

Diplomarbeit

Master's Thesis

Beitrag der In-Situ-Belüftung zur Reduktion der Treibhausgase bei geringmächtigen Altablagerungen

ausgeführt zum Zwecke der Erlangung des akademischen Grades eines Diplom-
Ingenieurs unter der Leitung von

O. Univ. Prof. Dipl.-Ing. Dr. rer. nat Paul H. Brunner

**Institut für Wassergüte, Ressourcenmanagement und
Abfallwirtschaft**

eingereicht an der
Technischen Universität Wien
Fakultät für Bauingenieurwesen
von

Wolfgang Moser

Matr. Nr. 9140181
Theobaldgasse 12/1/3, A-1060 Wien

Wien, Dezember 2007

Danksagung

Danken möchte ich

Prof. Paul H. Brunner
für das Ermöglichen dieser Arbeit
für die konstruktive Kritik und Führung während der Diplomarbeit

Dipl.-Ing. Dr. techn. Johann Fellner und Dipl.-Ing. Timo Dörrie
für die hochwertige fachliche Betreuung
sowie die vielen konstruktiven Ratschläge

Der Firma Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H und der Arge Biopuster
für das Zustandekommen dieser Arbeit

Widmen möchte ich meine Arbeit

besonders meinen Eltern
die mir dieses Studium ermöglichten

und all meinen Freunden
für die beständige Geduld und Zuwendung in Wort und Tat

Kurzfassung

In der vorliegenden Diplomarbeit wird am Beispiel einer Altdeponie gezeigt, inwiefern die In-Situ-Belüftung zur Reduktion von deponiebürtigen Treibhausgasemissionen beitragen kann.

Die betrachtete Altablagerung (120.000 m³ Hausmüll) wurde 24 Jahre nach Abschluß (1982) auf 4 Abschnitte jeweils 70 Tage intensiv und 70 Tage extensiv belüftet. Über laufende Gasmessungen an den Absaugbrunnen wurden während der Belüftungsdauer Veränderungen in der Deponiegaszusammensetzung erfasst. Die gemessenen Konzentrationen an Kohlendioxid und Methan wurden zusammen mit den abgesaugten Deponiegasmengen verwendet, um die emittierte Kohlenstofffracht zu ermitteln. Neben den Gasmessungen wurden Feststoffproben des Deponiematerials, vor und nach der Intensivbelüftung, auf ihre Atmungsaktivität und auf den organischen Kohlenstoffgehalt hin analysiert. Innerhalb des betrachteten Zeitraums konnte dabei eine rund 50%ige Reduktion der Atmungsaktivität festgestellt werden.

Da es keinerlei Angaben über die Deponiegasbildung vor der Belüftungsmaßnahme gab, wurden verschiedene Deponiegasprognosemodelle evaluiert. Dazu wurden folgende verfügbare Informationen verwendet: durchschnittlicher TOC-Gehalt des Deponiematerials vor der Belüftung sowie qualitative Angaben über die Zusammensetzung des abgelagerten Hausmülls. Die Ergebnisse des „Modellvergleichs“ zeigten, dass das Deponiegasprognosemodell von Tabasaran-Rettenberger (modifiziert im TOC Anfangsgehalt des abgelagerten Mülls) die Verhältnisse der untersuchten Altablagerungen am besten widerspiegelt.

Anhand eines Vergleichs verschiedener Szenarien (keine Belüftungsmaßnahme, Belüftung über 140 Tage gemäß untersuchtem Projekt, Langzeitbelüftung) wird dargelegt, welche Menge an Treibhausgasemissionen am untersuchten Standort durch die In-Situ-Belüftung eingespart werden konnte bzw. werden kann.

Die Ergebnisse zeigen, dass im Rahmen der untersuchten Belüftung (über 140 Tage pro Abschnitt) rund 19% des noch vorhandenen Kohlenstoffes abgebaut wurde. Im Vergleich zu anaeroben Bedingungen konnte ein 4fach beschleunigter Abbau der organischen Substanz festgestellt werden. Gemessen an den gesamten Treibhausgasemissionen der Deponie (seit Ablagerungsbeginn 1971) lag das Einsparungspotential durch die Belüftungsmaßnahme jedoch bei weniger als 3%. Selbst unter der Annahme einer extensiven Langzeitbelüftung (2005 bis 2030) liegt das Einsparungspotential an Treibhausgasemissionen bei lediglich 9% der Gesamtemissionen. Werden in den Betrachtungen die in der Vergangenheit aufgetretenen Emissionen ausgeklammert, so erhöht sich das Reduktionspotential der In-Situ-Belüftung am konkreten Beispiel auf knapp 30% (Belüftungsdauer 140 Tage) bzw. größer 90% (Langzeitbelüftung bis 2030). Die Kosten pro eingesparter Tonne an Treibhausäquivalenten beliefen sich umgerechnet auf 360€. Mit einer Langzeitbelüftungsvariante würden sich die Kosten auf ca. 110€/Mg CO₂-eq verringern.

Abstract

In the following diploma thesis it is demonstrated by the example of an old dumpsite in how far the In-Situ-ventilation can contribute to a reduction of dumpsite greenhouse gas emissions.

The deposition (120.000 m³ of domestic waste) was intensively and extensively ventilated 24 years after its termination (1982) in each 4 parts for 70 days. Through constant gas measurements at the suction cleaning stations, changes in the dumpsite-gas compositions were registered during the times of ventilation. The measured concentrations of carbon dioxide and methane were used together with the extracted dumpsite-gas amounts, to evaluate the emitted amount of carbon. Alongside the gas measurements, patterns of solids of the dumpsite materials were analysed before and after the intensive ventilation process to their biodegradability and to their amount of organic carbon. Within the observes time span a reduction of 50% of its biodegradability was assessed.

As no kind of data about dumpsite-gas emissions existed before the ventilation measures, different dumpsite-gas forecast models were evaluated. For this following available information was used: average TOC-concentration of dumpsite-material before the ventilation as well as qualitative data about the composition of the deposited domestic waste. The results of the „model-comparison“ showed that the dumpsite-gas forecast model Tabasaran-Rettenberger (modified in the original TOC concentration of the deposited waste) shows the relationship of the examined old deposits in the best way.

By means of a comparison of different scenarios (no measures of ventilation, ventilation over 140 days according to the examined project, long-time ventilation), it is shown, which amount of greenhouse gas emissions at the examined site could and can be cut down through the In-Situ-ventilation.

The results show, that in the frame of the examined ventilation (over 140 days) roughly 19% of the remaining carbon was decomposed. In comparison to anaerobic conditions, a 4x accelerated decomposition of the organic substance could be ascertained. Looking at the total greenhouse gas emissions of the dumpsite though (since instalment in 1971), the savings potential through the ventilation measures was under 3%. Even when assuming extensive long-time ventilation (2005 to 2030), the savings potential of greenhouse gas emissions is a mere 9% of total emissions. When factoring out the appearance of past emissions in the observation, then the reduction potential of the In-Situ-ventilation rises in this concrete example to nearly 30% (ventilation time 140 days) and 90% respectively (long-time ventilation until 2030). The costs per saved ton of greenhouse equivalents sum up to 360€. With a long-term ventilation these costs would decrease to approximately 110€/Mg CO₂-eq.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	1
2. Ziel und Fragestellung.....	4
3. Grundlagen und Methoden.....	5
3.1 Die Deponie als Reaktor.....	5
3.1.1 Anaerober Abbauprozess.....	5
3.1.2 Aerober Abbauprozess.....	7
3.2 Verlauf der Deponiegasemissionen im Deponiekörper.....	8
3.3 Gasprognosemodelle.....	11
3.3.1 Entscheidende Faktoren für Prognosemodelle.....	12
3.3.2 Vergleich von Modellrechnungen.....	15
3.4 Aerobe In-Situ-Stabilisierung von Deponien.....	15
3.4.1 Auswirkungen auf den Gaspfad.....	16
3.4.2 Auswirkungen auf den Wasserpfad.....	17
3.4.3 Auswirkungen auf den Abfallfeststoff.....	17
3.5 Technische Realisierung der Aerobisierung.....	18
3.5.1 Belüftungsverfahren.....	18
3.5.2 Vor und Nachteile der In-Situ-Aerobisierung.....	19
3.5.3 Ende der Belüftung.....	20
4. Das Beispiel Fiorenzuola/Versuchsaufbau.....	21
4.1 Beschreibung der Deponie.....	21
4.2 Die Sanierung.....	22
4.2.1 Biopuster®-Verfahren.....	22
4.2.2 Technischer Aufbau.....	24
4.2.2.1 Druckanlagenaufbau.....	25
4.2.2.2 Sauganlagenaufbau.....	25
4.2.3 Betriebsablauf.....	26
4.3 Messungen, Proben und Laborwerte.....	27
4.3.1 Monitoring des Gashaushaltes.....	27
4.3.2 Probennahme und ihre Analyse.....	32
4.3.2.1 Die Atmungsaktivität.....	33
4.3.2.2 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC).....	34

5. Ergebnisse und Kosten	36
5.1 Kohlenstoffentfrachtung im Rahmen der Belüftung	36
5.2 Berechnung der Deponiegasemissionen	40
5.2.1 Berechnungsmodelle	40
5.2.2 Die Ergebnisse der Berechnungsmodelle	44
5.2.3 Zusammenhang der Proben mit einem Gasmodell	47
5.3 Auswirkungen durch die Belüftungsmaßnahme	51
5.3.1 Auswirkung auf die Methan- und Kohlendioxidemissionen	54
5.3.2 Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt	58
5.3.3 Wirkungsradius einer Sauglanze	59
5.4 Einfluss auf das Treibhauspotential	61
5.5 Kostenaufwand und mögliche Erlöse aus dem CO ₂ -Zertifikatshandel	64
5.5.1 Kostenaufwand	64
5.5.2 Mögliche Erlöse aus dem CO ₂ -Zertifikatshandel	65
6. Diskussion	68
6.1 Optimierungsansätze	68
6.1.1 Zeitlicher Beginn einer Belüftungsmaßnahme	68
6.1.2 Eigentliche Belüftungsphase	69
6.1.3 Entsprechende Maßnahmen nach der Belüftung	70
6.2 Schlussfolgerung	72
7. Glossar und Kurzzeichenerklärung	73
8. Abbildungsverzeichnis	76
9. Tabellenverzeichnis	79
10. Literaturverzeichnis	80
11. Anhang	A1-A7

1. Einleitung

Ein erheblich großer Anteil der weltweit anfallenden Abfälle werden deponiert. Je nach Zusammensetzung der abgelagerten Abfälle auf Deponien laufen unterschiedliche biochemische, chemische und physikalische Prozesse ab.

Als direkte Folge der ablaufenden Ab- und Umbauprozesse werden verschiedene Stoffe von Deponien emittiert. Die wichtigsten Emissionspfade in die Umwelt sind Sickerwasser und Deponiegas. Bei der Ablagerung von organischen Abfällen besteht das gebildete Deponiegas zum überwiegenden Teil aus Methan und Kohlendioxid, wobei Methan ein schädliches Treibhausgas darstellt.

Zu den gesamten anthropogenen Methanemissionen tragen die Mülldeponien 13% bei (siehe Abb. 1). Demnach sind die Deponien im Bezug auf Treibhausgasemissionen nicht zu vernachlässigen.

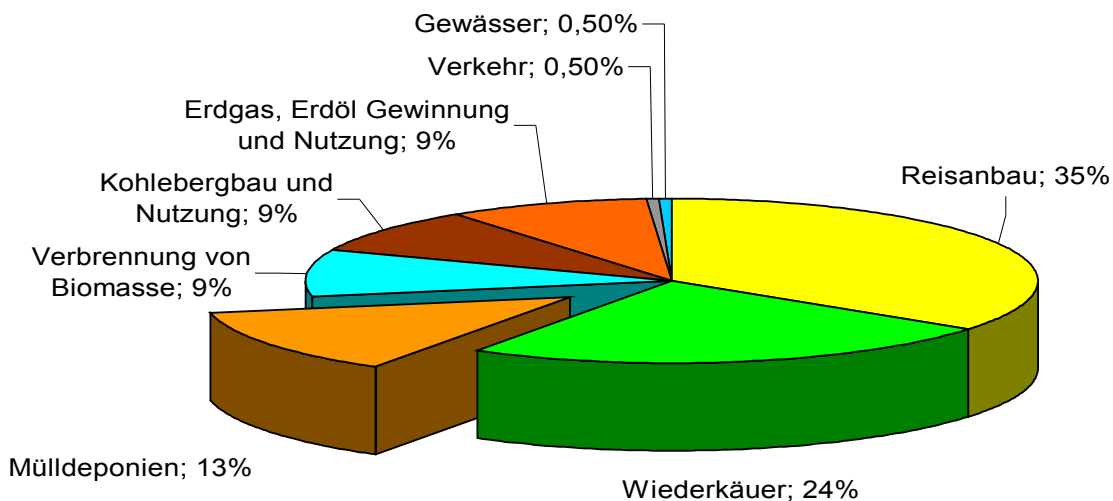


Abbildung 1: Zusammensetzung der anthropogenen Methanemissionen; Quelle: Kurzfassung VDI-Bericht „Emissionen und Luftqualität“, (1998 zitiert nach STACHOWITZ, 2004)

Die Treibhausgasemissionen der Mülldeponien betrugen in Österreich im Jahr 2004 2.552 Gg CO₂-Äquivalente, das sind etwa 2,8% der Gesamtemissionen (UBA, 2006).

Die in Betrieb befindlichen Mülldeponien verfügen heute über Sickerwasser-sammeleinrichtungen und Deponiegaserfassungs- und Behandlungsanlagen.

In den siebziger Jahren war der Kenntnisstand im Bezug auf das sichere Deponieren von Abfällen sehr gering. Nach dem Auffüllen einer Deponie mit vorwiegend Hausmüll oder hausmüllähnlichen Abfällen, inkl. Baurestmassen und Abraummateriale (alte Gemeinde- bzw. Bezirksmülldeponien), gab es zumeist keine speziellen baulichen oder betrieblichen Anforderungen. Teilweise wurden die Flächen wieder landwirtschaftlich genutzt oder als Baugebiet oder Waldfläche den Gegebenheiten überlassen. Erst durch die Konfrontation mit den entstandenen Schäden an der Umwelt, die eine sofortige Nachnutzung solcher Deponieflächen mit sich brachte, begann ein Umdenken.

Laut UBA (2007) wurden in Österreich rund 4.996 Altablagerungen erfasst (Stand 2007). Der Großteil dieser Altablagerungen verfügt über keinerlei geeignete Basis- und/oder Oberflächenabdeckungen, sodass hier auch heute noch mit einer Gefährdung der Schutzgüter Boden, Wasser und Luft zu rechnen ist.

Aufgrund des teilweise noch erheblichen Emissionspotential dieser Ablagerungen, besteht die Notwendigkeit sie in einen umweltverträglichen Zustand zu überführen.

Mittels technischer Maßnahmen kann die mobilisierbare Schadstofffracht aus der Abfallmatrix kontrolliert reduziert werden.

KRÜMPELBECK (2000) hat Konzepte zum langfristigen Umgang mit Deponien, die mit unvorbehandelten Abfällen verfüllt wurden, vorgeschlagen.

Zur frühzeitigen Intensivierung der Mineralisierungsprozesse stehen gegenwärtig die In-Situ-Belüftung und die Auslaugung in unterschiedlichen Varianten (Reinfiltration von Sickerwasser zur Steigerung der Gasproduktion, Auslaugung eluierbarer Stoffe durch gezielte Wasserzufuhr) zur Verfügung.

Bei ungedichteten Deponien ist eine Auslaugung oder gezielte Befeuchtung nicht praktikabel, jedoch können Belüftungsverfahren (ggf. in Kombination mit einer gezielten Befeuchtung der Abfälle) angewendet werden (RITZKOWSKI, 2005).

Als Beispiel für die Darstellung der Auswirkungen einer Belüfungsmaßnahme wurde in dieser Arbeit eine (Alt-) Deponie in Fiorenzuola (Italien, Region: Emilia Romagna) herangezogen, wobei die Ablagerung den oben beschriebenen Randbedingungen

(Auffüllung in den siebziger Jahren, keine Basis- und Oberflächenabdichtung, unvorbehandelter Abfall) entspricht. Diese Deponie wurde mit einer In-Situ-Belüftung ohne Abfallbefeuchtung behandelt.

Das Ziel dieser Maßnahme war die Reduktion des noch vorhandenen Emissionspotentials.

2. Ziel und Fragestellung

Ziel dieser Arbeit ist es den Beitrag der In-Situ-Belüftung zur Reduktion der Treibhausgasemissionen von Altdeponien zu bestimmen.

Aus diesem Ziel leiten sich folgende Fragestellungen ab, welche die vorliegende Arbeit zu beantworten versucht:

- Wie können Deponiegasemissionen ermittelt werden?
- Welche Größen müssen bekannt sein, um Deponiegasemissionen zu ermitteln?
- Wie groß sind die Emissionen der Deponie Fiorenzuola ohne/mit Belüftung?
- Wie verändert sich die Deponie durch die Belüftung?
- In welchem Ausmaß ergeben sich Vorteile oder Nachteile in Bezug auf das Treibhauspotential?
- War die Zeit, in der die Belüftung stattfand, ausreichend, oder hätte die Deponie länger belüftet werden sollen?
- Welche Möglichkeiten sind gegeben, um die Deponie aerob zu halten?

3. Grundlagen und Methoden

3.1 Die Deponie als Reaktor

Hausmülldeponien bestehen aus einem Gemisch organischer und anorganischer Stoffe. Die organische Substanz wird je nach ihrer Abbaubarkeit von Mikroorganismen mineralisiert bzw. umgebaut.

Die abbaubaren organischen Substanzen werden laut MUDRACK et al. (1985) in folgende drei Gruppen unterteilt:

- **Kohlenhydrate:** bestehen aus den Elementen Wasserstoff, Sauerstoff und Kohlenstoff (Summenformel: $C_n(H_2O)_n$).
- **Fette** (Lipide): chemische Verbindungen aus Fettsäuren und dem dreiwertigen Alkohol Glyzerin (Summenformel: $C_n(H_{2n+1})COOH$). Die Aufspaltung der Esterverbindung zwischen Säure und Alkohol erfolgt durch Hydrolyse. Langkettige Fettsäuren werden durch schrittweise Abspaltung von kurzkettigen Fettsäuremolekülen wie z.B. Essigsäure abgebaut (β -Oxidation).
- **Eiweiße** (Proteine): sind in ihrem Aufbau den Fettsäuren sehr ähnlich. Neben der Säuregruppe ($-COOH$) enthalten sie zumindest noch eine alkalische NH_2 -Gruppe.

Der Abbau organischer Substanzen kann aerob oder anaerob erfolgen.

3.1.1 Anaerober Abbauprozess

Der anaerobe Abbau komplexer organischer Stoffe ist an das Zusammenwirken unterschiedlicher Bakterien gebunden, von denen jede eine ganz bestimmte Teilleistung zu erbringen hat (JANKE, 2002; siehe dazu auch Abbildung 2).

- In der ersten Phase, der **Hydrolysephase**, werden durch enzymatische Aufspaltung die makromolekularen Verbindungen in ihre oligomeren und monomeren Bausteine durch Hydrolasen (Enzyme) zerlegt, die von anaeroben bzw. fakultativ anaeroben Bakterien ausgeschieden werden.

3. Grundlagen und Methoden

- Im **acidogenen** Schritt werden die, durch die Hydrolyse gebildeten, Produkte mit Hilfe Clostridien und anderen anaeroben Bakterien zu kurzkettigen Fettsäuren und Alkoholen oder direkt zu Kohlendioxid, Wasserstoff und Acetat abgebaut.
- Die von den acidogenen Bakterien als Gär-Endprodukte ausgeschiedenen Alkohole und Fettsäuren werden von den sogenannten **acetogenen** Bakterien zu Acetat umgewandelt.
- In der **Methanogenese** werden die Endprodukte aus der sauren Gärung (Acetat, H_2 und CO_2) zu Methan und Kohlendioxid umgesetzt. Strikt anaerobe chemoorgano- bzw. chemolitotrophe Bakterien bilden das letzte Glied in der Kette beim Abbau unter Luftabschluss organischer Substanzen.

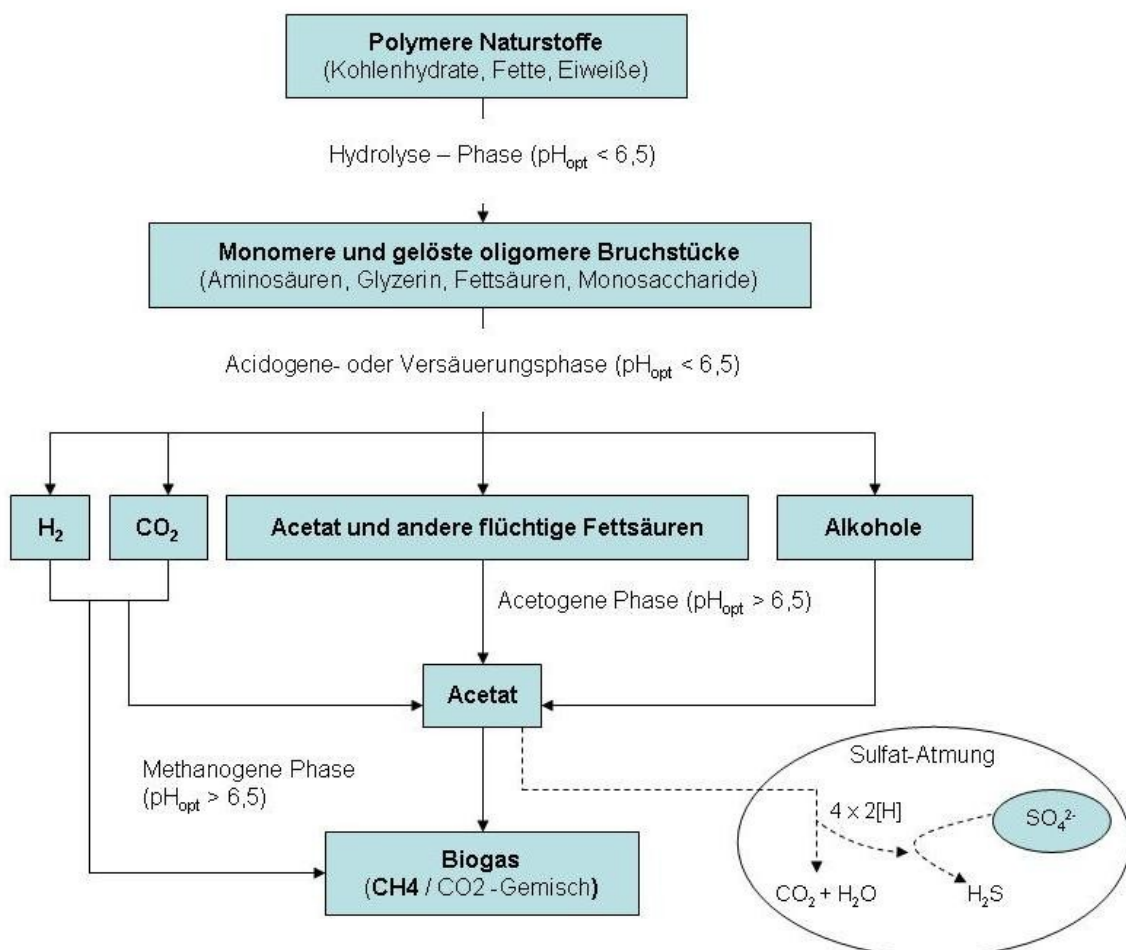
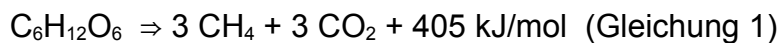


Abbildung 2: Abbau von komplexen organischen Verbindungen unter Luftabschluss durch das Zusammenwirken von unterschiedlichen fakultativ anaeroben bzw. strikt anaeroben Bakterien (eigene Darstellung; JANKE, 2002)

Bestimmte anaerobe heterotrophe Bakterien nutzen beim Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen das Sulfat als terminalen Elektronenakzeptor (Sulfatatmung). Auf Basis dieser Sulfatatmung wird durch dissimilatorische Sulfatreduktion Sulfat zu H₂S umgewandelt (JANKE, 2002).

Der anaerobe Abbau der Glucose kann vereinfacht mit folgender Gleichung beschrieben werden (MAURER et al., 1982):



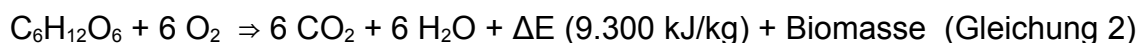
Der Energieinhalt wird größtenteils in Form von Methan abgegeben.

Der anaerobe Abbauprozess wird von zahlreichen Randbedingungen, wie Wassergehalt, Temperatur, pH-Wert, Redoxpotential oder Nährstoffen, beeinflusst.

3.1.2 Aerober Abbauprozess

Unter Anwesenheit von Sauerstoff und ausreichendem Wassergehalt setzen die aeroben Bakterien die organischen Ausgangsstoffe in niedermolekulare, energieärmere Produkte um. Verläuft der Abbau vollständig, entstehen als Endprodukte Kohlendioxid, Wasser und mineralische Bestandteile (Mineralisierung) unter Freierwerdung von Energie.

Der aerobe Abbau von Glucose kann mit folgender Reaktionsgleichung beschrieben werden:



Für den Stoffwechsel der Mikroorganismen werden 40% der freigesetzten Energie genutzt und die restlichen 60% werden als Wärme abgegeben.

Auch der aerobe Abbauprozess ist abhängig vom Angebot an verwertbaren Nährstoffen und anderen physikalisch-chemischen Umweltfaktoren (Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffversorgung, osmotischer Druck u.a.) sowie vom genetischen Potential (Genotyp) des betreffenden Bakteriums (JANKE, 2002).

Weiters lassen sich nach THOMÉ-KOZMIENSKY (1985) organische Stoffgruppen hinsichtlich ihrer biologischen Abbaubarkeit in folgende Gruppen einteilen:

- **leicht abbaubar:**
Zucker, Stärke, Hemicellulosen, Proteine
- **mittelschwer abbaubar** (verlängerte Abbauzeiten unter bestimmten Bedingungen)
Zellulose, Fette, Eiweiße
- **schwer abbaubar** (z.T. resistent gegenüber aeroben Abbauprozessen)
Lignine, Keratine
- **nicht abbaubar** (biologisch inert)
Kohle, Koks, Gummi, Leder sowie die meisten Kunststoffe

3.2 Verlauf der Deponiegasemissionen im Deponiekörper

Unter Betrachtung des Zeitfaktors verändern sich die biologischen Abbauprozesse und somit auch die Emissionen. Aufgrund Veränderungen der Emissionen haben FARQUHAR & ROVERS (1973) die ablaufenden Prozesse in vier Stufen eingeteilt. Die Abbaustufen V-IX charakterisieren die mittel- und langfristigen Entwicklungen des Gashaushaltes (LfUBW, 1992; siehe dazu Abbildung 3):

- **Stufe I: Oxidation (aerob)**

In der I. Stufe werden durch aerobe Bakterien im Oberflächenbereich einer Deponie, sowie im frisch eingebauten Müll, die organischen Verbindungen in ihre organischen Bausteine (Fettsäuren, Zucker) aufgespaltet. Da die Kontaktzeit zwischen Müll und dem Luftsauerstoff relativ kurz ist, werden in dieser Phase nur leicht abbaubare Stoffe umgesetzt.

- **Stufe II: Saure Gärung (anaerob)**

Durch Überdeckung des alten Abfalles mit Frischem nimmt der Sauerstoffeintrag mit zunehmender Tiefe ab, bis er zum Erliegen kommt. In dieser Phase werden die komplexeren organischen Abfallinhaltsstoffe durch anaerobe Bakterien zu Fettsäuren, Kohlendioxid, Alkohol und Wasserstoff abgebaut.

