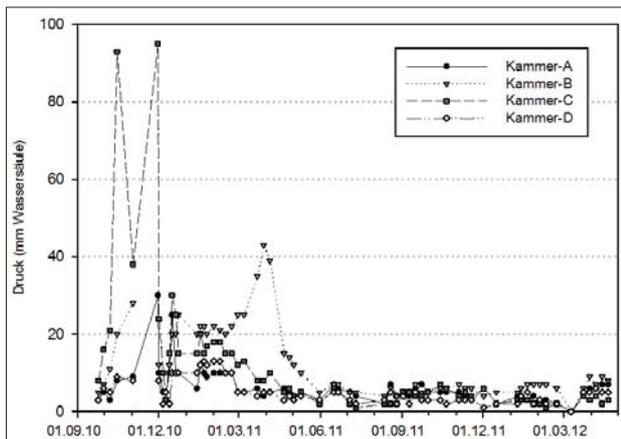


Abbildung 3: Verlauf des Luftdruckes in den Belüftungspegeln während der in-situ Aerobisierung

60 vol-%  $\text{CH}_4$ , 40 vol-%  $\text{CO}_2$ ). In den Kammern A und B lag die Methankonzentration zu Beginn der Belüftung bei ca. 20 vol-%.

Nach dem Start der in-situ Aerobisierung im September 2010 stellten sich in allen Kammern in den inneren, nahe beim Belüftungspegel gelegenen Bereichen innerhalb von 1 bis 2 Monaten aerobe Bedingungen ein mit Sauerstoffkonzentrationen zwischen 10 und 20 % (siehe *Abbildung 2D*), während in den äußeren, weiter von den Belüftungspegeln gelegenen Bereichen stark wechselnde Milieubedingungen auftraten mit stark schwankenden Methankonzentrationen vor allem im ersten halben Jahr nach Beginn der in-situ Aerobisierung (*Abbildung 2C*). In den ersten Monaten nach Beginn der Belüftung konnte vor allem in Kammer C eine rasche Ausbreitung von Sauerstoff im Abfallkörper erkannt werden. Dies zeigte einerseits die durchgehend hohe Sauerstoffkonzentration im Nahbereich des Belüftungspegels als auch die phasenweise niedrigen Methankonzentrationen in den weiter entfernten Bereichen. Auch die hohe Methankonzentration von über 50 % in der Gasdrainageschicht von Kammer C (*Abbildung 2B*) wurde unmittelbar nach Belüftungsstart auf beinahe 0 % reduziert während in den übrigen Kammern in den ersten Monaten nach Belüftungsstart Methankonzentrationen zwischen 10 und 30 % auftraten. Ab März 2011 stiegen allerdings die

Methankonzentrationen vor allem im äußeren Müllbereich der Kammer C im Vergleich zu den übrigen Kammern übermäßig stark an (bis über 60 % im Sommerhalbjahr 2011). Diese vergleichsweise hohen Konzentrationen blieben auch im weiteren Versuchsverlauf bestehen (*Abbildung 2C*).

Während der kurzfristigen Ausfälle der Belüftungsanlage sank in allen Kammern der Sauerstoffgehalt innerhalb von nur wenigen Tagen (*Abbildung 2D*) auf 0 %.

In 25 cm Bodentiefe der Oberflächenabdeckung wurden vor Belüftungsbeginn vor allem in den Kammern C und D höhere Methankonzentrationen festgestellt (bis zu 10 %). Während unmittelbar nach dem Start der Belüftung in Kammer C Methan in der Bodenluft kaum mehr vorhanden war, wurden in den übrigen Kammern noch geringe Konzentrationen an Methan in dieser Tiefe festgestellt. Ab März 2011 traten neben Kammer D auch in Kammer C wiederum nennenswerte Methankonzentrationen auf.

Der Druck, der sich in den Belüftungspegeln nach Start der in-situ Aerobisierung einstellte (bei konstant gehaltener Einblasmenge von ca.  $20 \text{ l min}^{-1}$ ) ist in *Abbildung 3* dargestellt. Der höchste Druck wurde anfänglich in Kammer C mit über 90 mm Wassersäule (WS) registriert, der allerdings Anfang Dezember 2010 abrupt auf nur wenige mm WS abnahm. Im weiteren Verlauf konnte sich lediglich in Kammer B kurzfristig ein Druck von über 40 mm WS aufbauen. Ab Sommer 2011 lag der Druck in den Belüftungspegeln in allen Kammern unter 10 mm WS, wobei gegen Versuchsende Kammer C tendenziell die niedrigsten Werte aufwies.

In *Abbildung 4* ist beispielhaft der Verlauf des Wassergehaltes im unteren Bereich der Abdeckschichten dargestellt (Kammer A, B, C in 75 cm, Kammer D in 50 cm Bodentiefe). Erwartungsgemäß wies das sandige Substrat in Kammer B den niedrigsten Wassergehalt auf. Vor Belüftungsstart wurden in Kammer D (Oberflächenabdeckung von lediglich 50 cm Mächtigkeit) die größten Wassergehaltsschwankungen beobachtet. In dieser Kammer wurde im Vergleich zu den übrigen Kammern eine wesentlich deutlichere Abnahme des Wassergehaltes in den Sommermonaten registriert. Zu Beginn der Belüftung zeigten Kammer C und Kammer D die höchsten Wassergehaltswerte in diesem Bereich der Oberflächenabdeckung. In den ersten 3 bis 4 Monaten nach Start der in-situ Belüftung konnte eine Abnahme

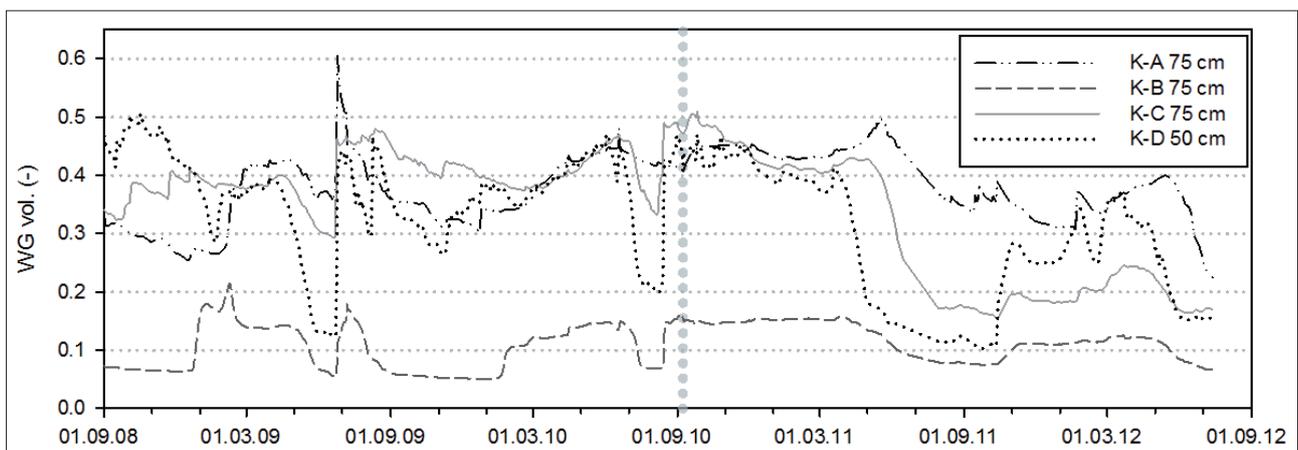


Abbildung 4: Verlauf des volumetrischen Wassergehaltes im unteren Bereich der Oberflächenabdeckung

**Tabelle 2: Tiefenprofile der Gehalte an CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> und O<sub>2</sub> (in vol-%) der Lysimeterkammern zum Zeitpunkt der Luftprobenahmen zur Bestimmung der Isotopenverhältnisse (Isotopenverhältnisse von δ<sup>13</sup>C-CH<sub>4</sub> und δ<sup>13</sup>C-CO<sub>2</sub> siehe Tabelle 3)**