- **Stufe III: Instabile Methanphase (anaerob)**

Hier werden die gebildeten Zwischenprodukte mit Hilfe der Methanbakterien in Methan (CH_4) und Kohlendioxid (CO_2) umgewandelt. Während dieser Zeit unterliegt die Gasproduktion starken Mengen- und Konzentrationsschwankungen. Die zunächst hohe Kohlendioxidproduktion, die parallel zur Abnahme von Wasserstoff und Stickstoff verläuft, nimmt allmählich zugunsten der Methanproduktion ab.

- **Stufe IV: Stabile Methanphase (anaerob)**

Die Stufe IV ist erreicht, wenn sich das Verhältnis der Methan- zur Kohlendioxidproduktion zu einem relativ konstanten Wert einstellt. Diese nahezu konstante Methanproduktion kann dann über zwei Jahrzehnte anhalten. Im Durchschnitt liegt die Deponiegaszusammensetzung bei ca. 50-60 Vol.% Methan (CH_4) zu 50-40 Vol.% Kohlendioxid (CO_2). Diese Phase wird häufig 1-3 Jahre nach Ablagerungsbeginn erreicht. Die Gasemission erreicht hier ein Maximum. Die verfügbare Organik wird weitgehend über den Gaspfad ausgetragen (HEYER, 2003).

- **Stufe V: Langzeitphase**

Diese Phase ist dadurch charakterisiert, dass hohe Methanwerte ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 > 1,5$) im Deponiekörper gemessen werden können, während der Kohlendioxidgehalt abnimmt.

- **Stufe VI: Lufteindringphase**

Die Gasbildung nimmt soweit ab, dass zeitweilig und örtlich Sauerstoff und Stickstoff (O_2 und N_2) aus der Atmosphärenluft eindringen können. Das CH_4/CO_2 - Verhältnis nimmt wieder ab. Die Ausgangsgaskonzentration wird durch den Luftzutritt verdünnt. Es sind Methangehalte zwischen 10-40 Vol% meßbar. Die CO_2 -Gehalte liegen zwischen 5-30 Vol%. Ein beträchtlicher Anteil an N_2 ist nachweisbar (10-30 Vol%).

- **Stufe VII: Methanoxidationsphase**

Wegen der verringerten Gasproduktion dringt verstärkt Luft in den Deponiekörper ein. Methan oxidiert und es entsteht Kohlendioxid. Dieser Vorgang verschiebt das Verhältnis $\text{CH}_4/\text{CO}_2 < 1$. Die Methanoxidation wird von einer Reihe von Mikroorganismen ausgeführt, die als methyloolithroph bezeichnet werden. Diese Organismen sind in der Lage, durch Oxidation Energie zu gewinnen. Voraussetzung ist das gleichzeitige Vorhandensein von Methan und Sauerstoff. Der Sauerstoff der Luft wird verbraucht und es tritt relativ viel zusätzlicher Stickstoff auf.

- **Stufe VIII: Kohlendioxidphase**

Der Methangehalt geht gegen Null und es ist noch relativ viel Kohlendioxid vorhanden. In den Bereichen, die noch anaerobes Milieu aufweisen, wird das Methan fast vollständig abgebaut. Dadurch wird der Kohlendioxidgehalt gegenüber der normalen Bodenluftzusammensetzung erhöht. Durch den aeroben Abbau des restlichen organischen Materials entsteht ebenfalls Kohlendioxid. In dieser Phase sind die Methangehalte sehr gering (max. 2-5 Vol %). Die CO_2 -Gehalte liegen zwischen 5 und 20 Vol%. Neben erhöhtem N_2 -Gehalt ($> 60 \text{ Vol}\%$) sind erniedrigte O_2 -Gehalte messbar ($< 15 \text{ Vol}\%$).

- **Stufe IX: Luftphase**

Die Luftphase ist dann erreicht, wenn der Kohlendioxidgehalt noch mehr abnimmt und der Sauerstoffgehalt zunimmt (rund 20 Vol%). Der Sauerstoffgehalt in der Bodenluft ist oft geringer als in der Atmosphäre, weil die bei Lebensvorgängen aller Art im Boden verbrauchte Sauerstoffmenge nur relativ langsam aus der atmosphärischen Luft nachgeliefert wird. Die O_2 -Gehalte im Boden/Deponie sind also in entscheidendem Maße abhängig von der Oberflächenbeschaffenheit, d.h. von der Durchlässigkeit gegenüber Atmosphärenluft.

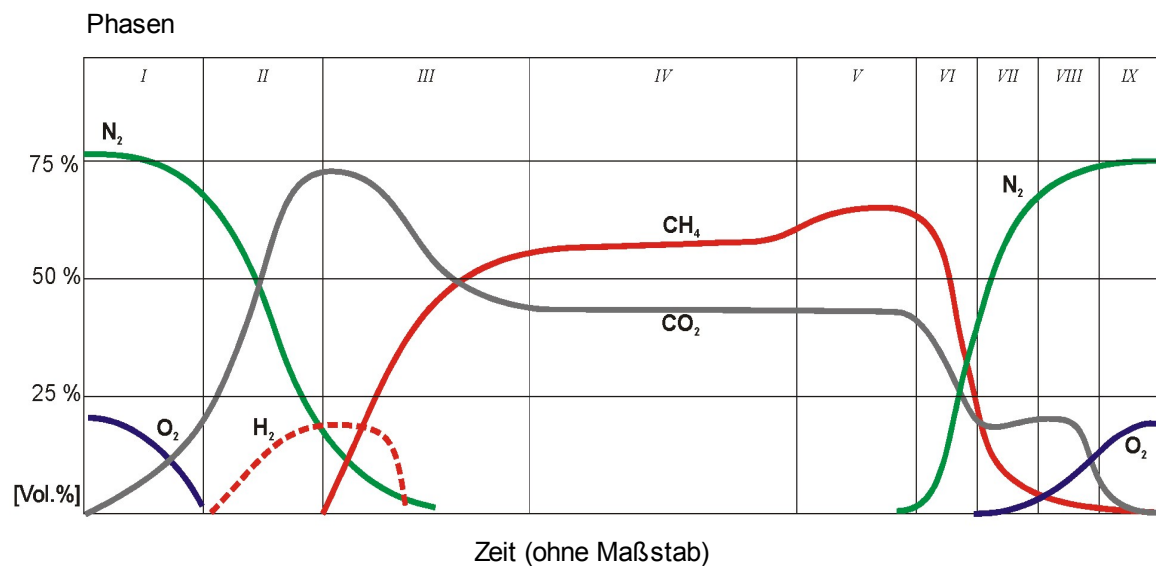


Abbildung 3: Verlauf der Deponiegaszusammensetzung nach Phasen in Abhängigkeit von der Zeit (FARQUHAR & ROVERS, 1973) mit Langzeitmodell FRANZIUS, 1982 sowie RETTENBERGER et al., 1992; Quelle: STACHOWITZ, (2004)

Die Zuordnung einer Altablagerung zu diesen Phasen kann in gewissen Grenzen differieren (LfUBW, 1992):

- Für große Altablagerungen ist es vorteilhaft, verschiedene Bereiche getrennt zu betrachten, da aufgrund der unterschiedlichen Ablagerungszeiträume mit verschiedenen Gaskonzentrationen zu rechnen ist.
- Bestimmte Teile einer Altablagerung wurden ausschließlich mit Bauschutt oder Erdaushub verfüllt und lassen sich abgrenzen.

3.3 Gasprognosemodelle

Die Hauptkomponenten des Deponiegases sind zu 99% Methan und Kohlendioxid. Das Verhältnis zwischen den beiden Gasen ist abhängig vom Alter der Deponie, bzw. in welcher Abbauphase der Abfallkörper sich gerade befindet (siehe Kapitel 2.3). Den Anteil von 0,15% im Deponiegase machen die Spurenstoffe aus, von denen teils über 100 verschiedene Stoffe nachgewiesen wurden (RETTENBERGER et al., 1995).

Eine vollständige mengenmäßige Erfassung des Deponiegases ist kaum möglich, da schon während der Verfüllung eines Deponieabschnittes unkontrollierte Gasemissionen auftreten. Zudem gibt es Austrittsstellen im umgebenden Boden und Gestein oder in durch Setzungen entstandenen Rissen. Der Erfassungsgrad liegt somit unterhalb der auftretenden Gasproduktion. Bei Altablagerungen, wo meist überhaupt keine Erfassungssysteme vorhanden sind, gibt es für eine theoretische Abschätzung der Deponiegasproduktion zahlreiche Gasprognosemodelle.

3.3.1 Entscheidende Faktoren für Prognosemodelle

Die Schwierigkeiten Gasmengenentwicklungen in einem mathematischen Modell darzustellen beginnen mit der Heterogenität des Deponiekörpers. Weiters sind vor allem bei Altablagerungen unzureichende Informationen über die abgelagerten Abfälle vorhanden.

Die entscheidenden Faktoren für die Menge an entstehendem Deponiegas im Verlaufe eines bestimmten Zeitrahmens sind der vorhandene abbaubare Kohlenstoff, die entsprechende Halbwertszeit für den anaeroben Abbau von Kohlenstoffverbindungen und die vorherrschende Temperatur im Deponiekörper. Wesentliche Voraussetzung für die Anwendung der einzelnen Modelle ist die geeignete Wahl der Parameter, die eine Anpassung an die Realität erfordert.

KRÜMPELBECK (2000) hat die Ergebnisse für das Deponiegaspotential verschiedener Autoren aufgelistet (siehe Tab. 1)

Da sich auch über die Jahre die Abfallzusammensetzung geändert hat, hat sich auch der biologisch abbaubare Kohlenstoff mit den Jahren verringert. ROLLAND et al. (2003) geben anhand verschiedener Literaturquellen Werte für den biologisch abbaubaren Kohlenstoff in einer Zeitreihe an (siehe Tab. 2).

Die Halbwertszeiten unterscheiden sich je nach abgelagerten Abfällen, die in leicht, mäßig und schwer abbaubar unterteilt werden. Eine Zusammenstellung von Halbwertszeiten bzw. von k-Werten finden sich in der Tabelle 3.

3. Grundlagen und Methoden

Autor	Deponiegaspotential m³/t Abfall	Anmerkungen
TABASARAN, 1976	60-180 m ³ /t Abfall	aus der Praxis
HAM ET AL., 1979	60-350 m ³ /t Abfall	prognostiziert eine Gasrate von 6-35 m ³ /(t*a) über 10 Jahre
STEGMANN UND DERNBACH, 1982	150-200 m ³ / t TS	experimentell bestimmt
BINGEMER UND CRUTZEN, 1987 zitiert in SCHÖN ET AL., 1993	300 m ³ /t Abfall	aus C-Gehalt bestimmt, Prämisse: CH ₄ :CO ₂ =1:1
TABASARAN UND RETTENBERGER, 1987	375 m ³ /t Abfall	aus C-Gehalt berechnet
GRASSL ET AL., 1991 Zitiert in SCHÖN ET AL., 1993	150-200 m ³ /t Abfall	-
EHRIG, 1991	128-230 m ³ /t TS	-
RETTENBERGER UND MEZGER, 1992	150-235 m ³ /t TS	-

*Tabelle 1: Ergebnisse verschiedener Autoren zum Thema Deponiegaspotential;
(KRÜMPELBECK, 2000)*

Jahr	Biologisch abbaubarer Kohlenstoff [kg/t Feuchtsubstanz]	Literaturquellen
1960 - 1969	230	Hackl & Mauschitz (1999)
1970 - 1979	220	-
1980 - 1989	210	-
1990	200	Tabasaran-Rettenberger (1987)
1991	190	Rolland & Scheibengraf (2003)
1992	180	-
1993	170	Baumeler et al.(1998), Nelles et al. (1998), Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (2003), Erhart-Schippek (1994)
1994	160	Rolland & Scheibengraf (2003)
1995	150	-
1996	140	Baumeler et al.(1998), Nelles et al. (1998), Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (2003),
1997	130	Nelles et al. (1998)
1998	130	Rolland & Scheibengraf (2003)
1999	120	-
2000	120	-
2001	120	-
2002	120	-
2003	120	-

*Tabelle 2: Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im
Restmüll; (ROLLAND et al., 2003)*

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

Tabelle 3: Literatúrauswertung für Abbaufaktoren k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$; (DREES, 2000)

3.3.2 Vergleich von Modellrechnungen

Zur Abschätzung der Deponiegasemissionen am Beispiel der Deponie Fiorenzuola werden im Kapitel 5.2 die folgenden Berechnungsmodelle (siehe auch Formelaufstellung in Tab.6 im Kapitel 5.2.1) verwendet und deren Ergebnisse verglichen:

1. Tabasaran-Rettenberger-Modell (TABASARAN et al., 1987)
2. Ein modifiziertes Modell von Tabasaran mit geänderten Eingangsparametern (siehe Kapitel 5.2.1), (TABASARAN et al., 1987)
3. Ehrig-Modell (EHRIG, 1986)
4. Schweizer-Modell (Bundesamt für Umweltschutz, 1982 zitiert in EHRIG, 1986)
5. IPCC-Modell Tier 2 (SCHACHERMEYER, 2006):

3.4 Aerobe In-Situ-Stabilisierung von Deponien

Der zeitliche Verlauf der Abbau- und Umbauvorgänge in einem Deponiekörper sind von verschiedenen Faktoren abhängig so - unter anderem - vom vorherrschenden Milieu.

Verläuft der Abbauvorgang anaerob, kann die Zeitspanne bis zur nachsorgefreien Zeit 500 Jahre (minerliche Abdichtung) – 1000 Jahre (Kombinationsabdichtung) erreichen (KRÜMPELBECK, 2000). Bei nahezu „dichten“ Abdeckungen, oder gar baulich eingefassten Deponien, wird jener Zeitraum um die Lebenszeit des Bauwerks verlängert.

Bei einer In-Situ-Belüftung entsteht unter den geänderten Milieubedingungen (aerob) eine schnellere und effektivere Umsetzung der noch verbleibenden organischen Substanzen und somit eine Verkürzung des Nachsorgezeitraumes (KRÜMPELBECK, 2000).

Eine zusätzliche Beschleunigung der Prozesse im aeroben Abbau entsteht durch die freiwerdende Energie, die in Wärme umgesetzt wird. Es muss entsprechende Feuchtigkeit im Abfall vorhanden sein, da die Wärmeenergie über Wasserdampf emittiert (**RGT-Regel** = Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel).

SPILLMANN (2006) hat aufgrund vorausgegangener Versuche die aerobe Stabilisierung in eine aerobe Primärstabilisierung und aerobe Sekundärstabilisierung unterteilt:

Am Ende des anaeroben Abbaues beginnt die **aerobe Primärstabilisierung**, wo der aerobe biochemische Abbau des organischen Materials über die Sauerstoffzehrung vollzogen wird. Nach diesem intensiven Abbau folgt die **aerobe Sekundärstabilisierung** bei der huminstoffähnliche Substanzen in stabilere, wasserunlösliche Verbindungen umgebaut werden. Auch hier ist der Sauerstoff maßgebend. Die Methanbildung liegt während diesen Phasen unter der Nachweisgrenze. Es gibt keine Strömung der Gase d.h. keine Konvektion. Der Konzentrationsausgleich erfolgt über Diffusion.

Die Einwirkungen einer aeroben Stabilisierung sind zu allererst am Gaspfad, mittelfristig am Sickerwasserpfad und langfristig auch im Feststoffbereich zu erkennen.

3.4.1 Auswirkungen auf den Gaspfad

Unter Einwirkung des Sauerstoffes entsteht durch den Abbau von Kohlenstoffverbindungen Kohlendioxid. Bei diesem Abbau der organischen Substanz liegt der Kohlenstoffaustrag um den Faktor 2-5 höher als unter anaeroben Bedingungen (STEGMANN, 2005).

Biochemisch werden bis zu 20 Gewichtsprozent der Abfalltrockenmasse in Gas umgesetzt (DÖRRIE, 2006).

Wie oben beschrieben, entfällt die Zeitspanne einer Belüftung in die aerobe Primärstabilisierung.

3.4.2 Auswirkungen auf den Wasserpfad

Durch die Umstellung von anaeroben auf aerobe Milieubedingungen treten im Sickerwasserpfad auch Veränderungen auf. Es kommt zu einer beschleunigten Abnahme der Parameter CSB und vor allem BSB₅ sowie des Stickstoffs (TKN bzw. NH₄-N). Auch die Nachsorgezeiträume über den Emissionspfad Sickerwasser verkürzen sich durch die Belüftung (STEGMANN, 2005).

Bei anorganischen Inhaltsstoffen des Sickerwassers, kann es zu einem leichten Anstieg der Emissionen kommen. Vor allem sind die Schwermetalle aus toxikologischer Sicht umweltrelevant.

3.4.3 Auswirkungen auf den Abfallfeststoff

Wie oben beschrieben (Kapitel 3.4) setzt laut SPILLMANN (2006) die Phase der aeroben Sekundärstabilisierung ein.

Für ein langfristiges Verhalten von Abfallstoffen in Deponiekörpern ist die Huminstoffbildung ein wesentlicher Prozess für die Immobilisierung umweltrelevanter Emissionen.

Huminstoffe spielen eine wichtige Rolle als Kohlenstoff- und Stickstoffsенke, fördern in Böden die Aggregatstabilität, das Nährstoff- und Wasserhaltevermögen und können organische sowie anorganische Schadstoffe immobilisieren (PRANTL, 2007)

Im Gegensatz zur Mineralisierung, wo organische Verbindungen vorwiegend durch Mikroorganismen zu anorganischen Stoffen abgebaut werden (Kohlendioxid, Wasser sowie Mineralsalze), ist die Humifizierung eine Synthese von Zwischenprodukten des aeroben Abbaus zu komplex aufgebauten Polymerisaten, den Huminstoffen (HANERT, 1991).

Huminstoffe werden nach ihrem Löslichkeitsverhalten in drei Hauptfraktionen eingeteilt (ENGEL, 1998):

Die 1. Fraktion bildet **Fulvosäuren**, die in Laugen und Säuren löslich sind. Die 2. Fraktion besteht aus **Huminsäuren**, die in Laugen löslich sind, aber in saurer Lösung ausfallen. Der in Laugen und Säuren unlösliche Teil des Humus wird als **Humin** bezeichnet und bildet die 3. Fraktion.

Diese Huminstoffe können ein Alter von bis zu 500 Jahren aufweisen. Dies ist u.a. bedingt durch ihre heterogene makromolekulare Struktur, die spezifische Abbauprozesse verhindert und somit zu einem quasi stabilen Zustand führt (LfUG, 2000).

3.5 Technische Realisierung der Aerobisierung

Der wesentliche Punkt bei einer Aerobisierung ist genügend Sauerstoff in den Deponiekörper einzutragen, so dass es zu einer Umstellung von anaeroben zu aeroben Abbauprozessen im Deponiekörper kommt. Eine der Grundvoraussetzungen für einen optimalen Abbau ist die gleichmäßige Verteilung des Sauerstoffes, so dass sich im gesamten Körper ein aerober Zustand einstellen kann.

3.5.1 Belüftungsverfahren

Folgende Belüftungsverfahren sind bereits auf diversen Deponien eingesetzt worden (HEYER, 2003):

- Niederdruckbelüftung
- Druck-, Saugbelüftung
- Druckstoßbelüftung, teilweise angereichert mit technischem Sauerstoff
- Übersaugungsverfahren

In Abbildung 4 sind die ablaufenden Prozesse und deren Auswirkung auf die Phasen Feststoff, Sickerwasser und Deponiegas schematisch dargestellt (PRANTL, 2006).

Am Beispiel der Deponie Fiorenzuola wurde das Verfahren einer Druckstoßbelüftung (Biopuster®-Verfahren) und einer Saugbelüftung angewendet.

„In-Situ Aerobisierung“

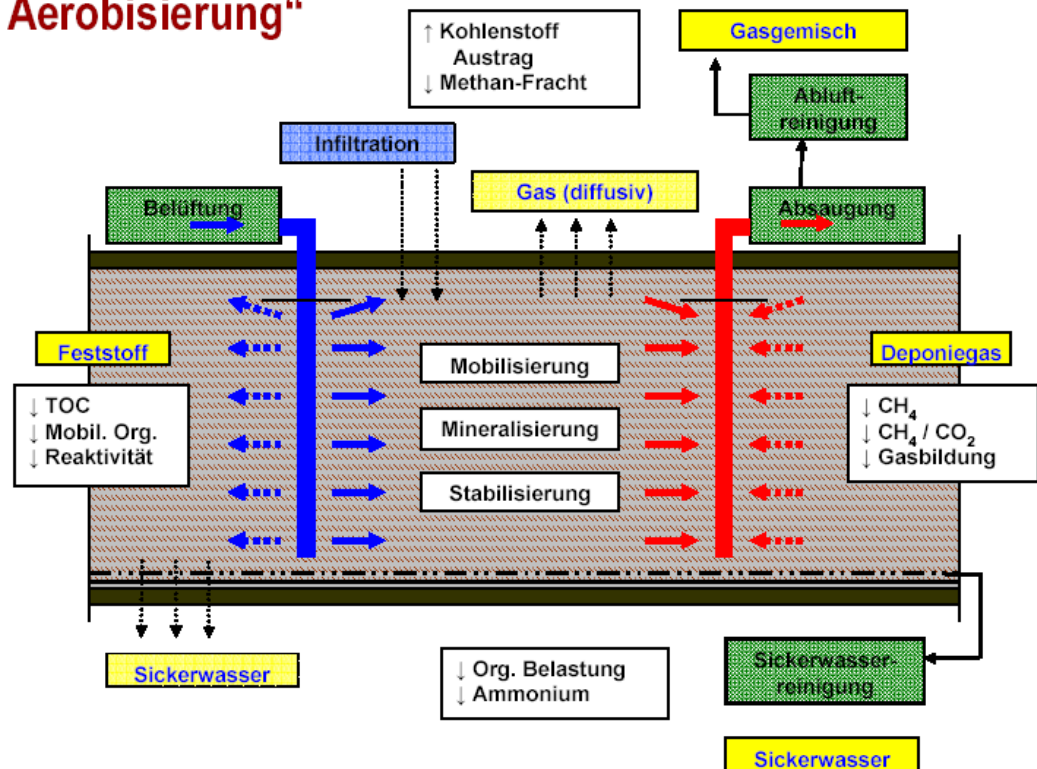


Abbildung 4: Systemskizze (In-Situ Aerobisierung) ablaufende Prozesse und deren Auswirkung auf die Phasen Feststoff, Sickerwasser und Deponiegas; (PRANTL, 2006)

3.5.2 Vor und Nachteile der In-Situ-Aerobisierung

Vorteile der In-Situ-Aerobisierung:

- Nachhaltige Reduktion der CH₄-Emissionen
- Beseitigung der Emissionsursache (im Gegensatz zu Umlagerung oder Sicherung)
- Reduktion der Sickerwasserbelastungen (CSB, BSB₅, NH₄)
- Bei Altablagerungen ohne Sickerwasserfassung & Oberflächenabdeckung einsetzbar
- Kein Verbrauch von zusätzlich neuem Deponievolumen (im Gegensatz zu Räumung)
- Keine nennenswerten Transportwege erforderlich (im Gegensatz zu Räumung)

- Relativ geringe Beeinträchtigung des Umfeldes durch Lärm, Geruch oder Staub
- Nachnutzung der Fläche prinzipiell möglich

Nachteile der In-Situ Aerobisierung:

- Nur für Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbemüll geeignet
- Kurzfristige Mobilisierung von organischen und anorganischen Schadstoffen möglich
- Relativ lange Sanierungsdauer (bis zu 5 Jahre)
- keine Fassung der langfristigen Restemissionen

3.5.3 Ende der Belüftung

Die Dauer der In-Situ-Belüftung hängt primär von den gestellten Zielvorgaben ab.

Als Belüftungsende kann jener Zeitpunkt angenommen werden, an dem ein permanent aerober Zustand in der Ablagerung erreicht wird, in der die anaeroben Abbauvorgänge und die damit verbundenen Emissionen nicht mehr aktiviert werden können (DÖRRIE, 2006).

Ein entscheidender Faktor der Belüftungsdauer ist jedoch meist der Kostenfaktor.

Damit bedeutet das Belüftungsende nicht das Ende der Nachsorgephase, aber es kann der Nachsorgeaufwand auf deutlich geringere umweltbelastende Auswirkungen reduziert werden. Aufwändige Sickerwasserreinigungsmaßnahmen könnten früher entfallen (STEGMANN, 2005).

Nach heutigem Wissensstand kann nach 4 bis 6 Jahren Belüftung ein ausreichend stabiler Zustand erreicht werden (PRANTL, 2006).

Ende der Nachsorge ist dann vorhanden, wenn folgende Punkte zutreffen:

- biologische Prozesse weitgehend abgeklungen
- kein Gasemissionspotenzial
- keine Setzungen mehr; Gewährleistung der Standsicherheit
- Sickerwasser ohne Behandlung zur Einleitung in den Vorfluter geeignet
- keine Grundwasserbeeinträchtigung
- keine bauliche Unterhaltung erforderlich

4. Das Beispiel

Fiorenzuola/Versuchsaufbau

4.1 Beschreibung der Deponie

Die Abfalldéponie Fiorenzuola liegt in Italien in der Region Emilia Romagna zwischen Piacenza und Parma.

In den Jahren 1971-1982, nachdem am Standort Kies abgebaut wurde, ist die ungedichtete Grube mit Hausmüll aufgefüllt worden. Die Deponie, mit einem Gesamtvolumen von 119.300 m³ und einer Fläche von 104.600 m², wurde mit einer 20 cm dicken Tonschicht und einer 100 cm starken Erd- und Mutterbodenschicht abgedeckt. Diese Fläche wurde danach landwirtschaftlich genutzt.

Da in den letzten Jahren in Italien das Interesse am Umweltschutz zugenommen hat und entsprechende Gelder vorhanden waren, wurden zahlreiche Umweltprojekte gestartet. Eines dieser Projekte war die Sanierung der genannten Deponie in Fiorenzuola.

Das Ziel dieser Sanierung war es einerseits Erfahrungen mit Hilfe der In-Situ-Belüftung zu sammeln, andererseits die Deponie in einen Zustand zu bringen, wo eine deutliche Emissionsminderung gegenüber der Ausgangssituation erreicht wird.

In diesem konkreten Fall wurde das Biopuster®-Verfahren angewandt.

4.2 Die Sanierung

4.2.1 Biopuster®-Verfahren

Ziel dieses Verfahrens ist es den Deponiekörper mit ausreichend Sauerstoff zu versorgen, um das anaerobe Milieu auf aeroben Zustand umzustellen, so dass die vorhandene Restorganik oxidiert wird. Der Ablauf dieses Verfahrens sieht 2 Phasen vor:

Zuerst gibt es eine **Intensivbelüftungsphase**.

Luftsauerstoff (Möglichkeit auch mit O₂-Zusatz) wird über gleichmäßig verteilte vertikale Lanzen in den Deponiekörper eingebracht. Damit keine Reaktionsgase über die Oberfläche der Deponie freigesetzt werden, wird über Sauglanzen ein Unterdruck im Deponiekörper hergestellt, so dass die entstehenden Deponiegase kontrolliert erfasst werden und über einen Filter (Biofilter) abgebaut werden können.

Bei der nachfolgenden **Extensivbelüftung** wird die Zufuhr von Luftsauerstoff abgeschaltet, allerdings wird über die Sauglanzen genügend Luft in die Deponie eingesaugt, um ein Umschlagen der Deponie in den anaeroben Zustand zu vermeiden.