	Datum:	21.10.2009			9.12.2009			26.8.2010			14.6.2011		
		Tiefe [cm]	CH <sub>4</sub> %	CO <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub> %	CH <sub>4</sub> %	CO <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub> %	CH <sub>4</sub> %	CO <sub>2</sub> %	O <sub>2</sub> %	CH <sub>4</sub> %	CO <sub>2</sub> %
Kammer A	25	<0.5	2.1	18.9	<0.5	3.4	17	<0.5	2.6	18.8	<0.5	<0.5	20.1
	50	<0.5	3.3	17.4	<0.5	4.2	16.3	<0.5	0.5	20.3	<0.5	<0.5	19.9
	75	<0.5	4	16.7	<0.5	7.1	13.5	<0.5	3.1	18.3	<0.5	<0.5	19.8
	110	0.5	21	<0.5	<0.5	20	1.1	23.5	38	<0.5	<0.5	5.1	12.4
	160 i	26	38	<0.5	17.5	33	<0.5	46	40	<0.5	<0.5	5.3	12.1
	160 a	26	38	<0.5	17.5	33	<0.5	40.5	40	<0.5	8.9	17	1.1
	210 i	26	45	<0.5	23	40	<0.5	44	45	<0.5	<0.5	3.2	14.8
	210 a	23	55	<0.5	20.5	40	<0.5	39.5	40	<0.5	30.5	25	<0.5
Kammer B	25	<0.5	3.1	17.6	<0.5	4.5	15.6	<0.5	6.5	15.4	<0.5	2.8	15.2
	50	<0.5	4.5	16.2	<0.5	6.1	14.1	<0.5	9.5	13	<0.5	6.1	10.8
	75	<0.5	2.7	18	<0.5	2.1	18.4	<0.5	3.3	17.9	<0.5	0.4	18.2
	110	<0.5	12	9.5	<0.5	12	7.8	6.2	29	<0.5	1	9	7.6
	160 i	7.6	35	<0.5	2.6	29	<0.5	21	37	<0.5	<0.5	3	15
	160 a	8.2	35	<0.5	2.2	28	<0.5	16	34	<0.5	7.4	15	4.2
	210 i	10.5	45	<0.5	8.6	45	<0.5	21	45	<0.5	65	31	<0.5
	210 a	13	45	<0.5	8.4	45	<0.5	20.5	45	<0.5	35.5	28	<0.5
Kammer C	25	1	7.8	14.4	<0.5	3	19.6	3.8	13	7.5	<0.5	3	15.4
	50	4.1	15	8.1	<0.5	5.6	18.4	5	15	6.2	<0.5	<0.5	19.1
	75	19.5	28	2.6	2	7.2	16.9	32	24	7.3	<0.5	<0.5	19.1
	110	38.5	38	<0.5	42	40	<0.5	57	40	<0.5	0.5	8.6	7.5
	160 i	41.5	45	<0.5	49	45	<0.5	59	40	<0.5	1.5	10	7.3
	160 a	37.5	50	<0.5	48	45	<0.5	58	40	<0.5	18	22	<0.5
	210 i	37.5	50	<0.5	47	50	<0.5	58	40	<0.5	58	31	<0.5
	210 a	35.5	55	<0.5	47	55	<0.5	55	45	<0.5	70	29	<0.5
Kammer D	25	6.8	23	4.5	0.5	14	16.3	1.8	4.1	18.3	<0.5	1.2	17.6
	50	7	20	5.6	1.5	13	6.2	1.9	5	17.2	<0.5	<0.5	19.2
	60	22.5	25	5.5	27.5	30	<0.5	51	33	1.3	2.5	9.2	9
	110 i	53	40	0.2	29.5	32	<0.5	63	37	<0.5	<0.5	0.6	18.1
	110 a	52	40	<0.5	42.5	34	<0.5	64	36	<0.5	0.5	1.6	4
	160 i	46.5	50	<0.5	43	35	<0.5	62	38	<0.5	<0.5	3.3	14.3
	160 a	48.5	50	<0.5	41	34	<0.5	64	36	<0.5	34	26	<0.5

des Wassergehaltes in Kammer C um ca. 10 vol-% und in Kammer D um ca. 5 vol-% festgestellt werden, während in den beiden anderen Kammern der Wassergehalt in dieser Zeitspanne annähernd konstant blieb. Ab Mai 2011 kam es in den Kammern C und D zu einer starken Abnahme des Wassergehaltes um jeweils ca. 25 vol-%.