Verfahrensschema

Für das Einbringen des Luftsauerstoffes wird eine Druckluftanlage benötigt und für das Absaugen der Deponiegase muss eine entsprechende Sauganlage aufgestellt werden (Abb. 5).

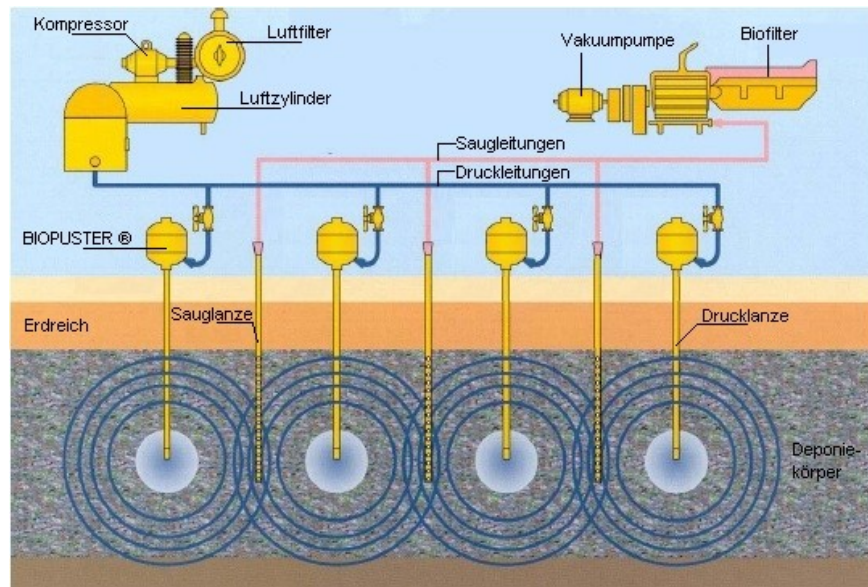


Abbildung 5: Verfahrensschema der Intensivbelüftung
Quelle: Bilfinger Berger Baugesellschaft m.b.H

Druckluftanlage

Über die Druckluftanlage wird die notwendige Druckluft von Kompressoren erzeugt und über die sogenannten Biopustern durch die Drucklanzen impulsartig mit einem Druck von 4 bar in den Deponiekörper eingebracht.

Die Biopuster bestehen aus einem Edelstahlbehälter, einem Schnellentlüftungsventil und einer Schnellkupplung. Wird der Druck, einstellbar zwischen 2,5 und 6 bar, im Kessel erreicht, so entweicht die Druckluft aus diesem über die Pusterlanze direkt in den Abfallkörper.

Sauganlage

Die Sauglanzen sind über ein Rohrsystem mit einer Vakuum-Wasserringpumpe verbunden. Die Maximalleistung von 2400 m³/h kann durch Drehzahlregelung mittels Frequenzwandler variiert werden.

Die gesamte Anlage ist so ausgeführt, dass eventuelle Verpuffungen durch Methan, die theoretisch bei idealem Mischungsverhältnis von Luft und Methan eine Druckspitze von 8,1 bar erreichen können, aufgrund der Festigkeit der Bauteile zu keinen Beschädigungen führen können.

Nach der Wasserringpumpe sind die Biofilter angeschlossen, in denen das Filtermaterial die Abluft gereinigt wird.

Über eine zentrale Steuer- und Regeleinheit wird die gesamte Anlage betrieben und überwacht.

4.2.2 Technischer Aufbau

Für die Durchführung der In-Situ-Stabilisierung auf der Deponie Fiorenzuola wurde folgender Aufbau der Anlage gewählt:

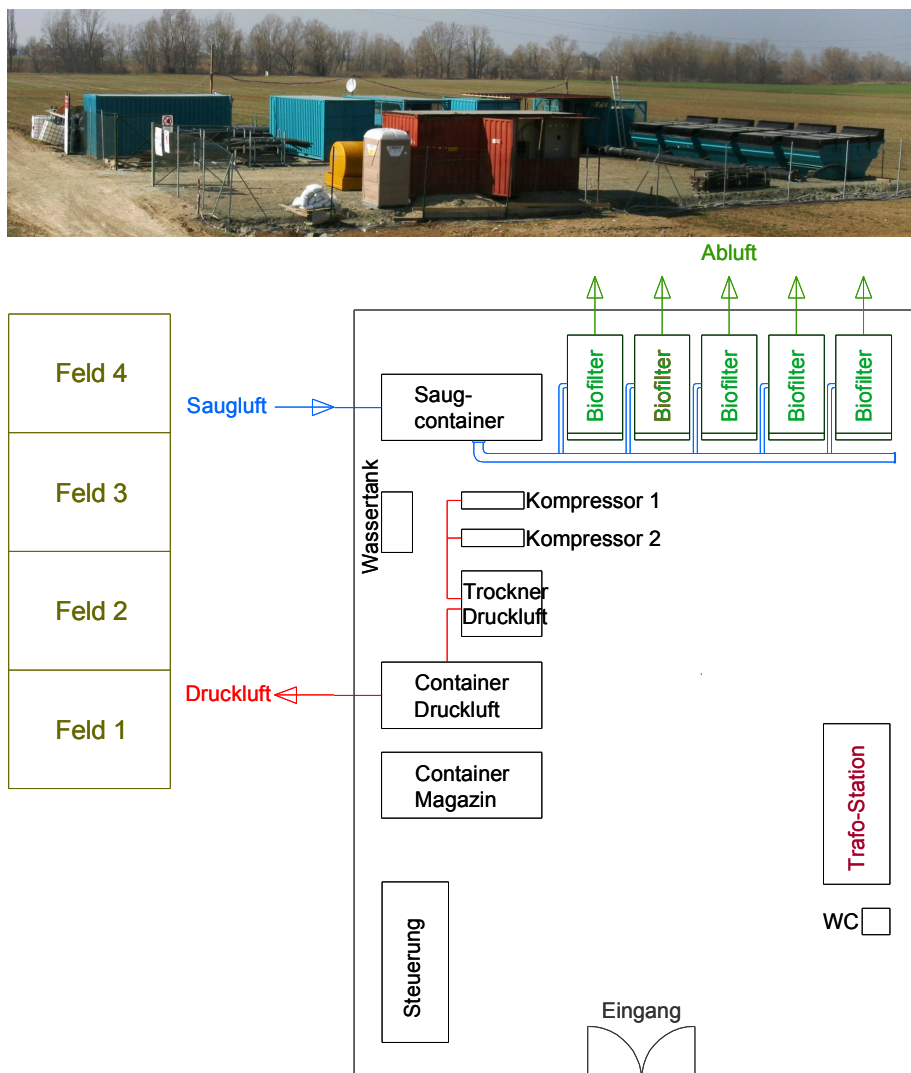


Abbildung 6: Anlagenaufbau

4.2.2.1 Druckanlagenaufbau

Es wurden 2 Kompressoren (Abb. 5) aufgestellt, die jeweils 6 m³/min Luft mit einem Druck von 5 bar lieferten. Über Mikrofilter und Wasserabscheider gelangte die Luft in den Windkessel mit einem Volumen von 10 m³. Über das Druckluftleitungsnetz (siehe Anhang 1), bestehend aus einer Hauptleitung in Form von Stahlpipelines (DN 100) und den Stichleitungen aus verzinkten Stahlrohren (DN 2“), wurde die Luft über das zu belüftende Feld zu den Pustern hin gleichmäßig verteilt. Die Puster wurden mittels Trapezsteilgewinden auf die Drucklanzen aufgeschraubt. Die 6/4“ Lanze aus Stahl wurde am anderen Ende, an dem die Luft austritt, mit einer Drucklanzenspitze versehen.

Die Drucklanzen wurden in einem Raster von 20x25 m gleichmäßig auf der Deponie montiert und reichten 3,5 m in die Tiefe. Um ein Austreten der Luft nach oben zu verhindern, wurde die Bohrung im Kopfraum, in dem die Lanze eingebracht wurde, mit Compactonit abgedichtet.

4.2.2.2 Sauganlagenaufbau

Die Saugleitungen (siehe Anhang 2) bestanden ebenfalls aus Haupt- und Stichleitungen, die in Form von HDPE-Rohren PN 6 ausgeführt wurden. Die Hauptleitungen hatten einen Durchmesser von 250 mm und die Stichleitungen einen DN 100. Die Verbindungen zwischen Haupt- und Stichleitungen konnten durch Schieber abgesperrt werden. Die Nebenleitungen und die Sauglanzen wurden mit Saugschläuchen (DN 50) zusammengeführt. Die Sauglanze bestand aus einem perforierten HDPE-Rohr, das am oberen Ende mit einem verzinkten Stahlrohr verbunden wurde.

Auf das Stahlrohr wurde ein T-Stück montiert, an dem einerseits der Saugschlauch angebracht und andererseits ein Verschlussstopfen aufgeschraubt wurde. Dieser konnte zu Messzwecken abgenommen werden. Zwischen dem Saugschlauch und der Lanze wurde noch ein Kugelhahn montiert, mit dem eine gleichmäßige Verteilung der Saugleistung auf alle Lanzen eingestellt werden konnte.

Die Sauglanzen wurden, im selben Raster wie die Drucklanzen (versetzt um die Hälfte des Rasters), bis in eine Tiefe von 2,5 m in den Deponiekörper eingebaut und abgedichtet.

Das gesamte Saugnetz wurde an die Wasserringpumpe angeschlossen.

Die Abluft wurde über 5 Biofilter, die in Containerbauweise ausgeführt waren, gereinigt.

Die Container wurden jeweils mit 6 m³ Filtermaterial, bestehend aus Kompostmaterial und Hackschnitzel, befüllt.

Die gesamte Anlage wurde mit Strom vom öffentlichen Netz betrieben.

4.2.3 Betriebsablauf

Die Fläche der Deponie wurde in 4 Felder (siehe Anhang 1) eingeteilt.

Feld 1 wurde nach 70-tägiger Intensivbelüftung auf Extensivbelüftung umgestellt, zugleich wurde im Feld 2 mit der Intensivbelüftung begonnen. Während das Feld 2 von der Intensivbelüftung auf die Extensivbelüftung umgestellt wurde, begann man das Feld 3 intensiv zu belüften.

In dem Zeitraum, in welchem das Feld 3 mit der Extensivbelüftung betrieben wurde, wurde das Feld 4 mit der Intensivbelüftung behandelt (Abb. 6).

Aufgrund eines Baustellenstops konnte das Feld 4 nur mehr intensiv belüftet werden.

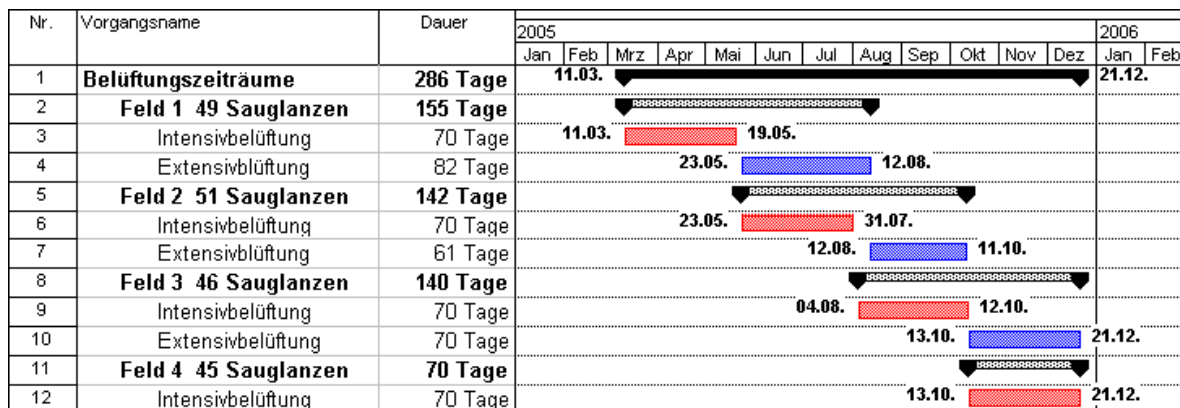


Abbildung 7: Belüftungszeiträume der einzelnen Felder

Um eine Veränderung durch die In-Situ-Belüftung beobachten zu können, wurden an den Sauglanzen zwei mal pro Woche Gasmessungen durchgeführt. Mit dem Messgerät der Firma Geotechnical Instruments Typ GA 2000 wurden die Konzentrationen an CH₄, CO₂ und O₂ als auch die Temperatur der abgesaugten Gase gemessen (Abb. 8).

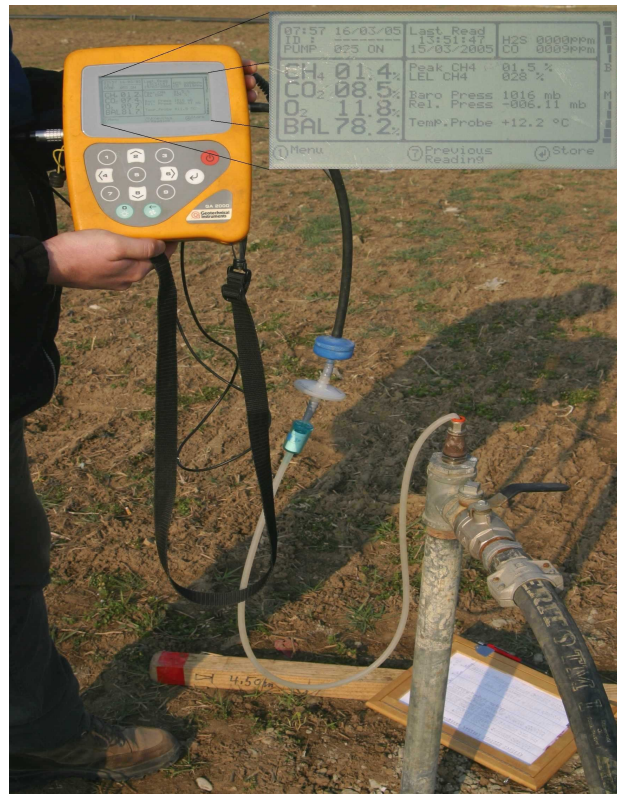


Abbildung 8: Gasmessung an einer Sauglanze

4.3 Messungen, Proben und Laborwerte

4.3.1 Monitoring des Gashaushaltes

In jedem Feld wurde zu Beginn der Intensivbelüftung eine Nullmessung durchgeführt. Diese gibt Auskunft über die Gaskonzentrationen im noch unbelüfteten Zustand. In Abbildung 9 ist die Nullmessung der CH₄-Konzentration in verschiedenen Größenordnungen mit der jeweiligen prozentuellen Anzahl der Sauglanzen dargestellt. Das Diagramm zeigt, dass in den ersten zwei Feldern von 50 bis 90% aller Sauglanzen die Methankonzentrationen kleiner als 5 Vol% sind. Die anaerobe Bereiche haben eine relativ geringe CH₄-Konzentration. Betrachtet man die Felder 3 und 4, so sind die CH₄-Konzentration unter 5 Vol% bei maximal 40% aller Sauglanzen. Bei einer CH₄-Konzentration über 15 Vol% sind es noch 30-40% der Sauglanzen.

Diese Daten genügen nicht für eine Beurteilung der vorhandenen Methanemissionen der Deponie, da die Messungen an der ausgeschalteten Anlage durchgeführt wurden und somit keine Volumenströme errechnet werden konnten.

Dennoch gibt diese Darstellung Auskunft darüber, in welchem Feld bei der anschließenden Belüftung höhere CO₂-Emissionen zu erwarten sind.

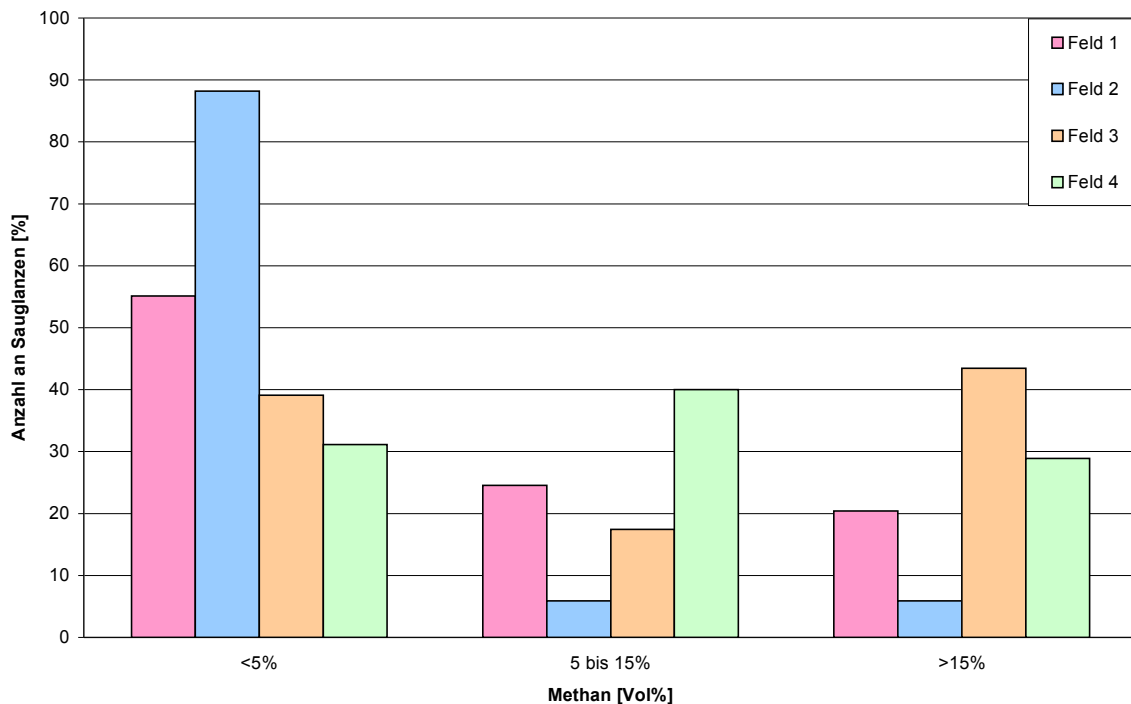


Abbildung 9: Nullmessung von Methan in Prozentbereichen bezogen auf die Anzahl der Sauglanzen [%] in den einzelnen Feldern

Nach Einsetzen der Belüftung kam es in den einzelnen Feldern zu einer raschen Reduktion der CH₄ und CO₂ Konzentrationen und einem Anstieg des Sauerstoffs (Abb. 10, 11, 12 und 13). Über die Dauer der 70-tägigen Intensivbelüftung waren die gemessenen Konzentrationen relativ gleichbleibend. Auch während der Extensivbelüftung gab es keine relevanten Veränderungen. Festzustellen waren kurzzeitige Veränderungen in den Konzentrationen, welche durch größere Temperatursprünge beeinflusst wurden.

Nach der Extensivbelüftung zeigte sich im Feld 1 wieder ein langsamer Anstieg der Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen und ein Absinken des Sauerstoffsgehaltes.

4. Das Beispiel Fiorenzuola/Versuchsaufbau

Dies konnte im Feld 2 nicht festgestellt werden, hier ging nach Ende der Belüftung die Sauerstoffkonzentration nicht zurück und auch die Methan und Kohlendioxidkonzentrationen blieben praktisch unverändert. Da im Feld 2 bei der Nullmessung beinahe 90% aller Sauglanzen geringere Werte als 5 Vol% CH_4 aufwiesen, war laut Phaseneinteilung (siehe Kap. 3.2) die Kohlendioxidphase bereits vor der Belüftung erreicht. Nach der Extensivbelüftung waren die biologischen Abbauprozesse derart fortgeschritten, dass kein Ansteigen des Methans mehr festgestellt werden konnte.

In Tabelle 4 werden die Mittelwerte der Konzentrationen der einzelnen Felder für die Intensiv- und Extensivbelüftung aufgelistet. Auffallend ist, dass sich der Mittelwert der Konzentrationen bei der Intensiv- und Extensivbelüftung nur geringfügig änderte.

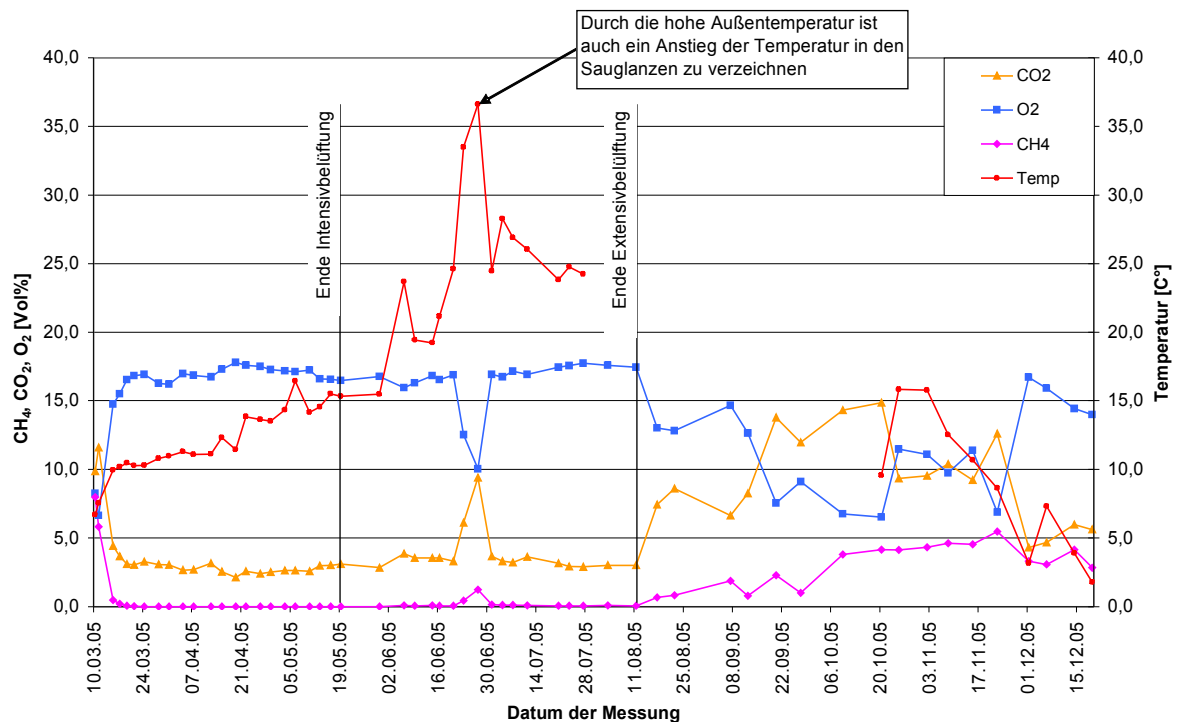


Abbildung 10: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Sauglanzen pro Messung im Feld 1

4. Das Beispiel Fiorenzuola/Versuchsaufbau

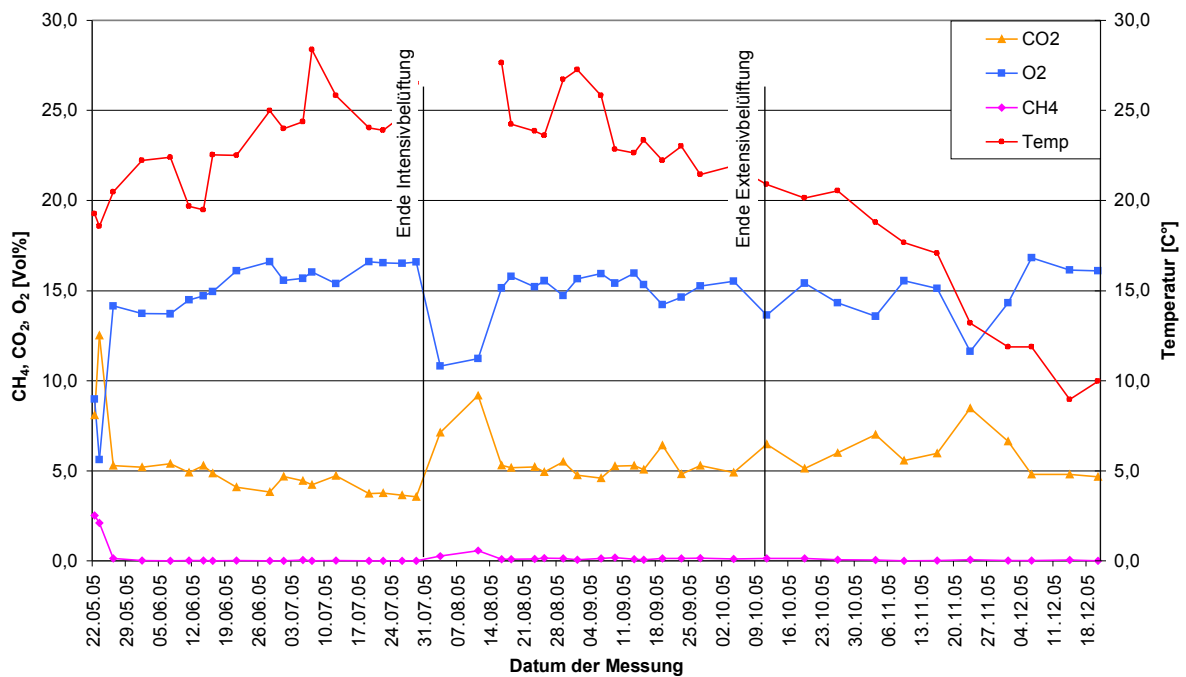


Abbildung 11: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Saugglanzen pro Messung im Feld 2

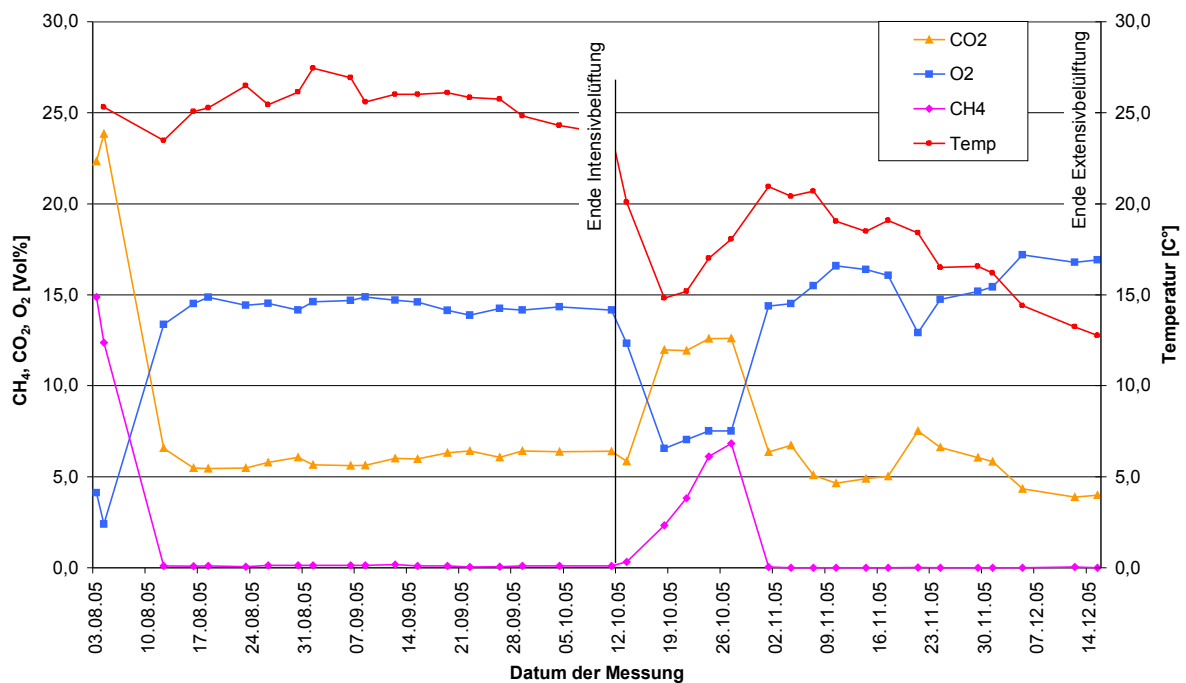


Abbildung 12: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Saugglanzen pro Messung im Feld 3

4. Das Beispiel Fiorenzuola/Versuchsaufbau

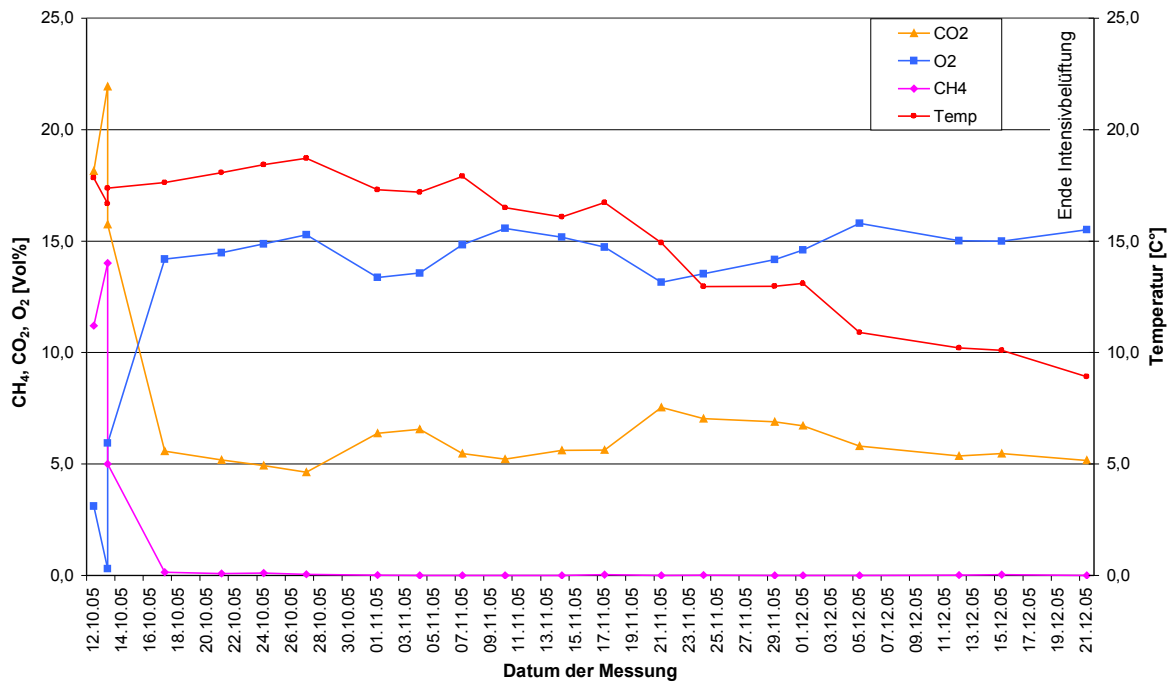


Abbildung 13: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Sauglanzen pro Messung im Feld 4

		CO ₂	O ₂
		[Vol%]	[Vol%]
Feld 1	intensiv	3,3	16,3
	extensiv	3,8	16,3
Feld 2	intensiv	5,0	14,9
	extensiv	5,6	14,7
Feld 3	intensiv	6,9	13,6
	extensiv	7,1	13,6
Feld 4	intensiv	7,1	13,5

Tabelle 4: Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen für die einzelnen Felder

4.3.2 Probennahme und ihre Analyse

Im Feld 4 wurde der Versuch gemacht, Proben des Deponiematerials vor und nach der Intensivbelüftung auf Atmungsaktivität und auf TOC hin zu untersuchen. Von 3 Schürfen im Deponiekörper im Feld 4 wurden jeweils 3 Mischproben (Abb. 14) (gem. ÖNORM S 2123-1) hergestellt. Pro Mischprobe wurden 2/3 des Abfalls in jeweils 2 Netzsäcke abgefüllt, wobei ein Drittel wieder in das jeweilige Baggerloch eingebracht wurde und das zweite Drittel direkt beim Setzen einer Pusterlanze unter die Lanzenspitze eingebaut wurde. Der dritte Teil kam zur Laboruntersuchung. Nach den 70 Tagen wurden die 3 Mischproben aus den Schürfen wieder ausgebaggert. Bei den Proben, die unter den Pusterlanzen montiert waren, war es nicht möglich diese wieder auszubauen.

Somit wurden nur die 3 Proben aus den Schürfen nach der Intensivbelüftung analysiert.



Abbildung 14: Mischprobe Ein- und Ausbau

4.3.2.1 Die Atmungsaktivität

Um eine Aussage über den Gehalt und die Verfügbarkeit biologisch abbaubarer Organik treffen zu können, wird über den Respirometer (Sapromat) die Atmungsaktivität bestimmt. Die Ergebnisse erlauben eine Einschätzung des biologischen Stabilisierungsprozesses.

In der Österreichischen Deponieverordnung (BGBl. Nr. 164/1996 idF. BGBl II Nr. 49/2004) wird Material mit einer Atmungsaktivität von $AT_4 < 7 \text{ mg O}_2/\text{g TS}$ als „stabil“ (= ablagerungsfähig auf Massenabfalldeponien) definiert.

Die Ergebnisse (siehe Abbildung 15 und Anhang 7) zeigen, dass schon vor der Belüftung die Atmungsaktivität gering war. In Abbildung 16 ist der AT_4 der einzelnen Proben vor und nach der Belüftung dargestellt. Auffallend ist, dass der AT_4 bei allen Proben, obwohl sie vor der Belüftung unterschiedlich hohe Atmungsaktivität aufweisen, nach der Belüftung bei allen eine ca. 50%ige Reduktion festzustellen ist.

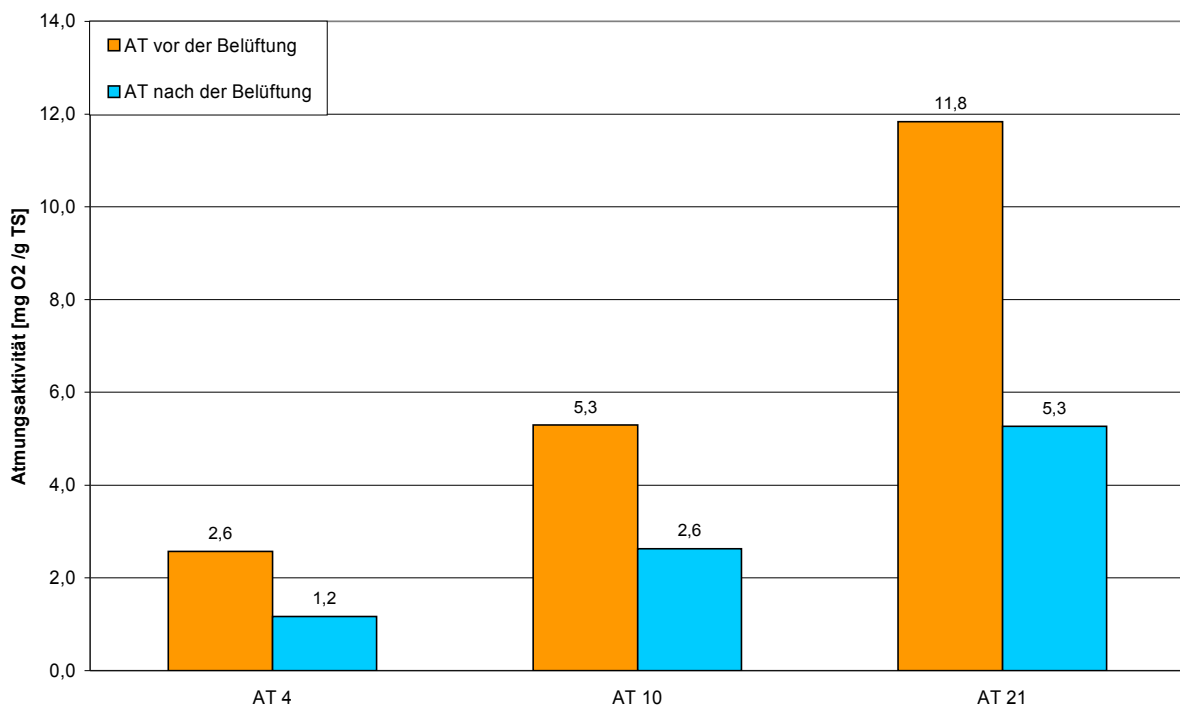


Abbildung 15: Mittelwerte der Atmungsaktivitäten (nach 4, 10, 21 Tagen) von allen Proben vor und nach der Intensivbelüftung.

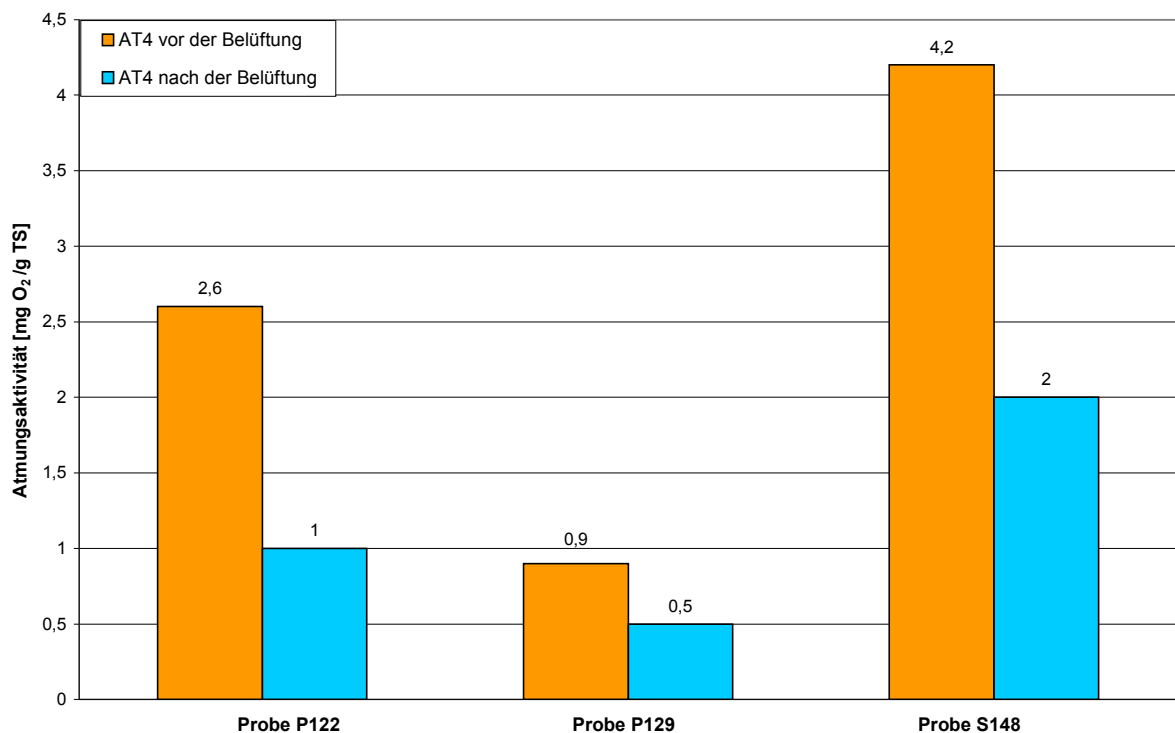


Abbildung 16: Atmungsaktivität nach 4 Tagen (AT_4) vor und nach der Belüftung der einzelnen Proben

4.3.2.2 Gesamter organischer Kohlenstoff (TOC)

Gemäß Deponieverordnung (BGBl. Nr. 164/1996 idF. BGBl II Nr. 49/2004) ist auch der TOC von abzulagernden Abfällen begrenzt zu halten. Der maximal zulässige Gehalt an organischem Kohlenstoff liegt bei 5 Masse-%.

Die Proben, die im Feld 4 vor der Belüftung (Abb. 17) entnommen wurden, ergaben einen maximalen TOC von 4 Masse-%.

Bei den Analyseergebnissen nach der In-Situ-Belüftung istieg der TOC-Wert unerwartet an. Da ja Kohlenstoff abgebaut wurde, ist es theoretisch unmöglich, dass der Wert ansteigen konnte. Hier wird die Problematik der Abfallheterogenität und die damit verbundenen Schwierigkeiten einer repräsentativen Abfallbeprobung deutlich.

Laut DÖBERL et al. (2002) wären bei einer Hausmülldeponie mit 100.000 Mg abgelagerten Material eine Probenmenge von über 1.000 Stück á 6 kg notwendig, um eine sichere Aussage über Kohlenstoffkonzentration machen zu können. Eine solche Anzahl an Proben war im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich.

Die Ergebnisse der Atmungsaktivität und des TOC bestätigen in ihrer Gesamtheit, dass einerseits in der Deponie bereits vor der Belüftung ein weitgehender biologischer Abbau stattgefunden hatte, andererseits durch die Intensivbelüftung der Anteil der leicht abbaubaren Organik deutlich verringert wurde.

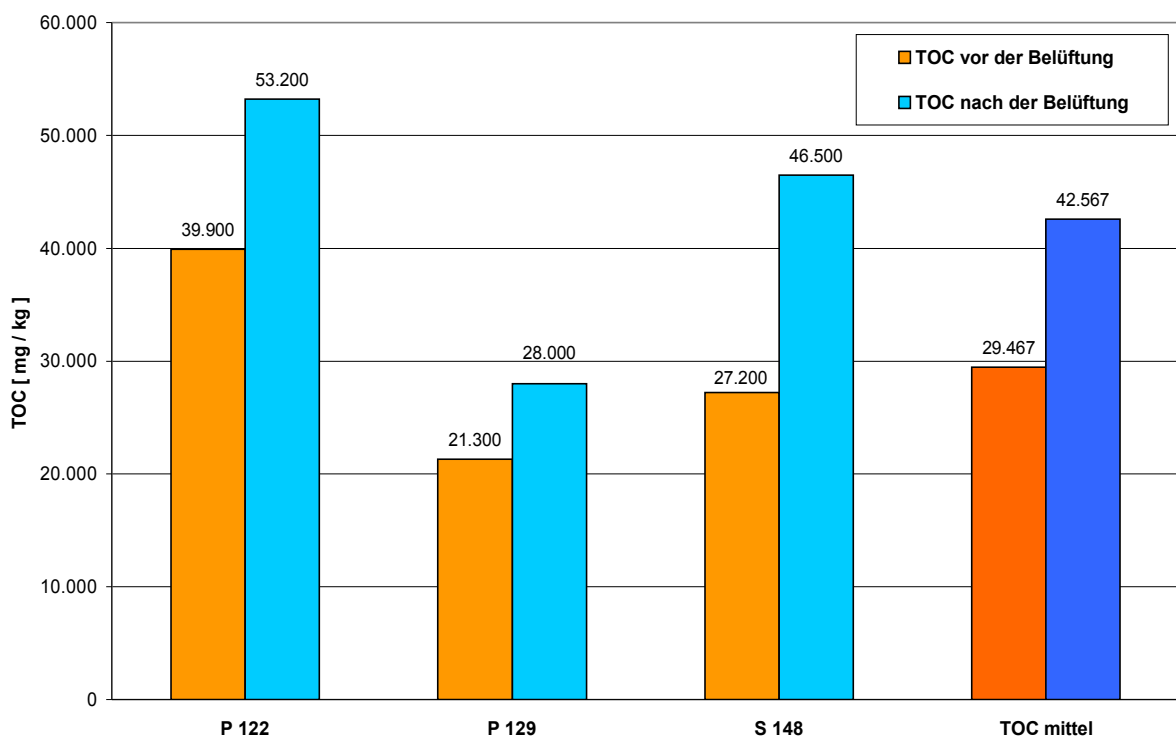


Abbildung 17: Der TOC-Gehalt der einzelnen Proben und der Mittelwert vor und nach der Belüftung

5. Ergebnisse und Kosten

5.1 Kohlenstoffentfrachtung im Rahmen der Belüftung

Über die Atmungsaktivität und den TOC-Gehalt der Proben kann der Kohlenstoffabbau durch den Gasaustrag nicht festgestellt werden.

Durch die Messungen der Gaszusammensetzung an den einzelnen Sauglanzen und die abgesaugte Gasmenge ist es möglich den Massenstrom an Kohlenstoff zu bestimmen. Multipliziert man den Volumenstrom über den Absaugzeitraum zwischen den einzelnen Messungen, so erhält man die CO₂-Entfrachtung für diese Zeitspanne.

Es lässt sich der Kohlenstoff, der über das Kohlendioxid emittiert wurde, bestimmen. Die Summe über sämtliche Sauglanzen aller Felder und über den gesamten Belüftungszeitraum ist dann die entfrachtete Kohlenstoffmenge, die über die In-Situ-Belüftung in Form von CO₂ emittiert wurde (Tab. 5). In dieser Betrachtung wird angenommen, dass kein Kohlendioxid diffus über die Oberfläche der Deponie entwich. Diese Annahme ist aufgrund der Tatsache gerechtfertigt, dass die abgesaugte Gasmenge größer war, als die über die Biopusterlanzen eingebrachte Luftmenge.

Während des gesamten Belüftungsbetriebes wurden 821 Mg CO₂ abgesaugt. Umgerechnet sind das 224 Mg reiner Kohlenstoff, der im Zuge der Belüftung über den gasförmigen Zustand entfrachtet wurde. Im Anhang 3 ist der Austrag des Kohlenstoffs pro Zeiteinheit über den Belüftungszeitraum der 4 Felder dargestellt.

		CO ₂ [Mg]	C-CO ₂ [Mg]
Feld 1	Intensiv	81	22
	Extensiv	39	11
Feld 2	Intensiv	134	37
	Extensiv	77	21
Feld 3	Intensiv	163	44
	Extensiv	104	28
Feld 4	Intensiv	222	61
	Extensiv	- *	- *
Summe	Intensiv	600	164
	Extensiv	221	60
Gesamt		821	224

Tabelle 5: CO₂ und C-Entfrachtung der einzelnen Felder (Intensiv und Extensiv) und die Gesamtentfrachtung (= nicht durchgeführt)*

In Abbildung 18 sind die einzelnen Felder in der Intensiv- und Extensivphase getrennt dargestellt. Weiters ist die Absaugleistung pro Lanze in den jeweiligen Phasen angegeben. Obwohl in den ersten drei Feldern in der Intensivphase die gleiche Saugleistung aufgebracht wurde, ist die Entfrachtung in den einzelnen Feldern unterschiedlich hoch. Im Feld 3 ist der stündliche Austrag höher, als in den ersten zwei Feldern. Im Feld 4 wurde mit einer 47% höheren Saugleistung gearbeitet, jedoch ist der Austrag nur um ca. 40% höher als im Feld 3. Auch aus der Nullmessung (siehe Kap. 4.3.1, Abb. 9) ist ersichtlich, dass im Feld 3 die höchste Prozentanzahl an Sauglanzen war, die eine CH₄-Konzentration > 15% hatten. Dies könnte darauf hindeuten, dass im Feld 3 der Anteil der Organik höher war und im aeroben Milieu somit auch mehr Kohlenstoff ausgetragen werden konnte.

Auffallend ist, dass die Tendenz der Kurven aller 4 Felder in der Intensivphase eine Ähnlichkeit aufweist. Nur in den ersten Tagen der Belüftung ist die Kurve unterschiedlich steil fallend, da sich die Umstellung vom anaeroben zum aeroben Milieu erst in diesem Zeitraum einstellen musste.

In der Extensivphase ist zu erkennen, dass im Feld 1 und 2 die Tendenzen eine ähnliche Neigung aufweisen. Es hat sich in dieser Phase der Belüftung ein konstanter Abbau der Organik eingestellt. In der Extensivphase wurde im Feld 3 eine höhere Saugleistung ($12 \text{ m}^3/\text{h}$) aufgebracht. Somit wurde auch dementsprechend mehr Kohlenstoff entfrachtet. Die Tendenz zeigt noch eine leichte Krümmung mit einer größeren Neigung auf. Hier könnten sich aufgrund jener höheren Anteile der Organik die Prozesse noch nicht auf einen konstanten Abbau eingestellt haben.

In Abbildung 19 ist der Austrag der ersten 3 Felder als Summenkurve dargestellt.

Die Steigung der Linien ändern sich durch den Wechsel von Intensiv- auf Extensivbelüftung der einzelnen Felder geringfügig, obwohl in der Extensivphase eine geringere Saugleistungen eingesetzt wurde.

Vergleicht man die Linien ab der Extensivphase zwischen den drei Feldern, so weist das Feld 1 mit der geringsten Saugleistung ($6 \text{ m}^3/\text{h}$), auch eine geringere Steigung gegenüber dem Feld 3 auf, das mit der doppelten Saugleistung betrieben wurde. Im Feld 2 wurde zwischen der Intensiv- und Extensivphase die Belüftung für 12 Tage ausgesetzt, weshalb sich für diesen Zeitraum eine Gerade in der Summenkurve ergibt.

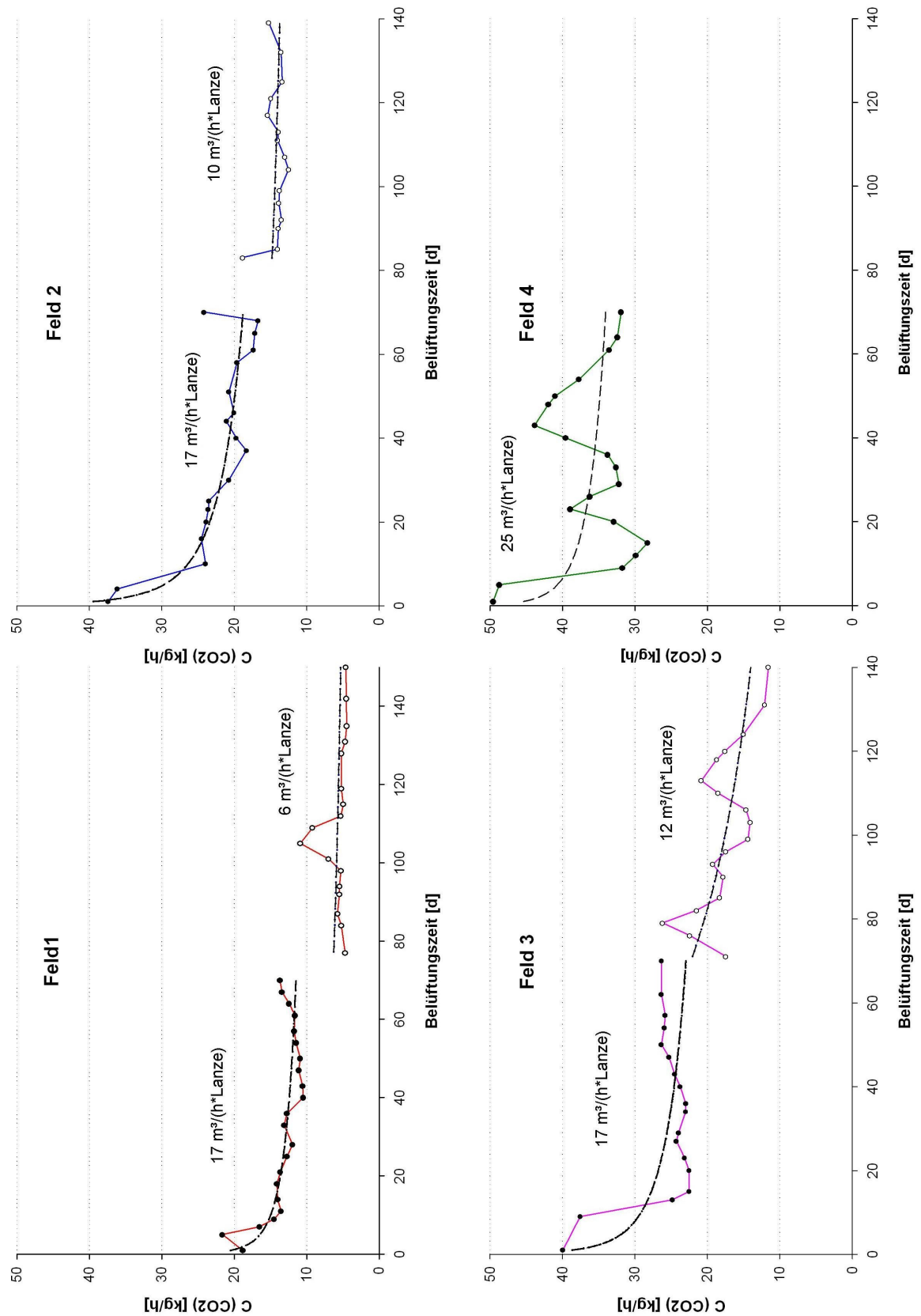


Abbildung 18: Entfrachtung bei intensiver und extensiver Belüftung und ihre Tendenz in den einzelnen Feldern mit Angabe der Saugleistung pro Sauglanze

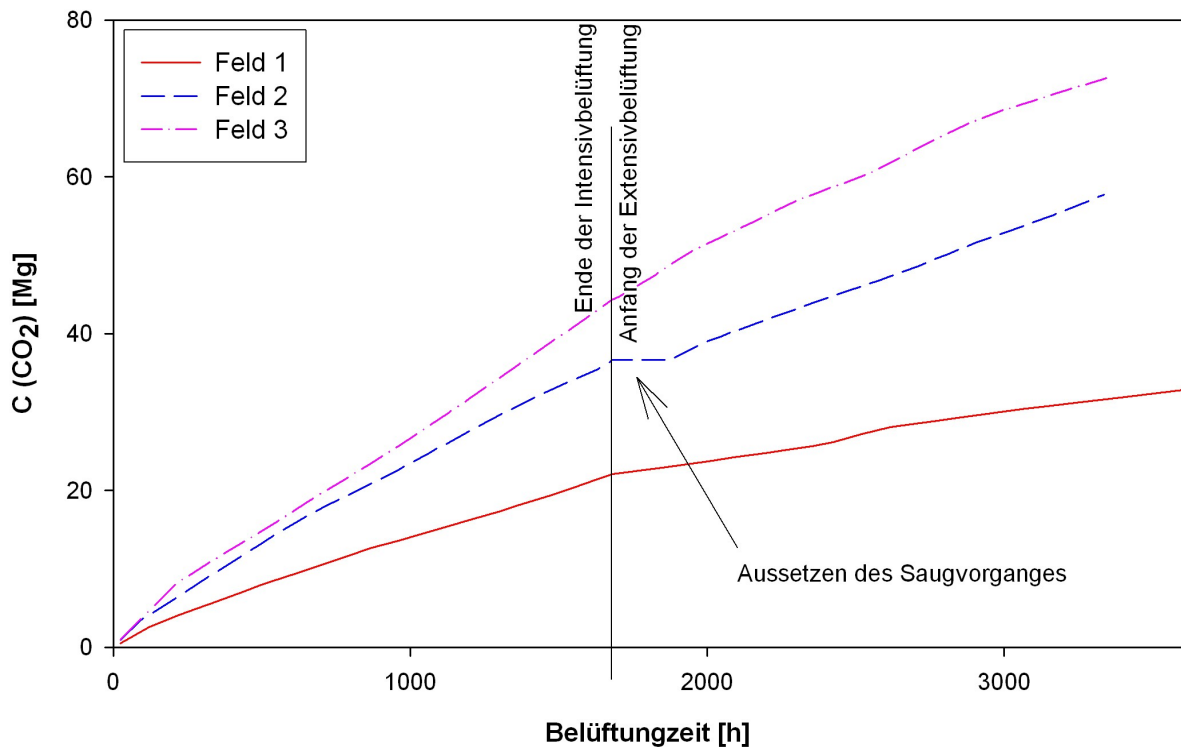


Abbildung 19: Summenkurve der Entfrachtung der einzelnen Felder über die Belüftungszeit, unter Annahme, des Nichtvorhandenseins diffuser Emissionen

5.2 Berechnung der Deponiegasemissionen

5.2.1 Berechnungsmodelle

Im Kapitel 5.1 Tabelle 5 wurde die Entfrachtung an Kohlenstoff, die durch die Belüftungsmaßnahme ausgetragen wurde, angegeben.