Wie bereits oben erwähnt verlief die Entwicklung der Gaszusammensetzung in den Abfallbereichen der Lysimeterkammern (trotz Verwendung der gleichen Müllcharge bei der Befüllung) unterschiedlich und langsamer als erwartet. Nach ca. 1.5 Jahren Versuchsdauer (Sept. 2009) betrug der Methangehalt in der Porenluft der Abfallkörper in Kammer A ca. 26 vol-%, in Kammer B lediglich 10 vol-%, in Kammer C ca. 40 vol-% und in Kammer D bereits ca. 50 vol-% (Tabelle 2). Bis kurz vor Start der Belüftungsmaßnahme (Ende August 2010) stiegen in den Kammern C und D die Konzentrationen an Methan und Kohlenstoffdioxid bis zu Werten an, die der Gaszusammensetzung in biochemisch reaktiven Deponien während der stabilen Methanphase entsprechen (CH<sub>4</sub>: 60 vol-%, CO<sub>2</sub>: 40 vol-%). In den Kammern A und B wurden diese hohen Gehalte an Methan und Kohlenstoffdioxid zu diesem Zeitpunkt noch nicht erreicht. In den über den Abfallkörpern situierten Gasdrainagen (Kammer A, B und C in 110 cm, in Kammer D in 60 cm

Tiefe), die eine homogene Anströmung des emittierten Deponiegases zur Unterkante der Oberflächenabdeckungen garantieren sollten, wurde zu beinahe allen Zeitpunkten vor Start der in-situ Aerobisierung eine deutliche Abnahme der CH<sub>4</sub>-Konzentrationen festgestellt. In den Oberflächenabdeckungen der Kammern A und B war zu keinem Zeitpunkt das Auftreten von Methan feststellbar, während in den Kammern C und D vor Beginn der Belüftung Methan in allen Tiefenbereichen der Abdeckschichten auftrat (Ausnahme: Kammer C am 9.12. in 25 und 50 cm Tiefe). Erwartungsgemäß nahmen die Sauerstoffgehalte in den Abdeckschichten mit zunehmender Tiefe ab. Während zu den Zeitpunkten 21.10.2009 und 9.12.2009 noch Sauerstoff in den Gasdrainagen festgestellt werden konnten, war dies bei der Messung am 26.8.2010 nicht mehr der Fall (lediglich geringe O<sub>2</sub>-Konzentration in der Gasdrainage von Kammer D).

Nach Start der in-situ Aerobisierung (Messzeitpunkt am 14.6.2011 nach ca. 9 Monaten) war in den Oberflächenabdeckungen kein Methan mehr messbar. Die Gasdrainagen wiesen zu diesem Zeitpunkt ebenfalls keine oder nur sehr geringe Methangehalte auf (< 3 vol-%). In den ersten Monaten nach Beginn der Belüftung traten in den Abfallschichten der Kammern deutliche Unterschiede in der Gaszusammensetzung zwischen dem Nahbereich der Belüftungspegel und

**Tabelle 3: Tiefenprofile der Isotopenverhältnisse  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  in Methan ( $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ ) und Kohlenstoffdioxid ( $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ) an ausgewählten Zeitpunkten (Bestimmung von  $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$  an der Bodenoberfläche wurde nur zu den Zeitpunkten 9.12.2009 und 26.8.2010 durchgeführt) und aus den Isotopendaten geschätzte Fraktion des oxidierten Methans ( $f_{\text{ox}}$ )**

Tiefe [cm]	Datum:	21.10.2009			9.12.2009			26.8.2010			14.6.2011			
	$\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$ ‰	$\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ ‰	$f_{\text{ox}}$											
Kammer A	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	-44.3	-14.7	-	n.d.	-24.55	-	n.d.	n.d.	n.d.	
	25	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	-24.5	n.d.	n.d.	-28.4	n.d.	n.d.	-12.8	n.d.	
	50	n.d.	-25.0	n.d.	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	-27.3	n.d.	n.d.	-13.1	n.d.	
	75	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	24.9	n.d.	n.d.	-27.9	n.d.	n.d.	-11.9	n.d.	
	110	-35.2	-24.4	0.54	n.d.	-24.1	n.d.	n.d.	-40.1	-12.1	0.25	n.d.	-24.9	n.d.
	160 i	-53.2	-12.7	0.06	-52.3	-13.8	0.01	-47.1	-7.0	0.01	-43	-25.9	0.24	
	160 a	-47.6	-12.3	0.25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-49	-7.8	0.05
	210 i	-54.8	-13.7	-	-52.5	-13.5	-	-47.3	-10.8	-	-39	-23.0	0.36	
210 a	-54.8	-13.3	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-50	4.9	n.d.		
Kammer B	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-14.7	-	n.d.	-20.5	-	n.d.	n.d.	n.d.	
	25	n.d.	-20.2	n.d.	n.d.	-21.4	n.d.	n.d.	-25.0	n.d.	n.d.	-26.5	n.d.	
	50	n.d.	-21.3	n.d.	n.d.	-21.8	n.d.	n.d.	-24.8	n.d.	n.d.	-24.9	n.d.	
	75	n.d.	-20.4	n.d.	n.d.	-21.8	n.d.	n.d.	-24.4	n.d.	n.d.	-21.9	n.d.	
	110	n.d.	-21.9	n.d.	n.d.	-21.8	n.d.	-38.7	-22.5	0.53	-36.1	-23.7	0.50	
	160 i	-51.8	-13.4	-0.01	-45.1	-14.6	0.04	-54.8	-14.5	0.10	-47.4	-18.1	0.21	
	160 a	-50.8	-13.8	0.03	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	-45.7	-7.8	0.27	
	210 i	-50.4	-10.9	0.05	-46.0	-10.8	-	-57.5	-12.1	0	-51.9	9.6	0.06	
210 a	-52.8	-11.7	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-53.4	6.3	-		
Kammer C	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-12.3	-	-42.0	-14.6	-	n.d.	n.d.	n.d.	
	25	-28.4	-21.1	0.64	n.d.	-18.7	n.d.	-39.9	-29.3	0.26	n.d.	-24.4	n.d.	
	50	-27.4	-20.4	0.65	n.d.	-16.6	n.d.	-50.5	-27.4	-0.12	n.d.	-11.1	n.d.	
	75	-40.8	-15.2	0.41	-42.3	-14.3	0.23	-45.8	-7.8	0.07	n.d.	-12.8	n.d.	
	110	-49.2	-10.4	0.18	-45.7	-9.9	0.11	-47.7	-4.7	-0.01	-28.9	-26.2	0.57	
	160 i	-51.8	-11.5	0.09	-45.1	-11.9	0.13	-48.4	-2.7	0	-40.4	-27.3	0.32	
	160 a	-51.8	-10.8	0.09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0	-44.1	-8.9	0.22	
	210 i	-53.3	-9.7	0.03	n.d.	n.d.	n.d.	-46.8	-4.9	0	-49.6	4.5	0.02	
210 a	-54.8	-10.4	-	-48.7	-11.1	-	n.d.	n.d.	n.d.	-50.2	12.2	-		
Kammer D	Oberfl.	n.d.	n.d.	n.d.	-50.2	-13.1	-	-44.7	-14.2	-	n.d.	n.d.	n.d.	
	25	-22.4	-23.7	0.57	-26.2	-30.4	0.52	-36.5	-32.0	0.37	n.d.	-23.6	n.d.	
	50	-26.3	-22.2	0.50	-31.5	-30.4	0.41	-40.5	-30.5	0.26	-31.9	-10.7	-0.03	
	60	-37.8	-13.4	0.22	-43.3	-13.2	0.06	-46.9	-3.7	0.05	-46.6	-17.7	-0.84	
	110 i	-41.6	-11.9	0.09	-43.2	-9.2	0.06	-48.1	-0.7	0	n.d.	-27.9	n.d.	
	110 a	-43.8	-10.0	0.01	n.d.	n.d.	0	n.d.	n.d.	0	n.d.	n.d.	n.d.	
	160 i	-43.8	-13.1	0.01	-44.8	-8.6	0	-48.3	0.3	0	-20.7	-25.4	0.33	
160 a	-44.4	-12.3	-	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	-31.1	9.9	-		

n.d.: Isotopenverhältnis wegen zu niedriger Gaskonzentration nicht bestimmbar oder Porenluft nicht beprobt

dem weiter entfernten Bereich auf. So etablierten sich in der Nähe der Pegel in allen Kammern nach einigen Wochen Sauerstoffgehalte zwischen 15 und 20 vol-% (Abbildung 2D, Tabelle 1). Erst nach ca. 2 Jahren Belüftungsdauer stieg auch in den Kammern A, B und D im außengelegenen, unteren Bereich der Abfallschichten der  $\text{O}_2$  – Gehalt an, während dies in Kammer C auch nach 2 Jahren nicht der Fall war. Tabelle 3 zeigt die Isotopensignaturen des Kohlenstoffes in Methan und Kohlenstoffdioxid. Die in den unteren Abfallbereichen gemessene isotopische Zusammensetzung des Methans von ca. -50 ‰ stimmt mit Literaturwerten überein (siehe z.B. CHANTON et al. 2008).  $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$  wird hingegen im Zuge der Methanbildung isotopisch schwerer. So lagen diese Werte am 14.6.2011 in den unteren vom Belüftungspiegel abgelegenen Bereichen zwischen +4.9 und +12.2 ‰ ( $\delta^{13}\text{C}\text{-CO}_2$  gebildet unter aeroben Abbaubedingungen beträgt ca. 25 ‰).