Um die Quantität der Belüftungsmaßnahme zum Gesamtaustrag bewerten zu können, ist es erforderlich zu wissen, wie viel an Deponiegas bis zum Zeitpunkt der In-Situ-Stabilisierung bereits in die Atmosphäre emittiert wurde. Da es aber keine Daten über die Gasemissionen der Deponie gibt, sind mathematische Berechnungsmodelle heranzuziehen, um die Deponiegasemissionen zumindest abschätzen zu können.

Zur Abschätzung der Emissionen werden folgende Berechnungsmodelle untereinander verglichen:

1. Tabasaran-Rettenberger-Modell (TABASARAN et al., 1987)
2. Ein modifiziertes Modell von Tabasaran mit geänderten Eingangsparametern
3. Ehrig-Modell (EHRIG, 1986)
4. Schweizer-Modell (Bundesamt für Umweltschutz, 1982 zitiert in EHRIG, 1986)
5. IPCC-Modell Tier 2 (SCHACHERMEYER, 2006):

Für alle Rechenmodelle (Tab. 6) wird ein Volumenanteil von 55 Vol% für Methan und 45 Vol% für Kohlendioxid im Deponiegas angenommen.

Der wichtigste Eingangswert aller Modellrechnungen ist der Gehalt an biologisch abbaubarem Kohlenstoff. Im Tabasaran-Rettenberger-Modell wird ein TOC_{abb} von 170-200 kg C/Mg vorgegeben, wobei in dieser Arbeit ein TOC_{abb} von 180 kg C/Mg angenommen wird. Für das Ehrig-Modell gibt der Autor eine maximale Deponiegasmenge von 120 m³/Mg an und im Schweizer-Modell wird eine maximale Gasbildungsrate pro Jahr von 13,61 m³/(Mg*a) vorgegeben.

Für die IPCC-Modellrechnung Tier 2 wird vom Umweltbundesamt eine Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffgehaltes im Restmüll von ROLLAND et al. (2003) verwendet (siehe Tab. 7). In dieser Tabelle 7 ist für die Zeitreihe 1970-1979 ein abbaubarer Kohlenstoffgehalt von 220 kg C/Mg FS angegeben, der im IPCC-Modell eingesetzt wird.

Weiters wird in den angestellten Berechnungen das Tabasaran-Rettenberger-Modell mit modifizierten Eingangsparameter verwendet. Laut FELLNER et al. (2003) werden Methangasemissionen durch Rechenmodelle gegenüber den tatsächlichen Methanemissionen generell überschätzt. In verschiedenen Studien aus dem deutschsprachigen Raum beträgt der kurz- oder mittelfristig abbaubare Kohlenstoffgehalt im Haus- bzw. Restmüll zwischen 105 und 145 kg/Mg FS. Somit wird für das modifizierte Modell ein TOC_{abb} von 120 kg/Mg FS angenommen. Als Halbwertszeit werden 8 Jahre eingesetzt. Da die Deponie gering mächtig ist, werden nicht die von Tabasaran/Rettenberger vorgeschlagenen 30°C, sondern 25°C angenommen.

Weitere Daten, die für alle Berechnungen einheitlich sind:

- Deponievolumen 120.000 m³
- Deponiefläche 104.600 m²
- Ablagerungsjahr und ihre Müllmenge in m³; gemäß folgender Auflistung:

1971	5.000	1977	10.000
1972	5.000	1078	10.000
1973	8.000	1979	15.000
1974	9.000	1980	15.000
1975	10.000	1981	13.000
1976	10.000	1982	10.000

5. Ergebnisse und Kosten

Modell		Vorgaben der Autoren
Tabasaran-Rettenberger-Modell		
$G_p = 1,868 \cdot TOC_{abb} \cdot (0,014 \cdot T + 0,28)$ $G_t = G_p \cdot (1 - 10^{-(t \cdot k)})$		$k = 0,04 \text{ a}^{-1}$; $T = 30 \text{ °C}$ $TOC_{abb} = 170 - 200 \text{ kgC/Mg}$; gew. 180 kgC/Mg
Modifiziertes Tabasaran-Modell		
$G_p = 1,868 \cdot TOC_{abb} \cdot (0,014 \cdot T + 0,28)$ $G_t = G_p \cdot (1 - 10^{-(t \cdot k)})$		$k = 0,04 \text{ a}^{-1}$; $T = 25 \text{ °C}$ $TOC_{abb} = 120 \text{ kgC/Mg}$
Ehrig-Modell		
$G_t = G_{tmax} \cdot e^{-k_1 \cdot (t_1 - t)}$ $G_t = G_{tmax} \cdot e^{-k_1 \cdot (t - t_1)}$		$G_{max} = 120 \text{ m}^3/\text{Mg}$; $G_{tmax} = (G_{tmax} \cdot k) = 16,68 \text{ m}^3/(\text{Mg} \cdot \text{a})$ $k = 0,139 \text{ a}^{-1}$; $k_1 = 3,0 \text{ a}^{-1}$; $t_1 = 3 \text{ a}$
Schweizer-Modell		
$G_{(t)} = A \cdot (1 - e^{-(t/k_1)}) \cdot e^{-(t/k_2)}$		$A = 13,61 \text{ m}^3/(\text{Mg} \cdot \text{a})$; $k_1 = 1,1 \text{ a}$; $k_2 = 15,72 \text{ a}$
<i>A</i>	<i>maximale Gasbildungsrate [$\text{m}^3/(\text{Mg} \cdot \text{a})$]</i>	
<i>k</i>	<i>Geschwindigkeitskonstante [a^{-1}]</i>	
<i>t</i>	<i>Ablagerungszeit [a]</i>	
<i>t₁</i>	<i>Zeitpunkt der maximalen Gasproduktion [a]</i>	
<i>G_{max}</i>	<i>maximale Deponiegasmenge [m^3/Mg]</i>	
<i>G_{tmax}</i>	<i>maximale Gasbildungsrate [$\text{m}^3/(\text{Mg} \cdot \text{a})$]</i>	
<i>G_p</i>	<i>Gaspotential [m^3/Mg]</i>	
<i>G_t</i>	<i>gebildete Deponiegasmenge [m^3/Mg]</i>	
<i>k₁</i>	<i>Zeitkonstante (ansteigender Ast) [a]</i>	
<i>k₂</i>	<i>Zeitkonstante (abfallender Ast) [a]</i>	
<i>TOC_{abb}</i>	<i>biologisch abbaubarer Kohlenstoff [kgC/Mg]</i>	
<i>T</i>	<i>Temperatur [$^{\circ}\text{C}$]</i>	
IPCC-Modell Tier 2		
$CH_4 \text{ gebildet im Jahr } t \text{ [Gg/a]} = \sum_x [(A \cdot k \cdot MSW_{feuchtT}(x) \cdot L_0(x)) \cdot e^{-k(t-x)}]$		
$L_0(x) = MCF(x) \cdot DOC(x) \cdot DOC_F \cdot F \cdot 16/12 \text{ [Gg } CH_4/\text{Gg } MSW_{feucht}]$		
<i>x</i>	<i>Anfangsjahr der Aufzeichnungen bis t</i>	
<i>t</i>	<i>Jahr der Inventur</i>	
<i>x</i>	<i>Jahre für die die Daten eingegeben werden sollen</i>	
<i>A</i>	<i>$(1 - e^{-k})/k$, Normalisierungsfaktor, der die Gesamtsumme korrigiert</i>	
<i>k</i>	<i>Methanbildungs- Geschwindigkeitskonstante [a^{-1}]; $k = -\log(0,5) / t_{0,5}$</i>	
<i>t_{0,5}</i>	<i>Halbwertszeit; gew. 8 a</i>	
<i>MSW_{feuchtT}(x)</i>	<i>gesamter deponierter Restmüll im Jahr x [Gg/a]</i>	
<i>L₀(x)</i>	<i>auf Grund der Kohlenstoffgehalts maximal bildbare Methanmenge</i>	
<i>MCF(x)</i>	<i>Methankorrekturfaktor im Jahr x (Anteil); gew. 0,6 für nicht kategorisierbare Deponien</i>	
<i>DOC(x)</i>	<i>abbaubarer organischer Kohlenstoff im Jahr x (Anteil); gew. 0,22 [Gg C/Gg MSW_{feucht}]</i>	
<i>DOC_F</i>	<i>dissimilierter Anteil des abbaubaren Kohlenstoffes; gew. 0,55 für den Fall, dass der Lignin Kohlenstoff im abbaubaren Kohlenstoffgehalt inkludiert ist</i>	
<i>F</i>	<i>Volumenanteil von Methan im Deponiegas; gew. 55%</i>	
<i>16/12</i>	<i>Umrechnung von C zu CH₄</i>	

Tabelle 6: Mathematische Modelle zur Berechnung der Deponiegasbildung (eigene Annahmen sind fett gedruckt); (FELLNER et al., 2003; SCHACHERMEYER, 2006)

Jahr	Biologisch abbaubarer Kohlenstoff [kg/t Feuchtsubstanz]	Literaturquellen
1960 - 1969	230	Hackl & Mauschitz (1999)
1970 - 1979	220	-
1980 - 1989	210	-
1990	200	Tabasaran-Rettenberger (1987)
1991	190	Rolland & Scheibengraf (2003)
1992	180	-
1993	170	Baumeler et al.(1998), Nelles et al. (1998), Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (2003), Erhart-Schippek (1994)
1994	160	Rolland & Scheibengraf (2003)
1995	150	-
1996	140	Baumeler et al.(1998), Nelles et al. (1998), Bayrisches Landesamt für Umweltschutz (2003),
1997	130	Nelles et al. (1998)
1998	130	Rolland & Scheibengraf (2003)
1999	120	-
2000	120	-
2001	120	-
2002	120	-
2003	120	-

Tabelle 7: Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im Restmüll; (ROLLAND et al., 2003)

5.2.2 Die Ergebnisse der Berechnungsmodelle

Die Deponiegasbildungsberechnungen mit den einzelnen Modellen führen zu unterschiedlichen Ergebnissen. In Abbildung 20 und 21 ist zu erkennen, dass das Tabasaran-Rettenberger-Modell die höchste jährliche CH₄-Produktion und auch die höchste Gesamtmethangasproduktion aufweist. Gefolgt vom Schweize-Modell, jedoch mit merklich geringeren Produktionsraten.

Das Ehrig-Modell, das modifizierte Tabasaran und das IPCC-Modell weisen in ihren Ergebnissen geringere Unterschiede auf.

Das IPCC-Modell und das modifizierte Tabasaran-Modell haben laut Berechnung bis zum Jahr 2070 einen Unterschied in der Methanproduktion von lediglich 273 Mg (Anhang 4).

Obwohl bei diesen zwei Berechnungsmodellen mit unterschiedlich großen abbaubaren Kohlenstoffgehalten gerechnet wird, kommt man zu Ergebnissen mit geringen Abweichungen. Beim IPCC-Modell, wo der Kohlenstoff mit 220 g/kg FS angesetzt wird und beim modifizierten Modell, bei dem 120 g/kg FS angenommen wird, entstehen durch die Minderungsfaktoren im IPCC-Modell dieselben Methanmengen.

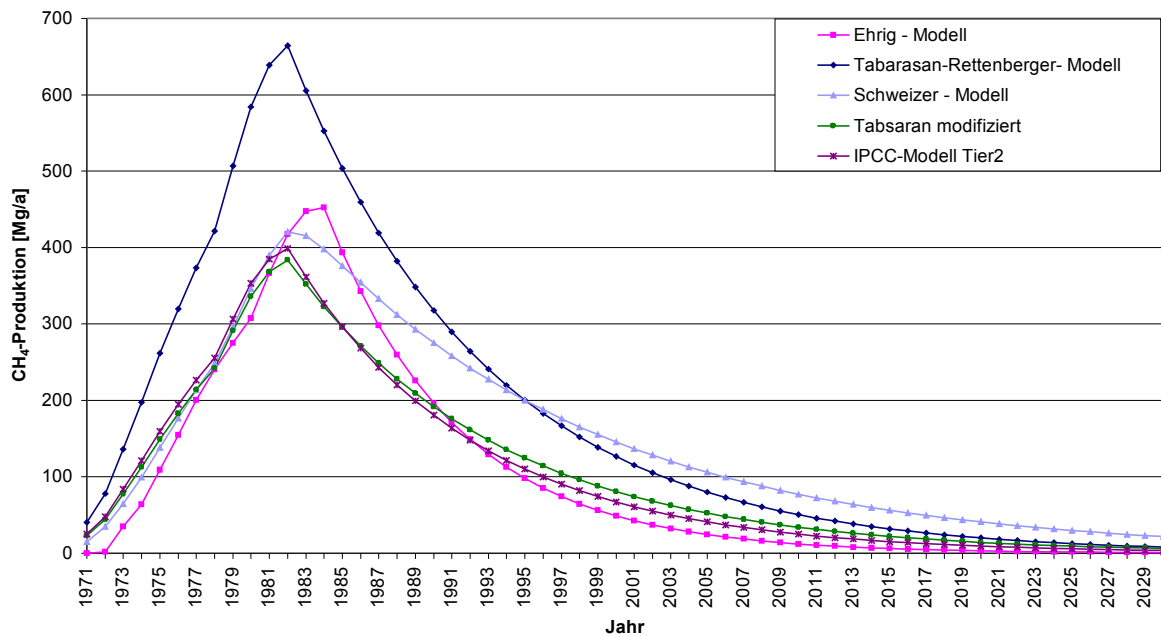


Abbildung 20: Jährliche Methanproduktion der einzelnen Modelle bis zum Jahr 2030

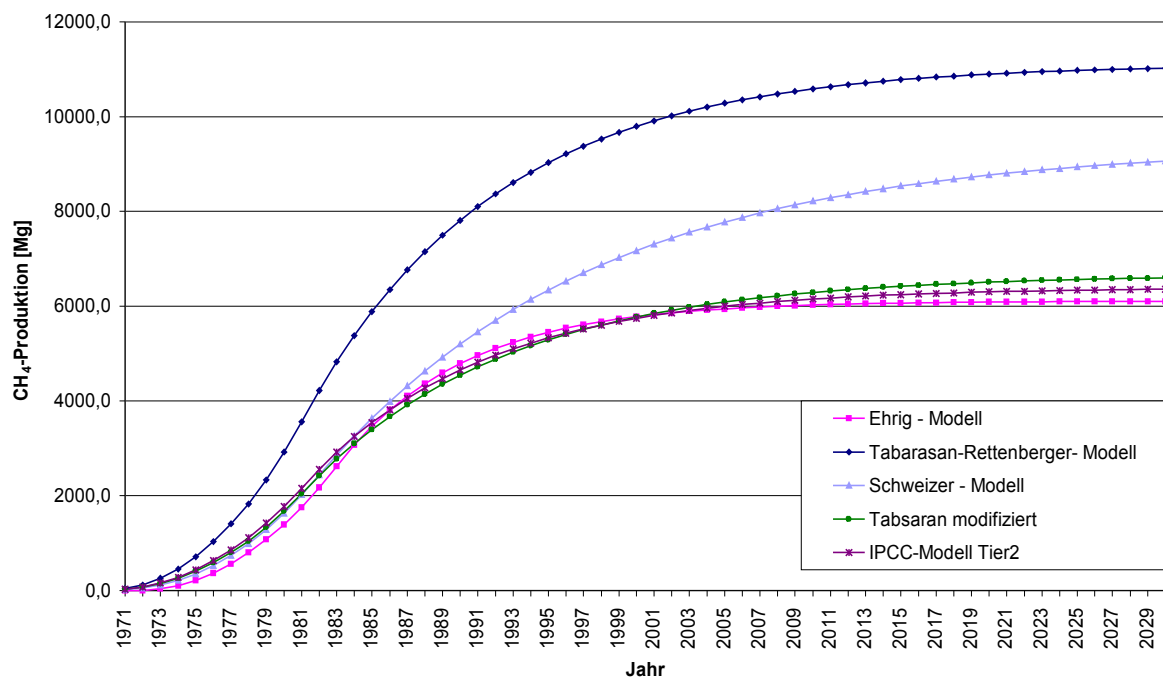


Abbildung 21: Summendarstellung der Methanproduktion der einzelnen Modelle bis zum Jahr 2030

Im Anhang 4 sind die verschiedenen Ergebnisse (siehe folgende Auflistung) der Modellrechnungen für die Jahre 2004, 2030 und 2070 tabellarisch dargestellt.

produzierte Deponiegasmenge	[Nm ³ /a]
Aufsummierte Deponiegasmenge	[Nm ³]
spezifische Gasproduktion	[Nm ³ /h]
Flächenvolumenstrom	[l/(m ² *h)]
Methan- und Kohlendioxidproduktion	[Mg/a] und [kg/h]
Summe der Methan- und Kohlendioxidproduktion	[Mg]
Kohlenstoffaustrag C(CH ₄) und C(CO ₂)	[Mg/a]
Kohlenstoffaustrag gesamt C	[Mg/a]
Kohlenstoffaustrag	[Mg]

5.2.3 Zusammenhang der Proben mit einem Gasmodell

Im modifizierten Tabasaran-Modell wurde der abbaubare Kohlenstoff von 120 g/kg FS eingesetzt. Durch das folgende Vorgehen lässt sich über die TOC-Werte der Proben (siehe Kapitel 4.3.2.2; Abbildung 17) überprüfen, ob der angenommene abbaubare Kohlenstoffgehalt realistisch ist.

Aus den Proben P122, P129 und S148, entnommen am 01.10.05 vor der Belüftung des Feldes 4, ergibt sich ein TOC- Mittelwert von 29,5 g/kg.

Mit den Angaben aus DOMENIG (1998) und BAUMELER (1998) hat NEUMEYER (1999) die Zusammensetzung des trockenen Restmülls nach Quantität errechnet (Tabelle 10). Das Verhältnis C_{org}/TOC für mehrere Fraktionen, das ROLLAND et al. (2003) aufgestellt haben (Tabelle 9), multipliziert mit der prozentualen Zusammensetzung des trockenen Restmülls nach Stoffen, ergibt ein prozentuales C_{org}/TOC der einzelnen Stoffe. Die Summe daraus, dividiert durch den Gesamtprozentgehalt der abbaubaren Restmüllzusammensetzung, ergibt dann ein C_{org}/TOC Verhältnis von 0,84 (Tabelle 10).

Wird der TOC- Mittelwert aus den Proben von 29,5 g/kg mit dem Verhältnis 0,84 C_{org}/TOC multipliziert, so ergibt sich ein C_{org} von 24,78 g/kg, der noch biologisch abbaubar ist.

Beziehe ich noch den Parameter des dissimilierten Anteils des abbaubaren Kohlenstoffes DOC_F von 0,6 (siehe IPCC, für den Fall, dass der Lignin inkludiert ist) ein, da ein Teil des abbaubaren Kohlenstoffs in Deponien nicht oder nur sehr langsam abgebaut wird, so ergibt dies einen Wert von gerundet 15 g/kg.

Bei einem angenommenen Wassergehalt von 25% ergibt sich somit ein abbaubarer Kohlenstoffgehalt von etwa 12 g C_{org} /kg FS.

abbaubare Restmüllzusammensetzung	Restmüll trocken [% TS]
Papier, Pappe, Kartonagen	14,5
Textilien	4,2
biogene Abfälle	20,4
Holz	1,3
Restfraktion	13,6
Summe :	54

*Tabelle 8: Abbaubare
Restmüllzusammensetzung; (NEUMEYER,
1999)*

	TOC [g/kgSortierfraktion TS] ¹⁾	C _{org} /TOC	C _{org} [g/kgSortierfraktion TS]
Pappe/Packpapier	401	0,99	397
Druckerzeugnisse	381	0,99	377
Organik-Küche	458	1	458
Organik-Garten	431	1	431
Windeln/Hygieneartikel	432	0,9	389
Verbundstoffverpackungen	461	0,6	276
Textilien	483	0,65	314
Feinfraktion	150	0,7	105
Restfraktion	408	0,5	204

Tabelle 9: Ermittelter TOC und abgeschätzter Corg der einzelnen gut und mittelschwer biologisch abbaubaren Fraktionen; (ROLLAND et al., 2003)

abbaubare Restmüllzusammensetzung	%		Corg/TOC		% Corg / TOC
Papier, Pappe, Kartonagen	14,5	x	0,99	=	14,4
Textilien	4,2	x	0,65	=	2,7
biogene Abfälle	20,4	x	1	=	20,4
Holz	1,3	x	1	=	1,3
Restfraktion	13,6	x	0,5	=	6,8
Summe:	54,0				45,6

$$54,0/45,6 = 0,84 \text{ Corg/TOC}$$

*Tabelle 10: Berechnung des Verhältnis Corg/TOC aus der
Restmüllzusammensetzung*

Mit diesem abbaubaren Kohlenstoffgehalt von 12 g C_{org} /kg FS, der den TOC-Werten der Proben ermittelt wurde, zusammen mit dem angenommenen Kohlenstoffgehalt von 120 g C_{org} /kg FS, lässt sich im Vergleich über die Modellrechnung darstellen, ob die 120 g C_{org} /kg FS als Anfangswert richtig gewählt wurden.

Rechnet man mit dem modifizierten Modell unter Verwendung des Eingangsparameters von 12 g C_{org} /kg FS, beginnend im Jahr 2006 und mit einem verringerten Deponievolumen von 100.000 m³, so erhält man in den folgenden 25 Jahren noch einen CH₄-Austrag von 492 Mg (Anhang 6).

Über das modifizierte Modell, mit den angenommenen 120 g C_{org} /kg FS, ergibt sich für die Jahre 2006 bis 2030 als Summe eine Methangasbildung von 512 Mg.

Die Differenz dieser beiden Summen beträgt lediglich 20 Mg CH₄ (Anhang 6). Dieser sehr geringe Unterschied wird in den Abbildungen 22 und 23 deutlich.

Der anfangs gewählte Kohlenstoffgehalt von 120 g C_{org} /kg FS für das modifizierte Modell zeigt sich als realistisch annehmbarer Wert.

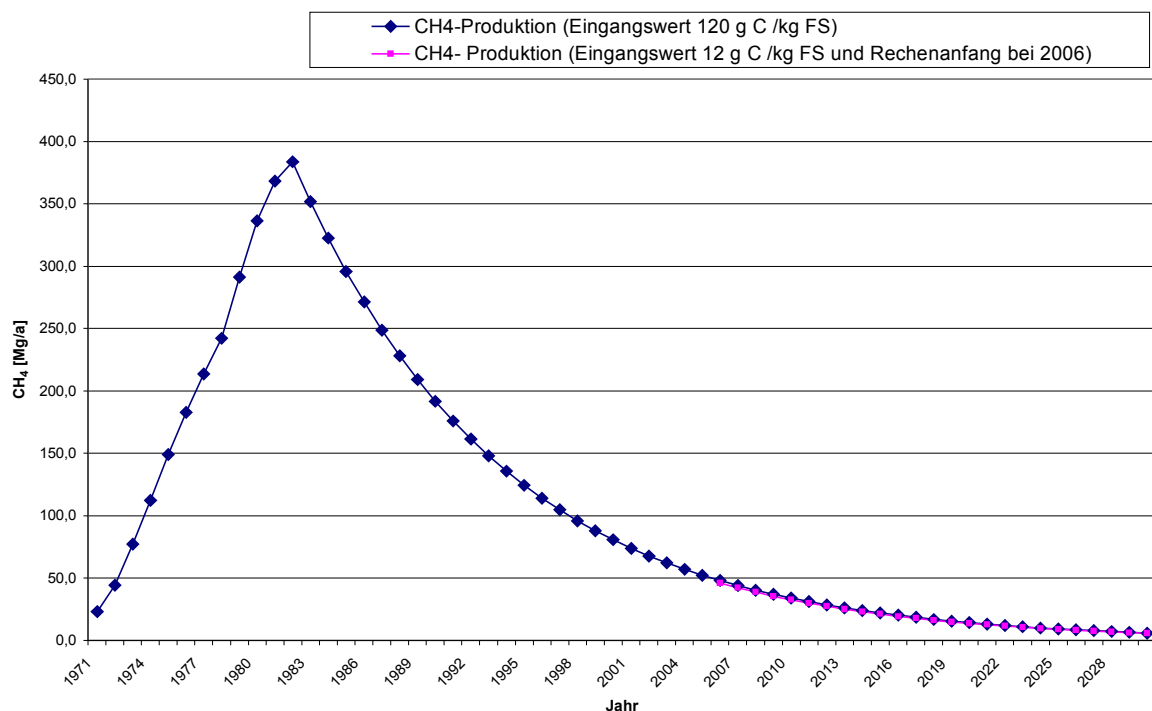


Abbildung 22: Methanproduktion aus dem modifizierten Modell von Tabasaran mit den Eingangswerten von 120 und 12 g C/kg FS

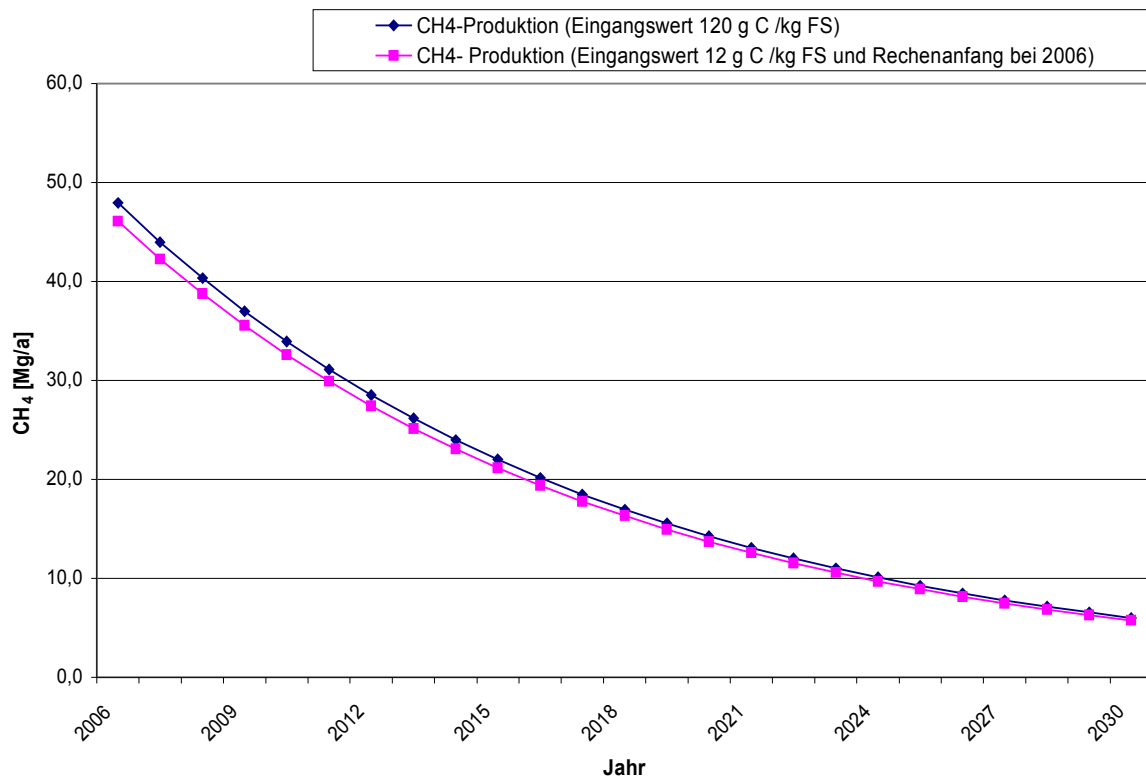


Abbildung 23: Methanproduktion vom Jahr 2006-2030 aus dem modifizierten Modell von Tabasaran mit den Eingangswerten von 120 und 12 g C/kg FS

Die 12 g C_{org}/kg FS sind zu dem Zeitpunkt vor der Belüftung noch vorhandenen.