Findet bei der Migration von Methan durch die Bodenschichten ein oxidativer Abbau statt, so wird bei diesem Prozess das leichtere Kohlenstoffisotop  $^{12}\text{C}$  bevorzugt von den Mikroorganismen umgesetzt. Die isotopische Signatur des verbleibenden  $\delta^{13}\text{C}\text{-CH}_4$  wird dadurch isotopisch schwerer (weniger negative Werte). Dies lässt sich vor allem in Kammer C und D gut beobachten, da in diesen Kammern bis zum Oberbodenbereich (25 cm Tiefe) Methan vorgefunden wurde. In den Kammern A und B wurde diese Isotopenfraktionierung im Bereich der Gasdrainagen gefunden (110 cm Tiefe). Am 14.6. 2011 (nach dem Start der Belüftung) zeigte sich im nahe beim Belüftungspiegel gelegenen Abfallbereich ebenfalls eine Isotopenfraktionierung (z.B. Kammer A: -39 ‰ bei 210 cm Tiefe innerer Bereich im Gegensatz zu -50 ‰ im äußeren Bereich der Kammer). An Hand der Isotopenfraktionierung lässt sich nach Gleichung 3 die abgebaute Fraktion des im Müll gebildeten Methans ( $f_{\text{ox}}$ ) abschätzen

(Tabelle 3). So zeigten z.B. die Messungen vom 21.10.2009, dass in Kammer C bei der Migration des Deponiegases bis in 25 cm Tiefe über 60 % des Methans abgebaut wurden. Im August 2010, nach Etablierung der stabilen Methanphase und somit höheren Methanproduktionsraten sanken diese Werte in Kammer C und D auf 26 bzw. 37 %.

Die durchgeführten Haubenmessungen an den Oberflächen der Lysimeterkammern ergaben, dass vor der Belüftung die höchsten Methanemissionen bei den Kammern C und D auftraten ( $16 - 113 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), während aus den Kammern A und B die Emissionen unter  $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (HRAD et al. 2012) lagen. In den ersten Monaten nach Start der Belüftung wurde vor allem in Kammer C ein starker Rückgang der Methanemissionen beobachtet. Kammer D wies hingegen auch während der Belüftung die höchsten Emissionen an Methan auf. An 2 Zeitpunkten wurden im Zuge von Haubenmessungen Luftproben an der Oberfläche der Lysimeter gewonnen und die Isotopensignatur von Methan und Kohlenstoffdioxid bestimmt. Vor allem bei Kammer D zeigte sich, dass  $\delta^{13}\text{C-CH}_4$  an der Oberfläche niedrigere Werte aufwies als in der obersten Bodenschicht (-50.2 % am 9.12.2009 und -44.7 am 26.8.2010). Die Messungen mittels FID ließen einen Austritt von Methan hauptsächlich in den Randbereichen der Lysimeterkammern erkennen.

## Diskussion

Durch die unterschiedliche Entwicklung der Gaskonzentrationen in den einzelnen Lysimeterkammern vor Beginn der Belüftung ist ein Vergleich der Oberflächenabdeckungen hinsichtlich ihrer Eignung für die hier untersuchte Variante einer in-situ Aerobisierung nur eingeschränkt möglich.

Aus der Verteilung der Methankonzentrationen in den Oberflächenabdeckungen und den Isotopensignaturen  $\delta^{13}\text{C-CH}_4$  vor der Belüftung ist erkennbar, dass Abdeckschichten aus Kompost wie in Kammer A oder Mischungen mit Kompost (Kammer B) die Methanoxidation am besten unterstützen. Auch die durchgeführten Haubenmessungen bestätigten, dass bei diesen Kammern die geringsten Methanemissionen auftraten.