Somit sind 90% des abbaubaren Anfangskohlenstoffgehalts schon abgebaut.

Benutzt man die modifizierte Modellrechnung und beobachtet bis zu welchem Jahr 90% des Kohlenstoffes abgebaut wird, so würde dies im Jahr 2004 eintreten. In der graphischen Abbildung 24 (siehe auch Anhang 5) lässt sich dies deutlich erkennen.

Die Methanbildungs-Geschwindigkeitskonstante k , die durch die Halbwertszeit $t_{0,5}$ abhängig ist, beeinflusst den Abbaugrad des Kohlenstoffes. Somit stellt die gewählte Halbwertszeit von 8 Jahren im modifizierten Modell eine gute Näherung der Realität dar.

Es zeigt sich jedoch von Vorteil bei älteren Deponien, wo keine Daten über Gasemissionen vorhanden sind, Abfallproben auf den TOC-Gehalt zu untersuchen. Anhand dieser lässt sich feststellen, ob die angenommenen Werte in den Deponiegasprognosemodellen realistisch sind.

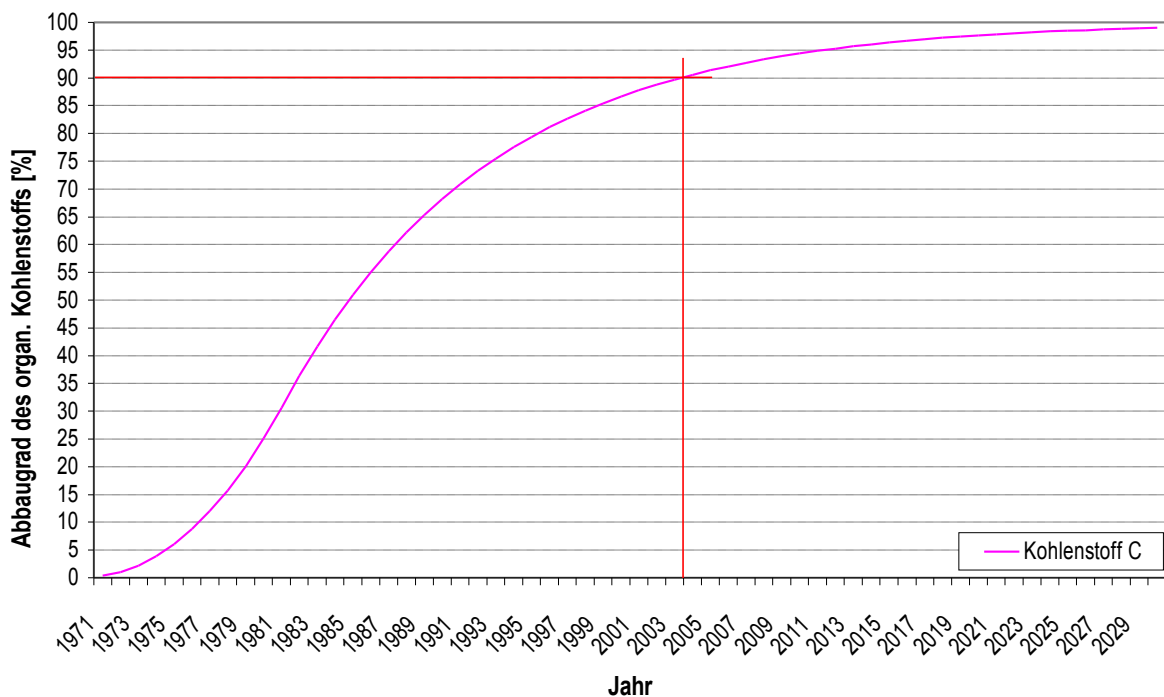


Abbildung 24: Abbaugrad des organischen Kohlenstoffs über einen Betrachtungszeitraum von 60 Jahren

5.3 Auswirkungen durch die Belüftungsmaßnahme

Mit dem modifizierten Rechenmodell von Tabasaran, das sich bei der rechnerischen Gasprognose als passend herausgestellt hat, werden die Veränderungen durch die Belüftung aufgezeigt.

Der Energieverbrauch, der für den Betrieb der Anlage benötigt wurde, wird in diesem Kapitel noch nicht berücksichtigt. Es geht hier ausschließlich um den Einfluss der Belüftung auf den Deponiekörper und dessen Emissionen.

Durch die In-Situ-Belüftung wurde die Deponie in den aeroben Zustand gebracht. Dabei wurden während dieser Belüftungszeit 821 Mg Kohlendioxid emittiert. Umgerechnet sind das 224 Mg reiner Kohlenstoff (Tab. 11 und Abb. 25).

In diesem Zeitraum wären ohne diese Maßnahme im anaeroben Zustand laut dem modifizierten Rechenmodell von Tabasaran 56 Mg C (25 Mg C(CO₂) und 31 Mg C(CH₄)) emittiert worden.

Durch die Belüftungsmaßnahme wurden das 4-fache an Kohlenstoff ausgetragen. Dies entspricht dem angegebenen Faktor von 2-5 laut STEGMANN (2005) (siehe Kapitel 3.4.1).

Rechnet man die aerobe Entfrachtung in anaerobe Bedingungen um, so wären dies bei einem CH_4/CO_2 Verhältnis von 55/45 ein Anteil von 369 Mg CO_2 und 164 Mg CH_4 .

		gesamt C	C(CO_2)	C(CH_4)	CO_2	CH_4
		[Mg]				
		aerob				
	Entfrachtung über die Zeit der Belüftung	224	224		821	
		anaerob				
1	Entfrachtung ohne Belüftung unter anaeroben Bedingungen im Zeitraum der Betriebsdauer	56	25	31	92	41
2	Entfrachtung durch die Belüftung umgerechnet auf anaerobe Bedingungen	224	101	123	369	164
	Differenz zwischen 1 und 2	168	76	92	277	123

Tabelle 11: Entfrachtung unter anaeroben Bedingungen aus dem modifizierten Modell für den Belüftungszeitraum und die aerobe Entfrachtung umgerechnet auf anaerobe Verhältnisse ($\text{CH}_4/\text{CO}_2 = 55/45$)

Ohne die Belüftungsmaßnahme wären nur 92 Mg CO_2 und 41 Mg CH_4 emittiert worden (Abb. 26).

5. Ergebnisse und Kosten

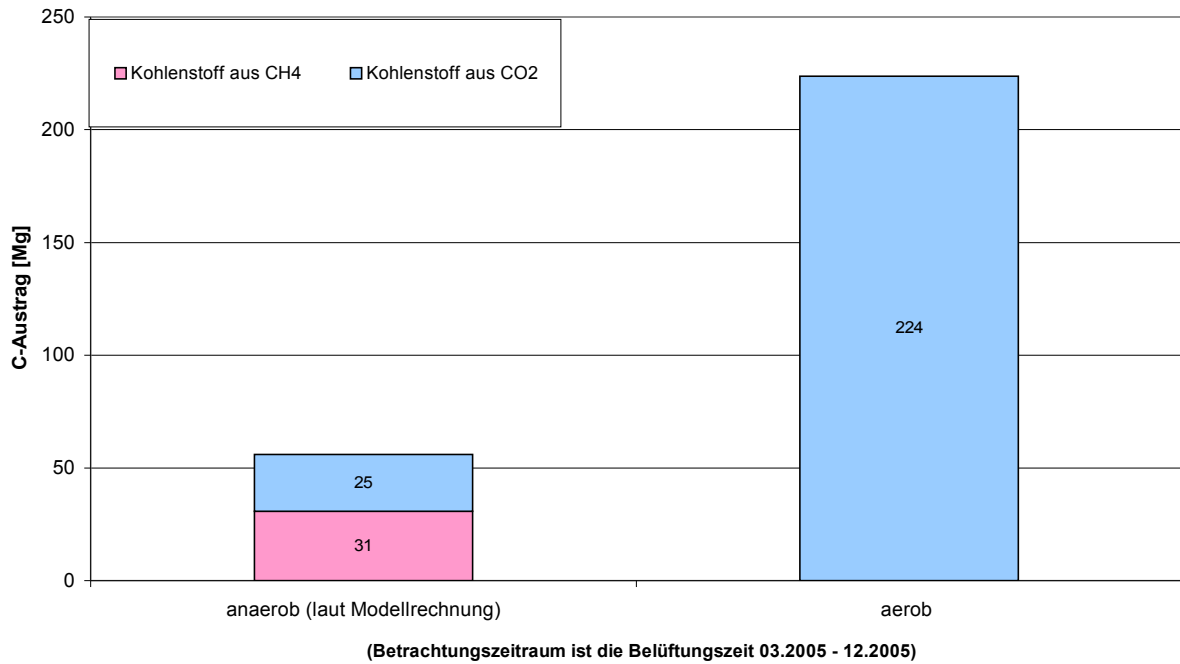


Abbildung 25: Vergleich der C-Austräge unter anaeroben Bedingungen und unter aeroben belüfteten Zustand

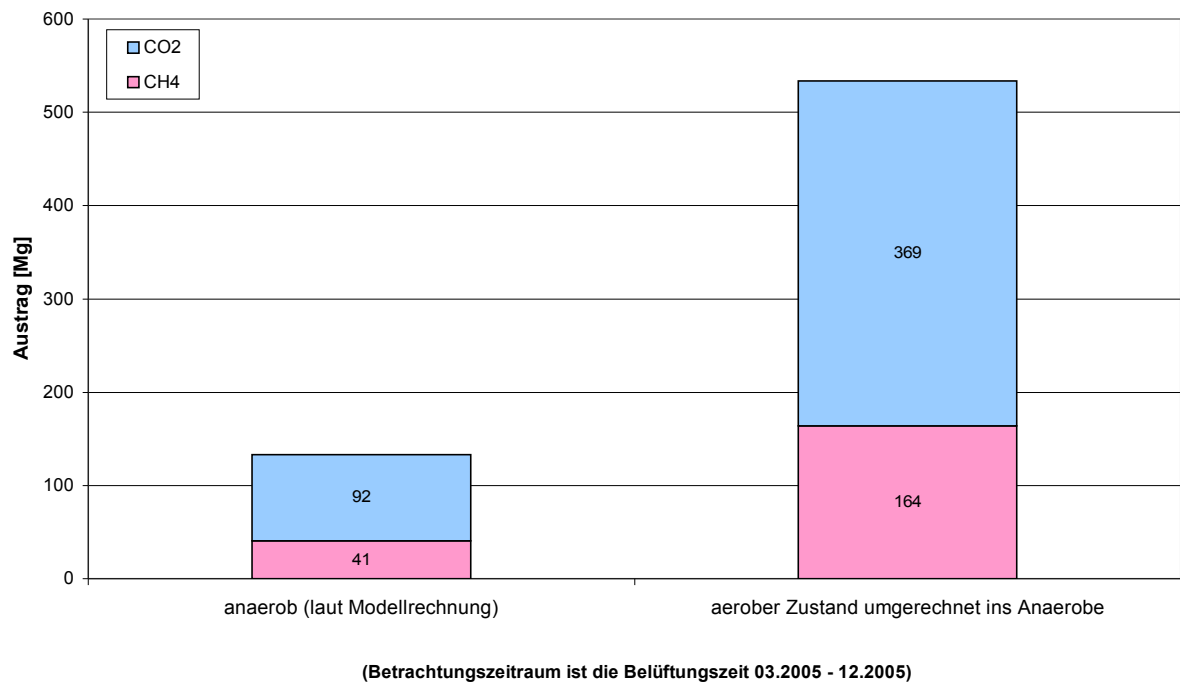


Abbildung 26: Vergleich der Austräge CH₄ und CO₂ unter anaeroben Bedingungen und die umgerechneten Werte aus dem aeroben belüfteten Zustand

Durch die In-Situ-Belüftung wurden mehr organische Verbindungen abgebaut, als im unbelüfteten anaeroben Zustand. Durch diesen rascheren Abbau der Organik ergibt sich ein „Zeitraffereffekt“.

Wie groß dieser höhere Austrag ist, wird in den folgenden Kapiteln dargestellt.

5.3.1 Auswirkung auf die Methan- und Kohlendioxidemissionen

Hätte der gesamte Kohlenstoff, der über die Belüftung entfrachtet wurde, im anaeroben Milieu ausgetragen werden müssen, so wären 164 Mg Methan entstanden (siehe Abb. 26).

Laut dem modifizierten Rechenmodell wären ab 2006 in den folgenden drei Jahren 132 Mg Methan anaerob entfrachtet worden.

Zuzüglich muss man noch die 41 Mg CH₄ einrechnen, jener Austrag an Methan, der ohne Belüftung im Zeitraum des Eingriffes (siehe Abb. 26) entstanden wäre. In Summe ergibt dies 173 Mg Methan. Zu den 164 Mg CH₄ sind dies 5,5% mehr Entfrachtung, aber dieser Prozentsatz ist plausibel, da die Deponie kurz nach der Belüftung nicht sofort in das anaerobe Milieu fällt und weiterhin CO₂ bildet.

Die Abbildung 27 zeigt die Veränderung durch die Belüftung. Es wurde ein Zustand erreicht, der bei einem anaeroben Abbau erst in drei Jahren entstanden wäre.

Der Einfluss durch die Belüftung auf den Methanaustrag ist in der Summenkurve in Abbildung 28 dargestellt. Betrachtet man die gesamte Deponiezeit, wird der eigentliche Einfluss in Abbildung 29 dargestellt. Die Verringerung der Methanproduktion durch die Belüftung, bezogen auf den Gesamtaustrag im Betrachtungszeitraum von 1971 bis 2030, liegt bei 2,5%.

In Abbildung 30 wird der Einfluss auf den CO₂-Austrag dargestellt. Es ergibt sich auch hier ein Zeitvorteil von 3 Jahren.

In der Summenkurve (Abb. 31) ist der Einfluss der Belüftung auf den unbelüfteten Zustand deutlich erkennbar. Im Betrachtungszeitraum von 1971 bis 2030 liegt auch eine Verringerung von 2,5% der Kohlendioxidproduktion vor (Abb. 32).

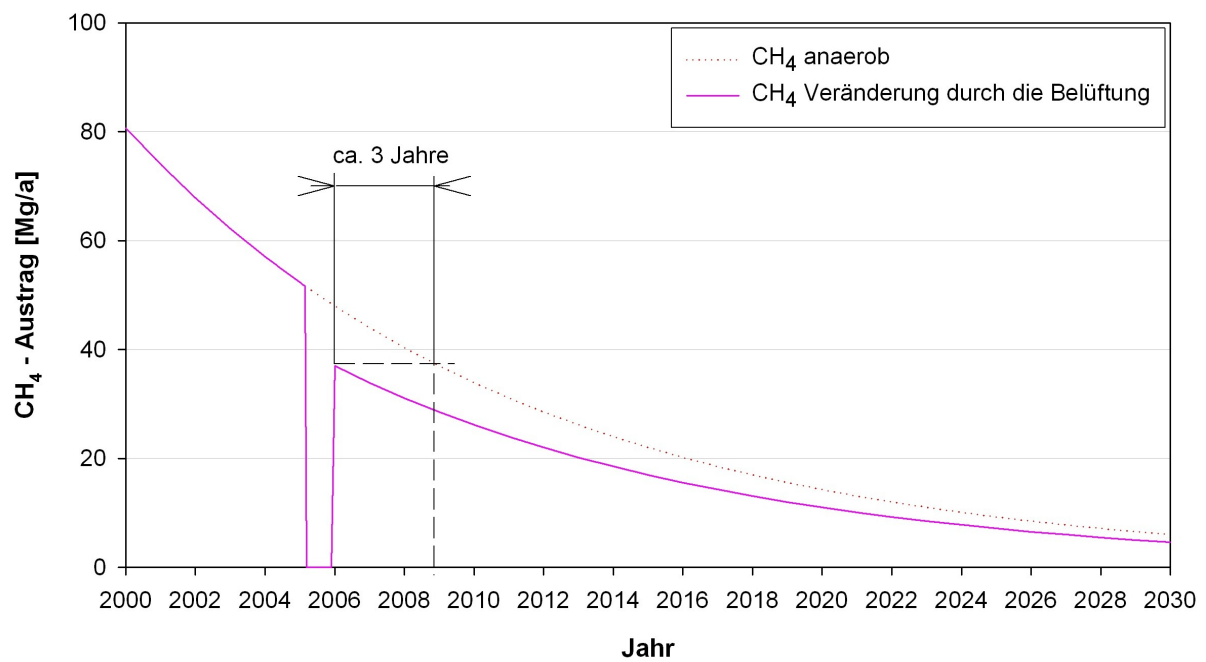


Abbildung 27: Einfluss der Belüftung auf den CH₄-Austrag

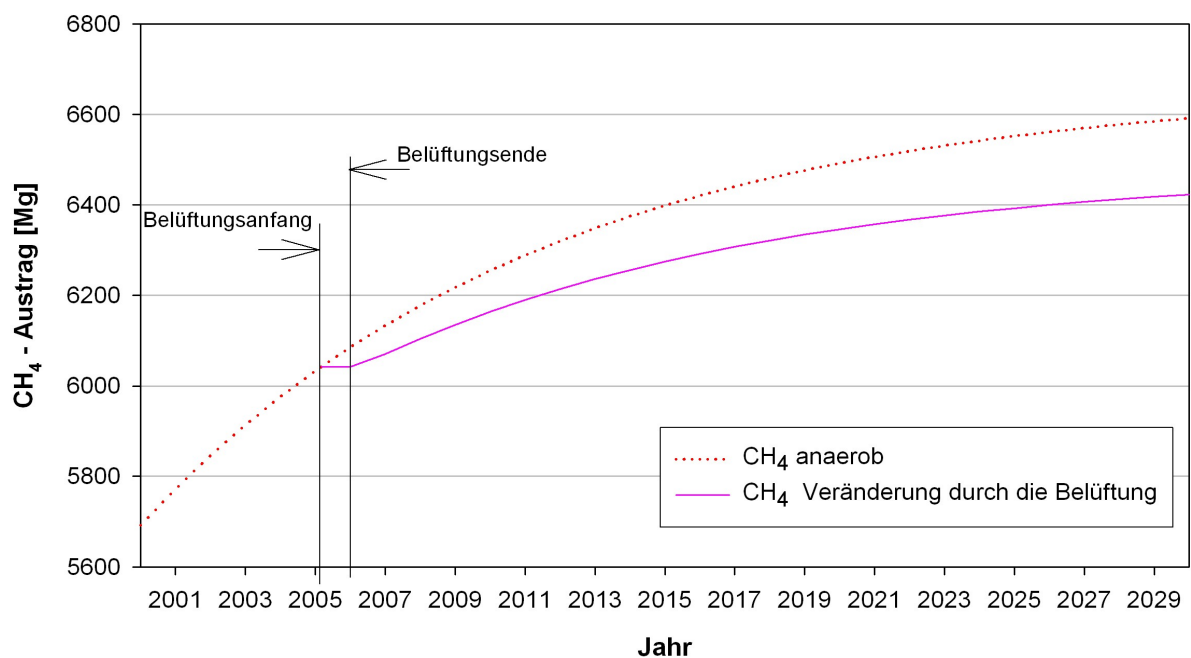


Abbildung 28: Summendarstellung des CH₄-Austrags vom Jahr 2000 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung

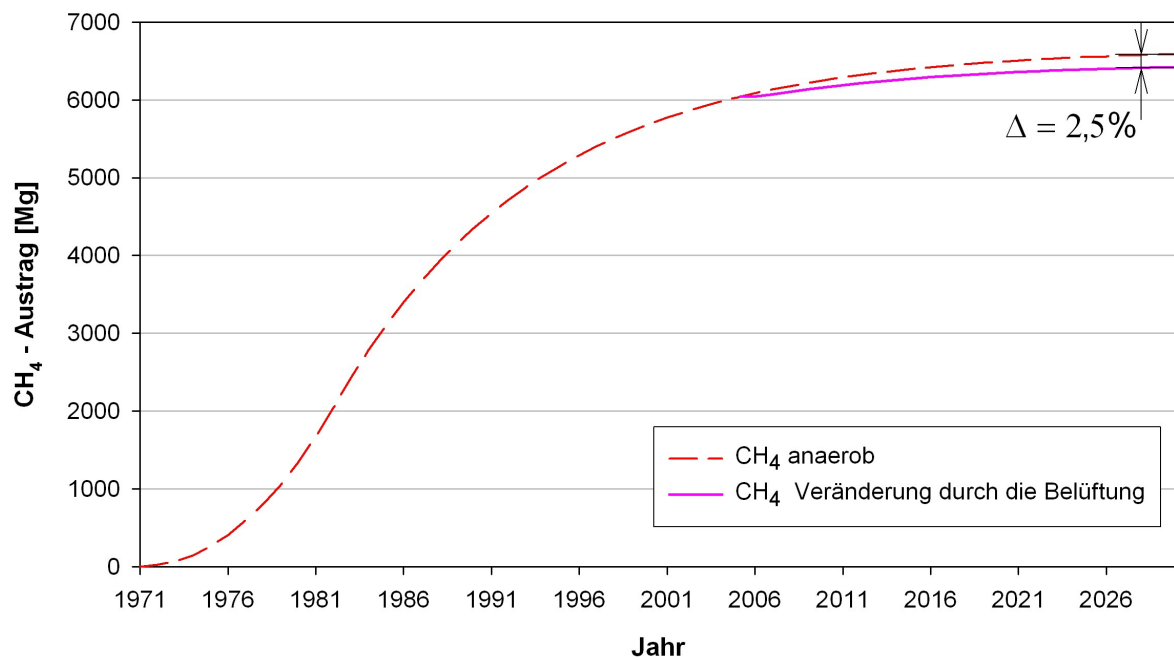


Abbildung 29: Summendarstellung des CH₄-Austrags vom Jahr 1971 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung

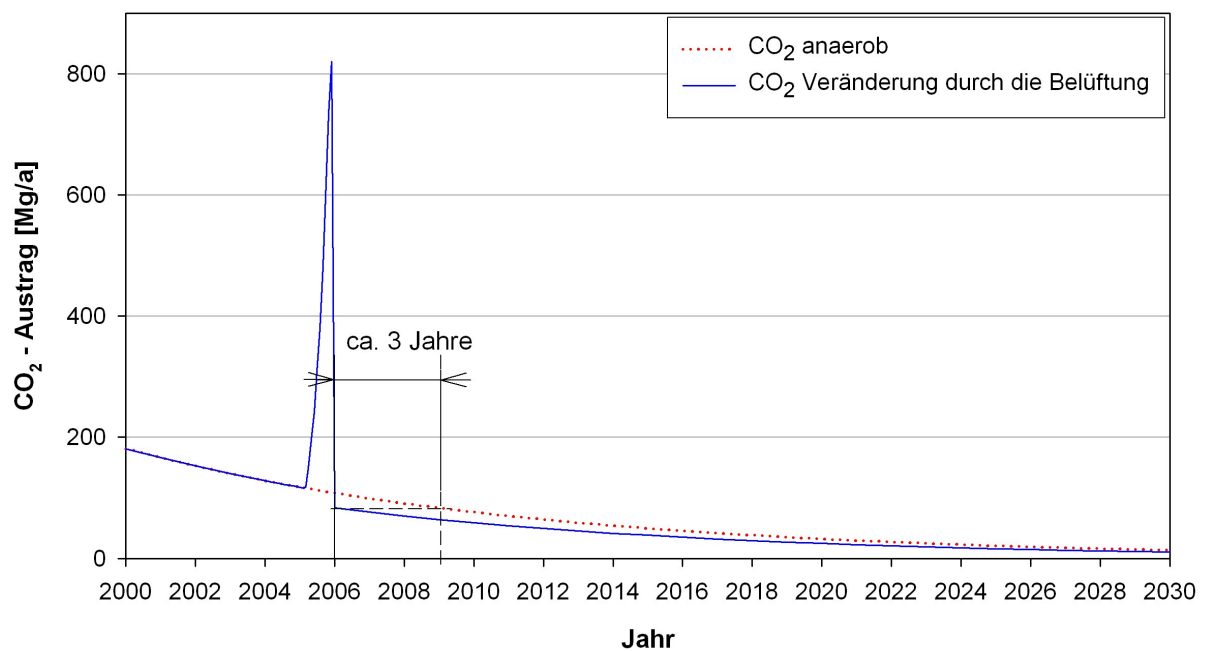


Abbildung 30: Einfluss der Belüftung auf den CO₂-Austrag

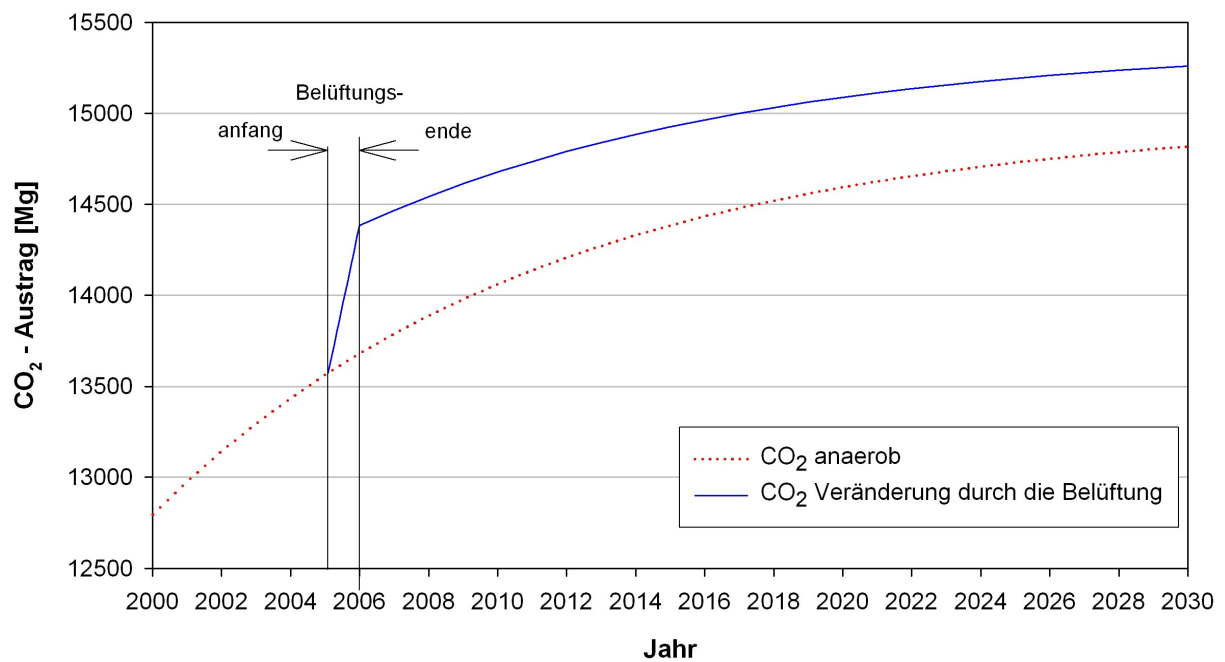


Abbildung 31: Summendarstellung des CO₂-Austrags vom Jahr 2000 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung

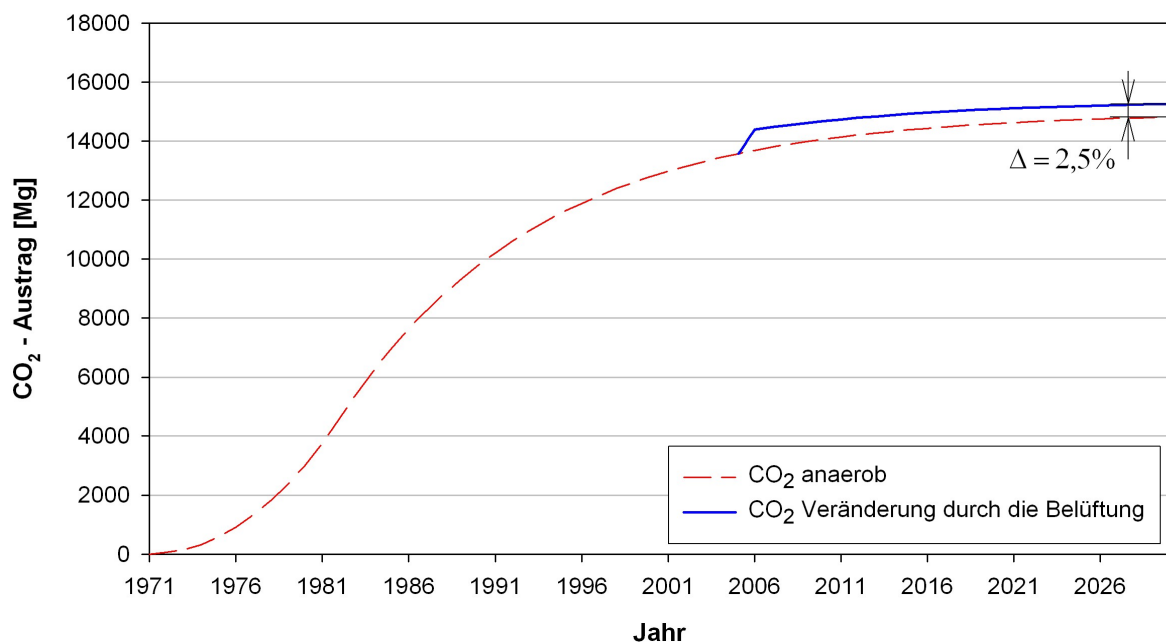


Abbildung 32: Summendarstellung des CO₂-Austrags vom Jahr 1971 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung

5.3.2 Auswirkungen auf den Kohlenstoffhaushalt

Im vorangegangenen Abschnitt wurde der Einfluss der Belüftung auf die Methan- und Kohlendioxidemissionen betrachtet.