Auf Grund des nicht vorhandenen Methans kann mit Hilfe der Isotopenmethode die Methanoxidation im Oberboden der Kammern A und B nicht abgeschätzt werden. Aus der starken Abnahme der Methankonzentration in den Oberflächenabdeckungen lässt sich allerdings schließen, dass in diesen Kammern bereits in tieferen Schichten eine intensive Methanoxidation stattfand. Eine Methanoxidation war bereits in der Gasdrainageschicht nachweisbar. Da bei mikrobiellen Prozessen neben der Kohlenstoffquelle auch weitere Nährstoffe benötigt werden, ist zu vermuten, dass diese aus der Oberflächenabdeckung in die aus Quarzkies bestehende Gasdrainage eingetragen wurden. Nach Beginn der Belüftung ist an Hand der Isotopensignatur auch eine Methanoxidation im Abfallkörper nachweisbar.

In den ersten Monaten nach Beginn der Belüftung wurden im Abfallkörper von Kammer C die höchsten Sauerstoff- und niedrigsten Methankonzentrationen festgestellt. Der 1 m mächtige Lehmboden in Kammer C, der zu diesem Zeitpunkt auch einen hohen Wassergehalt aufwies, bewirkte, dass sich im Abfallkörper ein relativ hoher Druck

entwickelte und dadurch die eingeblasene Luft am besten über den gesamten Müllbereich verteilt wurde. Durch die optimale Entwicklung von aeroben Bedingungen wurde die Methanproduktion stark reduziert, sodass aus dieser Kammer während dieser Phase die geringsten Methanmengen emittiert wurden. Der hohe Druck in dieser Kammer lässt auch vermuten, dass zu diesem Zeitpunkt keine wesentlichen Randwegigkeiten bezüglich des Gasflusses auftraten. Durch den Rückgang des Wassergehaltes in der Oberflächenabdeckung von Kammer C (möglicherweise auch hervorgerufen durch das Einblasen nicht wasserdampfgesättigter Atmosphärenluft) wurde diese allerdings durchlässiger oder es bildeten sich beim Austrocknen Risse in der Oberflächenabdeckung, wodurch der Luftdruck in dieser Kammer abnahm und die Luftverteilung in der Abfallschicht negativ beeinflusst wurde. Ab April 2011 traten im unteren Abfallbereich dieser Kammer dementsprechend die höchsten Methankonzentrationen auf.

Die kurzfristigen Ausfälle der Belüftungsanlage zeigten, dass in allen Kammern bei fehlender Luftzufuhr auch 2 Jahre nach Beginn der in-situ Aerobisierung der vorhandene Sauerstoff innerhalb von nur wenigen Tagen gezehrt wird und sich wiederum reduzierende Milieubedingungen im Abfallkörper einstellen (Abbildung 2D). Dies bedeutet, dass die Stabilisierung des im Lysimeterversuch eingesetzten frischen, hoch reaktiven Hausmülls nach 2 Jahren Belüftung nicht abgeschlossen ist.

Die FID - Messungen zeigten, dass trotz der randlich eingeklebten Folie eine Gaswegigkeit entlang der Lysimeteränder auftrat. Im Zuge der Haubenmessungen wurden allerdings die Gasströme aus dem Randbereich der Lysimeterkammern nicht miterfasst. Trotzdem war auch in diesem zentralen Bereich an Hand der Isotopenanalysen ein Bypassfluss zu erkennen. Ähnliche Bypassflüsse wurden auch von CHANTON et al. (2008) bei Messungen an der Oberfläche einer realen Deponie beobachtet. Um die Randwegigkeiten bzw. Bypassflüsse zu quantifizieren, müssten zukünftig neben den in dieser Studie durchgeführten Haubenmessungen zusätzlich die Emissionsmessungen auf die gesamte Oberfläche der Lysimeterkammern ausgedehnt werden.

## Schlussfolgerungen

Es zeigte sich, dass in Lysimeteruntersuchungen die komplexen Prozesse des Gashaushaltes von Deponien in Kombination mit Isotopenuntersuchungen gut nachgestellt und erfasst werden können. Gewisse Unterschiede zu realen Deponien ergaben sich durch die geringere Mächtigkeit der Hausmüllschicht, wodurch eine stärkere Temperatureinflussung der ablaufenden Prozesse im Lysimeter vor allem im Winterhalbjahr gegeben ist.

Aus den hier vorgestellten Ergebnissen kann abgeleitet werden, dass ein mehrschichtiger Aufbau der Oberflächenabdeckung die in-situ Aerobisierung in optimaler Weise unterstützen könnte: eine untere Schicht aus bindigerem Material, welche eine homogene Ausbreitung der eingeblasenen Luft garantieren soll, optional dazwischen eine Schicht aus grobkörnigem Material zur Homogenisierung der Anströmung des Deponiegases, sowie darüber eine Schicht aus organikreichem, gut durchlüfteten

Boden- oder Kompostmaterial zur Gewährleistung einer effizienten Methanoxidation, welche auch die Funktion einer Evapotranspirationsschicht übernehmen kann. Allerdings ist die Oberflächenabdeckung in ausreichender Mächtigkeit auszuführen sowie sollte bei der Belüftung vorbefeuchtete Luft verwendet werden, um eine Austrocknung der lehmigen, nur bei hohen Wassergehalten relativ undurchlässigen, unteren Schicht der Oberflächenabdeckung zu vermeiden.

## Danksagung

Diese Studie wurde im Rahmen des Projektes „Nutzraum“ erstellt und aus Mitteln des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft gefördert; Förderungsmanagement by Kommunalkredit Public Consulting GmbH.

## Literatur

- ALBRIGHT, W., C. BENSON, G. GEE, A. ROESLER, T. ABICHO, P. APIWANTRAGOON, B. LYLES and S. ROCK, 2004: Field Water Balance of Landfill Final Covers. *J. of Environmental Quality*, 33(6), 2317-2332.
- BARKER J. and P. FRITZ, 1981: Carbon isotope fractionation during microbial methane oxidation. *Nature* 293. 289-291.
- CABRAL A.R., M.A. CAPANEMA, J. GEBERT, J.F. MOREIRA and L.B. JUGNIA, 2009: Quantifying Microbial Methane Oxidation Efficiencies in Two Experimental Landfill Biocovers Using Stable Isotopes. *Water Air Soil Pollution*. Springer Science.
- DE VISSCHER, A., I. DE POUREQ and J. CHANTON, 2004: Isotope fractionation effects by diffusion and methane oxidation in landfill cover soils, *Journal of Geophysical Research* 109 (D18), D18111, doi: 10.1029/2004JD004857.
- CHANTON, J.P., D.K. POWELSON, T. ABICHO and G. HATER, 2008: Improved Field Methods to Quantify Methane Oxidation in Landfill Cover Materials Using Stable Carbon Isotopes. *American Chemical Society, Environmental Science and Technology* 42, No. 3, 665-670.
- GAMPERLING, O., 2006: Methanoxidation zur Verminderung der Gasemissionen bei aerober In-Situ Stabilisierung von Altdeponien, Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- HRAD, M., 2010: Quantification of landfill gas emissions in biocovers – an experimental simulation in lysimeters. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.
- HRAD, M., M. HUBER-HUMER, B. WIMMER and T.G. REICHENAUER, 2012: Design of top covers supporting aerobic in situ stabilization of old landfills – An experimental simulation in lysimeters. *Waste Management* 32 (2012), 2324-2335.
- IPCC, 2007: *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., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K.B., Tignor M., Miller, H.L. (eds.)] Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- POWELSON, D.K., J.P. CHANTON and T. ABICHO, 2007: Methane oxidation in Biofilters measured by mass-balance and stable isotope methods, *Environ. Sci. Technol.* 41, 620-625.
- PRANTL, R., M. TESAR, M. HUBER-HUMER and P. LECHNER, 2006: Changes in carbon and nitrogen pool during in-situ aeration of old landfills under varying conditions. *Waste Manag.* 26(4):373-380.
- RITZKOWSKI, M. and R. STEGMANN, 2012: Landfill aeration worldwide: concepts, indications and findings. *Waste Management* 32(7), 1411-1419.
- STEGMANN, R. and M. RITZKOWSKI (Eds), 2007: *Landfill Aeration*. IWWG Task group on landfill aeration; CISA Publisher; ISBN 978-88-6265-002-1.
- WIMMER, B., R. NEUGSCHWANDTNER, I. FRITZ, J. RAUBER, M.H. GERZABEK und T.G. REICHENAUER, 2006: Evapotranspirationsschichten zur Abdeckung von Altablagerungen. In: Gerzabek M. H. und Reichenauer T. G. (Hrsg.) *Innovative in-situ Methoden zur Sicherung und Sanierung von Altablagerungen und Altstandorten*. Facultas Verlag, Wien. S. 3-74.