Im folgenden Abschnitt wird die Auswirkung auf den Kohlenstoffhaushalt dargestellt.

Die Abbildung 33 zeigt dementsprechend auch hier eine Veränderung durch die Belüftung. Der entfrachtete Kohlenstoff C, bezogen auf einen Kilogramm Feuchtestubstanz, nimmt im Belüftungszeitraum zu und im Jahr 2028 gleicht sich die Summenlinie wieder an jene Linie an, die in einem rein anaeroben Zustand entstanden wäre.

Durch die Belüftung wurden 224 Mg C (siehe Kapitel 5.1), bei einem Deponievolumen von 100.000 m³, ausgetragen. Mit einer angenommenen Abfalldichte von 1 Mg = 1 m³ wurden pro Tonne Abfall 2,24 kg C entfrachtet, dies entspricht 2,24 g C/kg FS.

Die vor der Belüftung vorhandenen 12 g C_{org}/kg FS (siehe Kapitel 5.2.3) wurden durch den Belüftungseinsatz zu 18,5% abgebaut.

Auffällig ist, dass laut dem Rechenmodell bis zum Jahr 2030 nur 75 g C_{org}/kg FS von 120 g des abbaubaren Kohlenstoffs über die Gasemissionen ausgetragen wird (siehe Abb. 33).

Ein geringer Teil des Emissionspotentials von C_{org} wird laut KRÜMPELBECK (2000) über den Sickerwasserpfad abgegeben. Dies sind maximal 1 bis 3% des gesamten Kohlenstoffaustrags. In diesem Fall wären es 1,2-3,6 g C_{org}/kg FS.

Die gesamten 120 g C_{org}/kg FS werden jedoch in Summe aus der Gas- und Sickerwasserphase nicht erreicht.

Im einem Zeitraum von 60 Jahren wurden auf der Deponie Fiorenzuola 65% des Kohlenstoffes biologisch über den Gas- und Sickerwasserpfad abgebaut.

Der im Abfallkörper noch vorhandene Kohlenstoff wird über Mineralisierungs- und Humifizierungsprozesse (siehe Kapitel 3.4.3) immobilisiert.

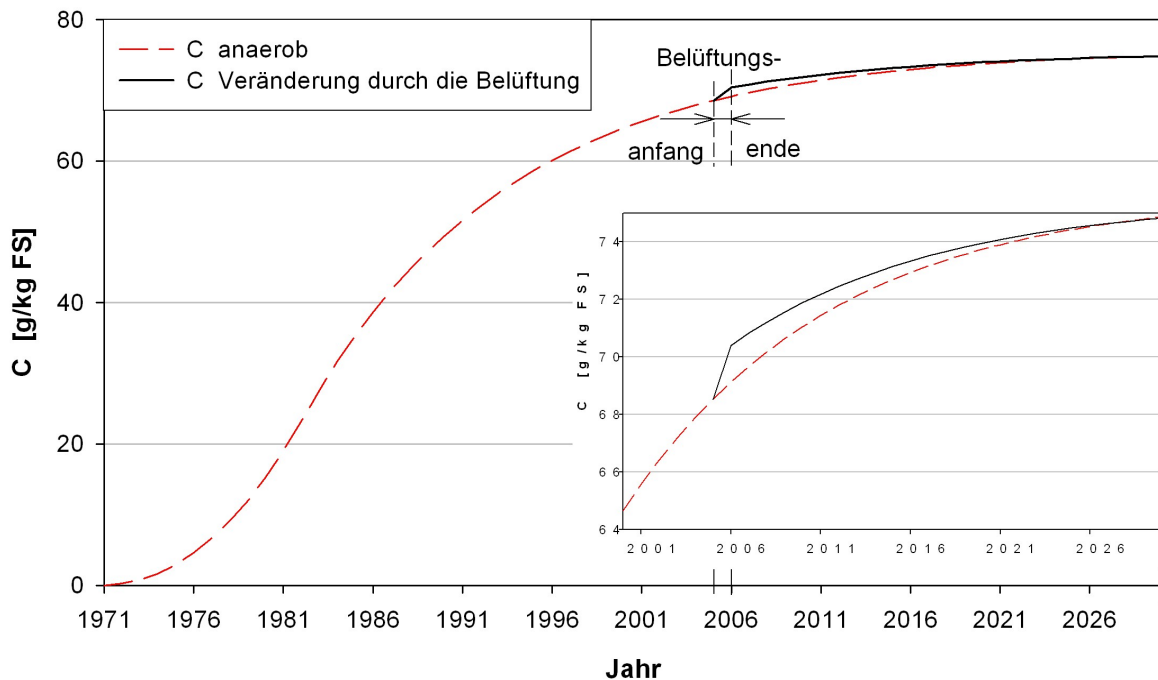


Abbildung 33: Summendarstellung des Einflusses der Belüftung auf den Kohlenstoff bezogen auf ein Kilogramm Feuchtsubstanz

5.3.3 Wirkungsradius einer Sauglanze

Durch die Belüftungsmaßnahme wurden 224 Mg C (siehe Kapitel 5.1) über die 191 eingesetzten Sauglanzen entfrachtet. Umgerechnet sind dies pro Sauglanze 1,17 Mg Kohlenstoff.

Um den Wirkungsradius einer Sauglanze darstellen zu können, wird der Einfachheit halber ein Zylinder um die Lanze angenommen. Die Zylinderhöhe bzw. die Abfallkörperhöhe beträgt ca. 1 m. Auf eine Sauglanze fallen theoretisch bei einer gesamten Abfallmasse von 100.000 Mg eine Masse von 524 Mg an. Durch die Annahme einer Abfalldichte von $1 \text{ Mg} = 1 \text{ m}^3$ entsteht eine Fläche von 524 m^2 . Der Radius eines solchen angenommenen Zylinders ergibt dann 12,9 m. Da die Zylinderhöhe der Deponiekörperhöhe entspricht, ergibt dies einen maximalen Einflussradius einer Sauglanze von 12,9 m (Abb. 34). Über diesen Wirkungsradius der Sauglanze werden die 1,17 Mg Kohlenstoff entfrachtet, dies entspricht 2,24 kg Kohlenstoff pro m^3 Abfall.

Bei einem Wirkungsradius von 5,6 m gibt es eine Entfrachtung von 12 kg C/m³. Dadurch würden die vor der Belüftung noch vorhandenen 12 g C_{org}/kg Fs (siehe Kapitel 5.2.3) zu 100% aufgebraucht.

Weitere Einflussradien der Sauglanze mit der jeweiligen Entfrachtung sind in Tabelle 12 aufgelistet.

Mit dieser rein mathematischen Darstellung des Wirkungsbereichs einer Sauglanze lässt sich folgendes feststellen:

Je geringer der Wirkungsradius um eine Sauglanze ist, desto mehr an Kohlenstoff kann entfrachtet werden, wobei allerdings das Raster aller Sauglanzen dementsprechend enger gesetzt sein muss, damit keine unbelüfteten Zonen entstehen.

Um den tatsächlichen Wirkungsbereich einer Sauglanze feststellen zu können, müssten vor Ort Tracergasmessungen durchgeführt werden.

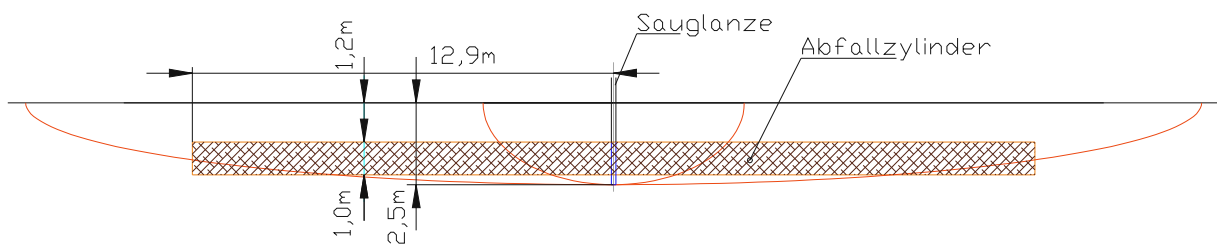


Abbildung 34: Darstellung des maximalen Einflussbereiches einer Sauglanze im Deponiekörper

Radius Sauglanze	Entfrachtung	
m	kg C/m ³	%
min 5,6	12,00	100,0
6,0	10,37	86,4
7,0	7,62	63,5
8,0	5,83	48,6
9,0	4,61	38,4
10,0	3,73	31,1
11,0	3,09	25,7
12,0	2,59	21,6
max 12,9	2,24	18,7

Tabelle 12: Wirkungsradius einer Sauglanze und ihre Entfrachtung

5.4 Einfluss auf das Treibhauspotential

Durch die In-Situ-Stabilisierung gab es einen aeroben Abbau der Organik und somit eine Kohlenstoffentfrachtung (C) in Form Kohlendioxid (CO_2). Ohne diesen Eingriff wären die Abbauprozesse anaerob abgelaufen und der Kohlenstoff (C) wäre zu einem erheblichen Anteil in Form von Methan (CH_4) ausgetragen worden.

In Abbildung 35 ist der Methanaustrag für 2 Zeiträume dargestellt. Einmal der Zeitraum vom Bestehen der Deponie an bis in das Jahr 2030 (linke Seite) sowie vom Belüftungseingriff 2005 bis 2030 (rechte Seite).

Die Methanmenge, die entstanden wäre, hätte man die Deponie nicht behandelt (unbelüftet), wird in der hinteren Balkenreihe aufgezeigt. Die vorderen Balken 1 (1971-2030) und Balken 3 (2005-2030) geben die Tonnen (CH_4) an, die durch die Belüftungsmaßnahme entstanden sind. Vollständigkeitshalber ist noch die Variante für die beiden Zeiträume (Balken 2 u. 4) dargelegt, bei der nach der Belüftung die Deponie bis in das Jahr 2030 aerob weitergeführt worden wäre.

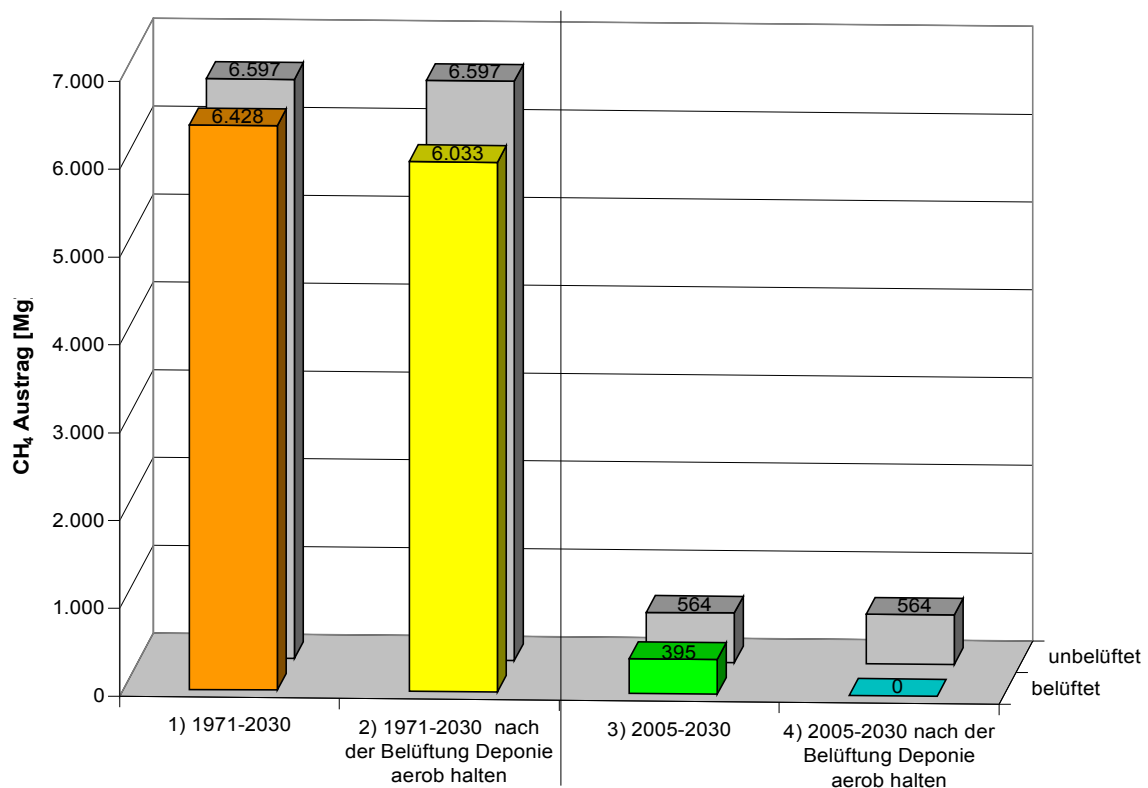


Abbildung 35: CH_4 -Austrag für die Zeiträume 1971-2030 (links) und 2005-2030 (rechts), belüftet (1 u. 3) und unbelüftet, und die Variante, wenn nach der Belüftung die Deponie aerob gehalten worden wäre (2 u. 4)

Zur Beurteilung der In-Situ-Belüftung hinsichtlich ihres Reduktionspotentials der Treibhausgasemissionen gilt es, das Treibhauspotential von CO₂ und CH₄ zu berücksichtigen. Um das Treibhauspotential verschiedener Gase vergleichen zu können, setzt man das Treibhauspotential von CO₂ gleich 1 und beurteilt andere Gase relativ zu CO₂. Der CO₂ Äquivalenzfaktor (CO₂-eq; GWP = Global Warming Potential) für Metan beträgt 23 (IPCC, 2001).

Das aus der Deponie emittierende CO₂ wird als klimaneutral bewertet, da es aus biogenen Materialien stammt. Daher ist nur das CH₄ treibhausrelevant.

Für die Treibhausgasbilanz wird hier auch der Energieverbrauch für den Betrieb der Belüftungsanlage miteinbezogen. Die Anlage wurde mit elektrischen Strom betrieben. Bei der Erzeugung einer Kilowattstunde Strom für den Endverbrauch wurden in Deutschland im Jahr 2005 durchschnittlich 616 g Kohlendioxid als direkte Emissionen aus der Verbrennung fossiler Energieträger emittiert (MACHAT et al., 2007). Mit diesem Wert ergibt sich für den Betrieb der Belüftung der Deponie in Fiorenzuola ein CO₂-Ausstoß von 116 Tonnen während der Belüftungsmaßnahme.

In Abbildung 36 werden wieder die selben Zeiträume dargestellt wie in Abbildung 35. Für diese beiden Zeiträume sind die Mg CO₂-eq aufgezeigt, die entstanden wären, wenn die Deponie im anaeroben Zustand belassen worden wäre (hintere Balkenreihe). Die vorderen Balken 1 (1971-2030) und 3 (2005-2030) geben die CO₂-eq an, die durch die Belüftungsmaßnahme entstanden sind. Die Variante (Balken 2 u. 4) ist wieder jener Fall, bei der nach der Belüftung die Deponie bis in das Jahr 2030 aerob weitergeführt worden wäre.

Durch die Belüftung wurden 3.800 Mg an CO₂-eq eingespart.

Die Variante, die Deponie bis in das Jahr 2030 aerob zu halten, würde 12.500 Mg an CO₂-eq vermindern.

Für das Aerobhalten ist ein Energieaufwand von 400 Mg CO₂-eq miteinbezogen, wobei sich dieser wie folgt berechnet:

Durch die Belüftungsmaßnahme wurde verhindert, dass anaerob 164 Mg CH₄ (siehe Kapitel 5.3) emittiert wurden. Für diesen Eingriff waren 116 Mg CO₂-eq an Energieaufwand nötig. Im Zeitraum von 2005 bis 2030 würden ohne Belüftung insgesamt 564 Mg CH₄ (siehe Abbildung 35) entstehen. Um diese 564 Mg CH₄ zu emittieren, wären umgerechnet die 400 Mg CO₂-eq für die Energiezufuhr nötig.

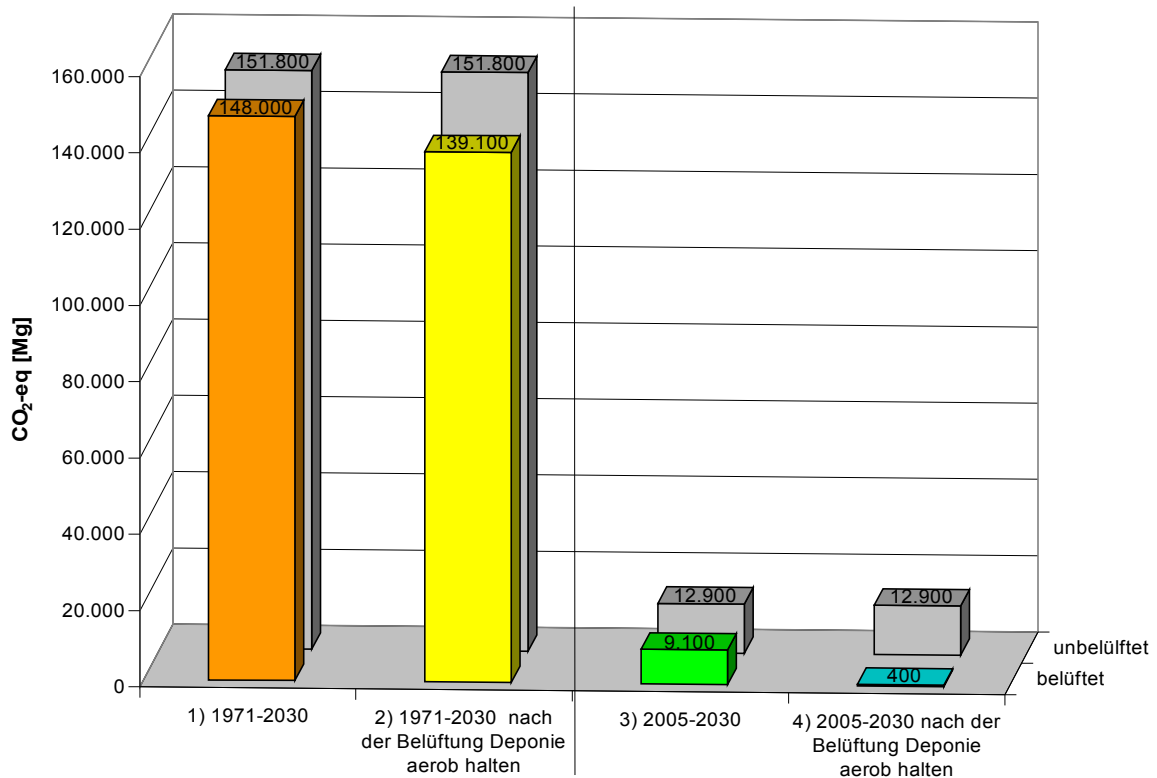


Abbildung 36: CO₂-eq für die Zeiträume 1971-2030 (links) und 2005-2030 (rechts), belüftet (1 u. 3) und unbelüftet, und die Variante, wenn nach der Belüftung die Deponie aerob gehalten worden wäre (2 u. 4)

Für das Treibhauspotential sind die Einsparungen von CO₂-eq maßgebend. In Abbildung 37 sind für die Zeiträume 1971-2030 und 2005-2030 die prozentualen Einsparungen der Treibhauspotentiale veranschaulicht. Zur Vollständigkeit ist wieder die Variante für die beiden Zeiträume (Balken 2 u. 4) dargestellt, bei der nach der Belüftung die Deponie bis in das Jahr 2030 aerob weitergeführt worden wäre.

Wird der gesamte Zeitraum seit Bestehen dieser Deponie bis in das Jahr 2030 betrachtet, wurden die gesamten Treibhausmissionen der Deponie am Treibhauspotential durch die Belüftung um 2,5% verringert. Dies sind 3.800 Mg CO₂-eq. Für den Zeitraum ab der Behandlung wurde eine Einsparung von fast 30% erreicht.

Für die Variante, in der die Deponie aerob weitergeführt worden wäre, beträgt das Einsparungspotential an Treibhausäquivalenten auf die gesamte Deponiezeit gesehen von 8,4%. Im Zeitraum von 2005 bis 2030 wären dies dann nahezu 97%.

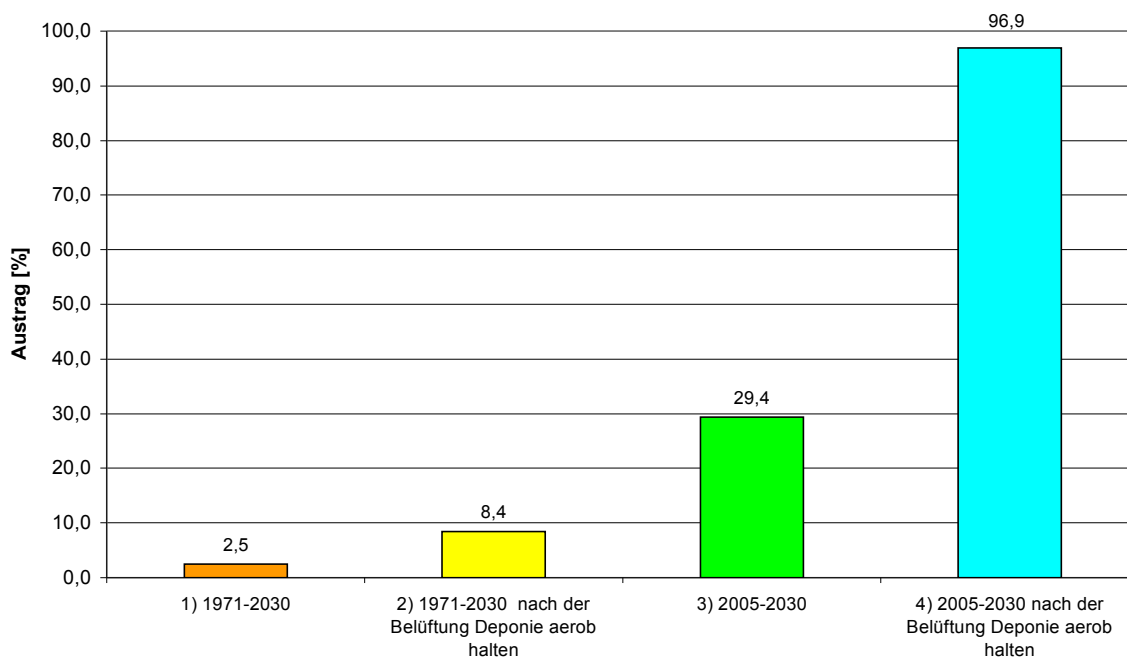


Abbildung 37: Prozentuale Einsparung des Treibhauspotentials für die Zeitabschnitte 1971-2030 und 2005-2030 mit dem erfolgten Belüftungseingriff (1 u. 3) und die Variante, wenn man den Zustand bis in das Jahr 2030 aerob weiterführen würde (2 u. 4)

5.5 Kostenaufwand und mögliche Erlöse aus dem CO₂-Zertifikatshandel

5.5.1 Kostenaufwand

Dem gesamten Kostenaufwand für die In-Situ-Belüftung wurde in der Ausschreibung ein Budget von 1.380.000 € veranschlagt. Darin enthalten waren die Vorarbeiten, Betrieb und Überwachung.

Die Kosten umgerechnet auf eine Tonne Müll beliefen sich auf 11,5 €. Rechnet man den finanziellen Aufwand für 1 Mg entfrachteten Kohlenstoff (gem. Kapitel 5.1), so wären dies 6.100 €.

Durch die Belüftung wurden 3.800 Mg an CO₂-eq vermindert (siehe Kapitel 5.4). Dadurch ergeben sich Kosten von 360 € pro eingesparter Tonne an Treibhausäquivalenten.

Mit der Variante, die Deponie bis in das Jahr 2030 aerob zu halten, würden die eingesparten 12.500 Mg CO₂-eq Kosten von 110 € pro eingesparter Tonne an Treibhausäquivalenten verursachen.

5.5.2 Mögliche Erlöse aus dem CO₂-Zertifikatshandel

Der Emissionszertifikatshandel wurde in mehrere Perioden eingeteilt.

1. Periode 01.01. 2005 – 31.12. 2007

2. Periode 01.01. 2008 – 31.12. 2012

In der ersten Phase war nur der Handel mit CO₂- Emissionen möglich.

Mit dem Beginn der zweiten Phase 2008 können die EU-Staaten auch Zertifikate für andere Treibhausgase in den Handel aufnehmen.

Ein Projekt der Art, wie dies auf der Deponie Fiorenzuola ausgeführt wurde, hätte über das Instrument Joint Implementation (JI) (siehe Abbildung 38) abgewickelt werden können.

Das JI (Joint Implementation = Gemeinsam umgesetzte Aktivitäten) ermöglicht verpflichteten Staaten und Unternehmen, Emissionsgutschriften durch die Investition in Einsparprojekte in anderen verpflichteten Staaten (Industrieländern) zu generieren. JI-Projekte können von 2008 an Minderungsgutschriften (Emission Reduction Units, ERUs) offiziell verbuchen. Dabei überträgt das Gastland die erzielten ERUs an den Projektträger. Dieser kann sie selbst nutzen oder weiterverkaufen (ENERGIEAGENTUR NRW, 2005).

Weitere Möglichkeiten Projekte dieser Art in anderen Ländern durchzuführen und dann Emissionsgutschriften zu erwerben ist das CDM (Clean Development = Mechanismus für umweltfreundliche Entwicklung). Es ermöglicht verpflichteten Staaten und Unternehmen, Emissionsgutschriften durch die Investition in Einsparprojekte in anderen nicht verpflichteten Staaten (Entwicklungs- und Schwellenländern) zu generieren. CDM Projekte können von 2005 an Minderungsgutschriften (Certified Emission Reduction, CER) liefern. Diese gehen zunächst an den Investor, der sie selbst nutzen oder aber handeln kann (ENERGIEAGENTUR NRW, 2005).

ERUs und CERs sind Gutschriften und können nicht direkt im System von Anlagenbetreibern gehandelt werden, sondern müssen zunächst in Zertifikate (EUAs) umgetauscht werden.

Eine Anerkennung nationaler Ausgleichsprojekte soll dagegen nicht möglich sein, um die Gefahr der Doppelzählung zu umgehen.

Ein Mg CO₂-eq entspricht Emissionsreduktionseinheiten (ERUs).

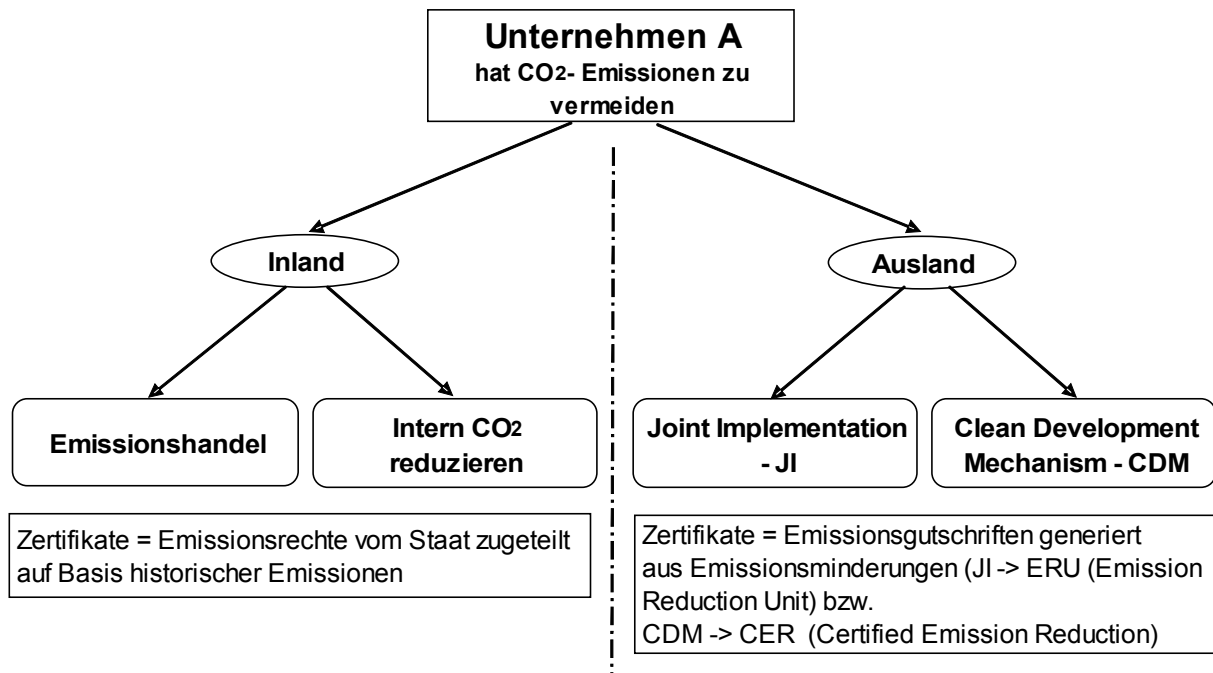


Abbildung 38: Emissionshandel – Optionen für Unternehmen
(eigene Darstellung; STACHOWITZ et al., 2006)

Das EU-System ist weltweit das erste, das den Großteil dieser Gutschriften den EU-Emissionszertifikaten gegenüber als gleichwertig anerkennt (1 EUA = 1 CER = 1 ERU) (EG, 2005)

Durch die In-Situ-Stabilisierung auf der Deponie Fiorenzuola wurde eine Vermeidung von 3.800 Mg CO₂-eq (siehe Kapitel 5.4) erreicht.

Umgerechnet ergeben dies 3.800 ERUs.

Laut dem Handelskurs vom 07.09.07 bei NordPool - EUA Forwards 2008 beträgt der gehandelte Preis für die 2. Periode 20,60 €.

Der Zertifikatehandel erweist sich als sehr volatil. Das gehandelte Volumen und der Handelspreis sind großen Schwankungen unterworfen. Durch diese Unsicherheiten über die Preisentwicklung wird ein Preis von 15 € angenommen.

Somit würde sich für dieses Projekt ein Erlös aus dem Zertifikatshandel von 57.000 € ergeben.

Neben den zu erwartenden Erträgen aus generierten ERUs ist zusätzlich zu kalkulieren, in welchem Umfang Transaktionskosten anfallen. Unter Transaktionskosten werden allgemein Kosten verstanden, die im Zusammenhang mit der Übertragung von Gütern, Leistungen und Rechten zwischen den Beteiligten anfallen. Zu den für JI-Projekte zu erwartenden JI-bedingten Transaktionskosten gehören grundsätzlich:

- Suchkosten/Kosten für eine Machbarkeitsstudie (einmalig);
- Projektentwicklungskosten (einmalig);
- Validierungskosten (einmalig);
- Registrierungskosten (einmalig);
- Monitoringkosten (wiederkehrend);
- Verifizierungs-/Zertifizierungskosten (wiederkehrend).

Das Projekt Fiorenzuola liegt in der Größenordnung zwischen einem Mini- und Kleinprojekt (siehe Tabelle 13), da die Reduktion bei 3.800 Mg CO₂-eq (siehe Kapitel 5.4) liegt.

Dafür würden über 300.000 € an Transaktionskosten anfallen. Diese Kosten wären höher, wie der Erlös im Zertifikatshandel.

Durch Bündelung mehrerer solcher Mini- und Kleinprojekte könnte im Gesamten eine höhere Reduktion an Treibhausäquivalenten vollzogen werden. Dadurch würden die Transaktionskosten auf eine Tonne CO₂-eq wesentlich geringer ausfallen und sich der Erlös am Emissionszertifikatshandel steigern.

Größe	Reduktion (t CO ₂ /a)	€/t CO ₂
Sehr groß	> 200.000	0,1
Groß	20.000-200.000	1
Klein	2.000-20.000	10
Mini	200-2.000	100
Micro	< 200	1000

*Tabelle 13: Projektgröße und Gesamt-Transaktionskosten
(MICHAELOWA et al., 2002)*

6. Diskussion

6.1 Optimierungsansätze

Durch die In-Situ-Belüftung konnten positive Entwicklungen des Emissionsverhalten von abgelagerten Abfällen festgestellt werden.

Dies sind primär reduzierte Deponiegasbildung und Verbesserung der Sickerwasserqualität.

Im Rahmen der vorliegenden Diplomarbeit beschränken sich die Betrachtungen auf die Reduktion der Methanemissionen. Das im Fallbeispiel der Deponie Fiorenzuola festgestellte Reduktionspotential an Methan könnte durch folgende Optimierungsansätze, entsprechend ihrer zeitlicher Anwendung, in 3 Phasen gegliedert werden.

1. Zeitlicher Beginn einer Belüftungsmaßnahme
2. Eigentliche Belüftungsphase
3. Entsprechende Maßnahmen nach der Belüftung

6.1.1 Zeitlicher Beginn einer Belüftungsmaßnahme

Nach der Einteilung in die Abbaustufen (siehe Kap. 3.2) befand sich die Deponie Fiorenzuola vor der Belüftung zum Teil in der Methanoxidationsphase und in der Kohlendioxidphase. Da in diesem Stadium über die Gasphase nur mehr geringere Methanmengen emittiert werden, ist es sinnvoller frühzeitiger mit einer Belüftung zu beginnen. Dies hätte zur Folge, dass deutlich mehr Kohlenstoff in Form von CO_2 ausgetragen werden könnte. Dadurch könnten mehr Treibhausemissionen vermieden werden. Die erhöhte Reduktion an $\text{Mg CO}_2\text{-eq}$ brächte auch eine Verringerung der spezifischen Vermeidungskosten ($\text{€/Mg CO}_2\text{-eq}$) und eine Verringerung der Transaktionskosten pro $\text{Mg CO}_2\text{-eq}$ mit sich, die möglicherweise einen Gewinn im Zertifikatshandel zulassen würden.

Weiters würde es zu einer früheren Reduktion der Sickerwasserbelastungen (CSB, BSB₅, NH₄) (RITZKOWSKI, 2005) führen und langfristig gesehen zu einer früheren Beendigung der Nachsorgephase, sodass die Deponiefläche einer weiteren Nutzung zugeführt werden könnte.

6.1.2 Eigentliche Belüftungsphase

Weitere Optimierungsmöglichkeiten sind auch bei der Durchführung (während der Belüftungsphase) vorhanden:

- Ein Vergleich der spezifischen Kohlenstoffentfrachtung (Kohlenstoffentfrachtung bezogen auf die Saugleistung) während der Intensivphase (höhere Saugleistung) und der Extensivphase (geringe Saugleistung) zeigt, dass in der Extensivphase eine höhere spezifische Entfrachtung erreicht werden konnte (Abb. 39). Daraus lässt sich schließen, dass durch eine Verkürzung der intensiven Belüftungsphase bei gleichzeitiger Verlängerung der extensiven Belüftung, der Energieverbrauch für den Kohlenstoffaustrag reduziert werden könnte und damit auch die Kosten für die Belüftungsmaßnahme.

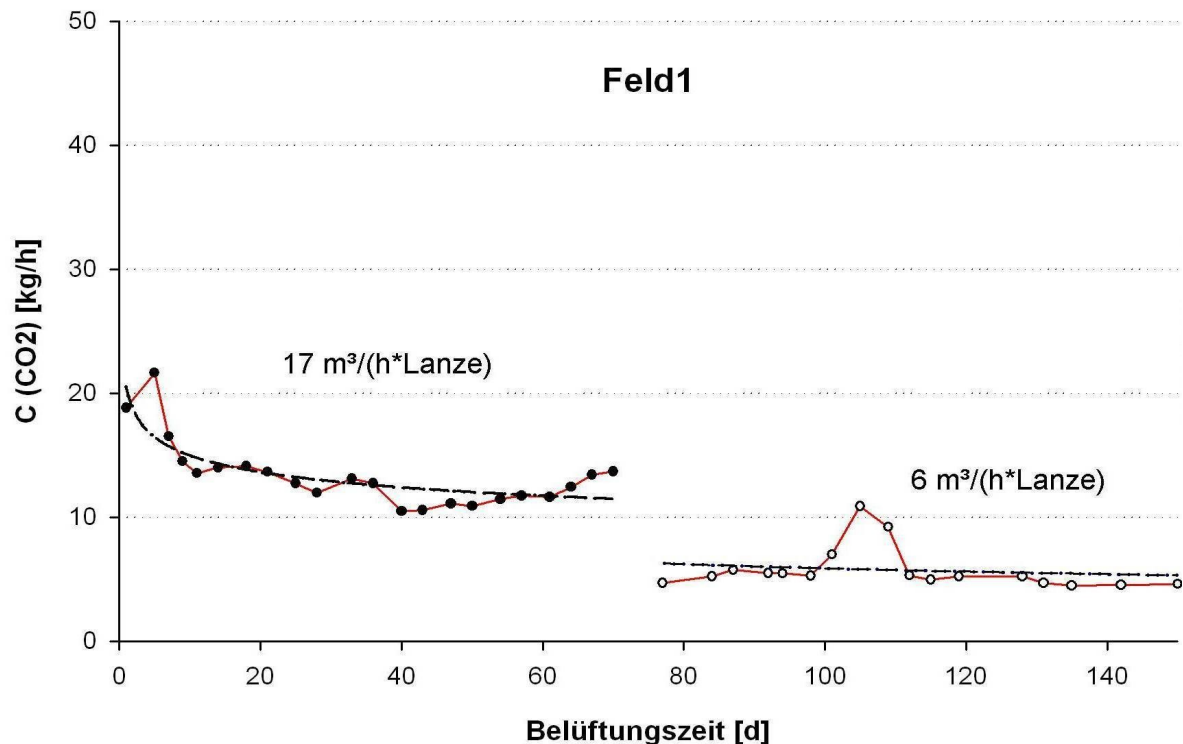


Abbildung 39: Entfrachtung bei intensiver und extensiver Belüftung und ihre Tendenz im Feld1 mit Angabe der Saugleistung pro Sauglanze

- Durch ein geringeres Abstandsrastraster der Sauglanzen lässt sich die Kohlenstoffentfrachtung erhöhen (siehe Kapitel 5.3.3), wobei dies allerdings zu Mehrkosten führen würde. Generell ist davon auszugehen, dass die Belüftung eines Abfallkörpers mit hoher Mächtigkeit einen geringeren Materialeinsatz (Sauglanzen, Rohre) und Arbeitsaufwand erfordert. Primär begründet sich diese Reduktion auf eine verringerte Anzahl an Sauglanzen. Es gilt auch, je mächtiger der Abfallkörper, desto mehr Kohlenstoff kann pro Sauglanze entfrachtet werden.

6.1.3 Entsprechende Maßnahmen nach der Belüftung

Wie schon im vorigen Kapitel angedeutet, wäre durch eine aerobe Weiterführung der Abbauprozesse nach der Extensivphase noch eine höhere Einsparung an Treibhausgasemissionen möglich (siehe Kapitel 5.4, Abb. 37).

Mit einer geringen Saugleistung (geringer Energiebedarf) könnte die Ablagerung aerob gehalten werden. An den noch vorhandenen Saugleitungen könnte eine Sauganlage angeschlossen werden, die über ein hybrides Energieversorgungskonzept betrieben wird (AKWISO, 2000).

Mit der Kopplung von Wind- und Solarenergie entsteht ein gleichmäßiges Energieangebot um eine Belüftung gewährleisten zu können. Mit dem Einsatz eines Akkumulators kann eine Energiezwischenspeicherung bei geringem regenerativen Energieangebot erfolgen. Durch ein wie oben beschriebenes Energieversorgungskonzept wäre eine Verlängerung der Belüftungszeit ohne zusätzlichen CO₂ Ausstoß aus dem Energieverbrauch möglich.

Die Abbildung 40 zeigt welchen Einfluss eine doppelte oder dreifache Verlängerung der Belüftungszeit auf den CH₄-Austrag mit sich bringen würde. Schon bei einer Verdoppelung der Belüftungszeit (von 140 Tage pro Feld, auf 280 Tage pro Feld) würde ein Zustand erreicht, der durch einen anaeroben Abbau erst in 9 Jahren zustande käme. Bei einer Verdreifachung der Belüftungszeit (420 Tage pro Feld) würde ein Zeitvorteil von 27 Jahren im Vergleich zur anaeroben Weiterbetrieb der Deponie entstehen. Eine langfristige Aufrechterhaltung aerober Bedingungen im Abfallkörper der Deponie Fiorenzuola würde die Treibhausgasemissionen, bezogen auf die Gesamtemissionen im anaeroben Zustand (seit Ablagerungsbeginn der Abfälle), um etwa 8% verringern. Diese Reduktion bedeutet im Vergleich zur durchgeführten Maßnahme (Intensiv- und Extensivbelüftung über einen Gesamtzeitraum von XXX Tagen) eine Verbesserung, gemessen an den Gesamtemissionen ist der Erfolg einer solchen Maßnahme jedoch zu hinterfragen.

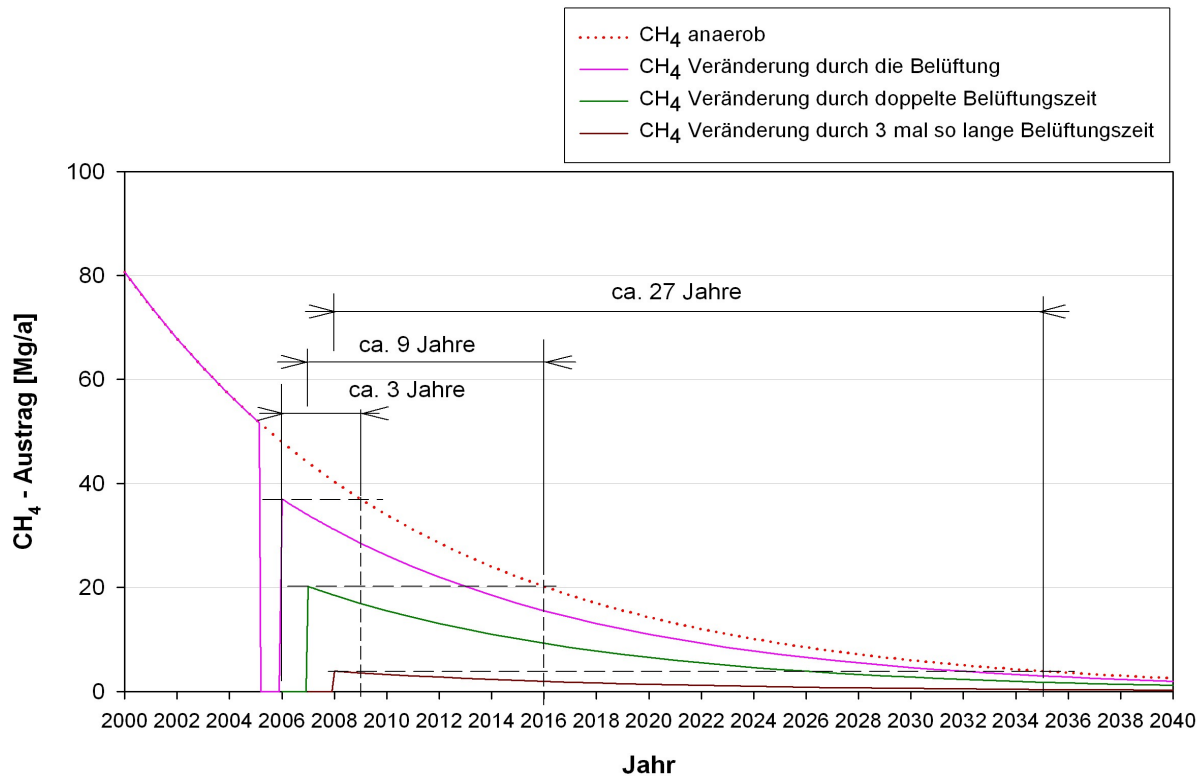


Abbildung 40: Einfluss unterschiedlicher Belüftungszeiten auf den CH₄-Austrag

6.2 Schlussfolgerung

Die In-Situ-Belüftung der Deponie Fiorenzola führte zu einem beschleunigten Abbau der vorhandenen organischen Verbindungen. Im Vergleich zum anaeroben Ausgangszustand konnten die Abbauraten um den Faktor 4 erhöht werden.

Auf die Treibhausgasemissionen der Deponie hatte die Belüftung insofern Auswirkungen, als dass anstelle von Methan und Kohlendioxid während der Belüftung ausschließlich CO₂ emittiert wurde, d.h. treibhausrelevantes Methan konnte während des Belüftungszeitraums vermieden werden.

Bezogen auf die gesamten Treibhausgasemissionen der Ablagerung (seit der Deponierung der Abfälle), führte die Maßnahme allerdings nur zu einer untergeordneten Reduktion an schädlichem Methan (<2,5%). Eine Berücksichtigung der spezifischen Vermeidungskosten (Kosten pro vermiedener Tonne an CO₂-Äquivalenten) der Belüftung zeigt am konkreten Beispiel, dass in anderen Bereichen Treibhausgasemissionen weit effektiver (wirtschaftlicher) eingespart werden können.

7. Glossar und Kurzzeichenerklärung

AT₄	Atmungsaktivität innerhalb von 4 Tagen in mg O ₂ / kg TS
BSB₅	Biochemischer Sauerstoffbedarf in 5 Tagen
CER	Certified Emission Reduction sind Emissionsreduktionsgutschriften, die Annex-I-Staaten nach Artikel 12 des Kyoto-Protokolls mit CDM Emissionsminderungsprojekten in Non-Annex-I-Staaten, d. h. Entwicklungsländern, erwirtschaften.
CH₄	Methan
chemolitotrophe Bakterien	Bakterien die ausschließlich anorganische Stoffe chemischen umsetzen
chemoorgano-trophe Bakterien	Bakterien die organische Stoffe (ausschließlich oder zusammen mit anorganischen Stoffen) chemischen umsetzen
CO₂	Kohlendioxid
CO₂-eq	Meist vergleicht man das Treibhauspotenzial mit der Erwärmung, die eine äquivalente Menge CO ₂ verursacht hätte
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf in mg O ₂ /l o.mg O ₂ /kg TS
Diffusion	molekulare Diffusion, bei der die Stoffverteilung aufgrund von Konzentrationsunterschieden erfolgt (Gradienten eines chemischen Potenzials).
Dissimilation	Dissimilationen sind Reaktionen des katabolischen (der Abbau von Stoffwechselprodukten von komplexen zu einfachen Molekülen) Stoffwechsels
Emission	Wenn etwas an die Umwelt abgegeben wird, bezeichnet man das als Emission. Emittiert werden können Rauch, Gase, Staub, Abwasser und Gerüche, aber auch Geräusche, Erschütterungen, Licht, Wärme und Strahlen. Die Verursacher heißen Emittenten.
Enzyme	Enzyme sind Eiweißmoleküle, die als Katalysatoren chemische Reaktionen beschleunigen. Enzyme sind für den Stoffwechsel unverzichtbar. Für verschiedene Ausgangsstoffe (Substrate) und verschiedene chemische Reaktionen gibt es verschiedene Enzyme.
ERU	Emission Reduction Units sind Emissionsreduktionsgutschriften, die nach Artikel 6 des Kyoto-Protokolls durch Joint Implementation Projekte generiert werden
EUA	European Unit Allowances; Emissionsberechtigung, die auf Antrag an die vom EU-Emissionshandel betroffenen Unternehmen von den Regierungen der EU-Mitgliedstaaten ausgegeben wird.
FS	Feuchtsubstanz

Genotyp	Genotyp bezeichnet alle in der DNA codierten genetischen Informationen. Davon zu unterscheiden ist der Phänotyp (äußere Merkmale) eines Organismus. Man kann nicht von gleichen Phänotypen darauf schließen, dass die betreffenden Organismen über einen identischen Genotyp verfügen. Nur diejenigen Gene, die in Proteine umgesetzt werden (Expression) sind an der Ausprägung des Phänotyps beteiligt.
GWP	Meist wird das Global Warming Potential bezogen auf 100 Jahre angegeben.
Halbwertszeit	Bezeichnet den Zeitraum, in dem die Hälfte einer Substanz (z.B. einer Umweltchemikalie) in einem abgeschlossenen System biologisch oder physikalisch-chemisch abgebaut/umgesetzt wird
Humifizierung	Umwandlung organischer Substanz in Huminstoffe, sie kann biologisch unter Mitwirkung von Mikroorganismen und abiologisch (Hochmoore) erfolgen
Huminstoffe	Häufig dunkel gefärbte, hochmolekulare organische Stoffe von hoher biologischer Resistenz
Humus	In der Bodenkunde oft als Gesamtheit der organischen Substanz verwendet, eigentlich nur der Anteil der Huminstoffe
Hydrolyse	Die Hydrolyse ist die Spaltung einer chemischen Verbindung durch Reaktion mit Wasser. Dabei wird (formal) ein Wasserstoffatom an das eine „Spaltstück“ abgegeben, der verbleibende Hydroxylrest an das andere Spaltstück gebunden. Die Umkehrung der Hydrolyse ist eine Kondensationsreaktion.
Konvektion	Konvektion wird durch eine Strömung hervorgerufen, die Teilchen befördert. Ursache für die transportierende Strömung können unterschiedliche Kräfte sein, wie z.B. die Schwerkraft oder Kräfte die von Druck-, Dichte-, Temperatur- oder Konzentrationsunterschieden herrühren.
Lignin	Lignin ist eine dreidimensional vernetzte, aromatische Kohlenwasserstoff-Verbindung. Es ist in der Zellwand von verholzten Pflanzen wie Gräsern, Stauden, Sträuchern und Bäumen eingelagert und dient dort als Festigungselement. Neben der Zellulose ist Lignin der häufigste organische Stoff der Erde.
Mineralisierung	Zersetzung organischer Verbindungen durch Mikroorganismen in (pflanzenaufnehmbare) anorganische Verbindungen, bei der zum Teil Mineralstoffe freigesetzt werden
Nachsorgephase	Zeitraum nach der endgültigen Stilllegung einer Deponie bis zu dem Zeitpunkt, zu dem die zuständige Behörde den Abschluss der Nachsorgephase feststellt
NH₄	Ammonium
O₂	Sauerstoff
RGT-Regel	Reaktionsgeschwindigkeit-Temperatur-Regel. Sie besagt, dass sich die Reaktionsgeschwindigkeit verdoppelt, wenn die Temperatur um 10° K erhöht wird.

Siedlungsabfälle	Abfälle aus Haushaltungen sowie Abfälle aus anderen Herkunftsbereichen, die aufgrund ihrer Beschaffenheit oder Zusammensetzung den Abfällen aus Haushaltungen ähnlich sind, insbesondere Hausmüll, Sperrmüll, hausmüllähnliche Gewerbeabfälle, Garten- und Parkabfälle, Marktabfälle und Straßenreinigungsabfälle
Stilllegungsphase	Zeitraum vom Ende der Ablagerungsphase bis zur endgültigen Stilllegung der Deponie oder eines Deponieabschnitts
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff mg/kg oder mg/l
TOC_{abb}	abbaubarer organischer Kohlenstoff
TS	Trockensubstanz

8. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Zusammensetzung der anthropogenen Methanemissionen; Quelle: Kurzfassung VDI-Bericht „Emissionen und Luftqualität“, (1998 zitiert nach STACHOWITZ, 2004).....	1
Abbildung 2: Abbau von komplexen organischen Verbindungen unter Luftabschluss durch das Zusammenwirken von unterschiedlichen fakultativ anaeroben bzw. strikt anaeroben Bakterien (eigene Darstellung; JANKE, 2002).....	6
Abbildung 3: Verlauf der Deponiegaszusammensetzung nach Phasen in Abhängigkeit von der Zeit (FARQUHAR & ROVERS, 1973) mit Langzeitmodell FRANZIUS, 1982 sowie RETTENBERGER, et al., 1992; Quelle: STACHOWITZ, (2004).....	11
Abbildung 4: Systemskizze (In-Situ Aerobisierung) ablaufende Prozesse und deren Auswirkung auf die Phasen Feststoff, Sickerwasser und Deponiegas; (PRANTL, 2006).....	19
Abbildung 5: Verfahrensschema der Intensivbelüftung	23
Abbildung 6: Anlagenaufbau.....	24
Abbildung 7: Belüftungszeiträume der einzelnen Felder.....	26
Abbildung 8: Gasmessung an einer Sauglanze.....	27
Abbildung 9: Nullmessung von Methan in Prozentbereichen bezogen auf die Anzahl der Sauglanzen [%] in den einzelnen Feldern.....	28
Abbildung 10: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Sauglanzen pro Messung im Feld 1.....	29
Abbildung 11: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Sauglanzen pro Messung im Feld 2.....	30
Abbildung 12: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Sauglanzen pro Messung im Feld 3.....	30
Abbildung 13: Durchschnittliche Konzentrationsganglinie mit Temperatur aller Sauglanzen pro Messung im Feld 4.....	31
Abbildung 14: Mischprobe Ein- und Ausbau.....	32
Abbildung 15: Mittelwerte der Atmungsaktivitäten (nach 4, 10, 21 Tagen) von allen Proben vor und nach der Intensivbelüftung.....	33
Abbildung 16: Atmungsaktivität nach 4 Tagen (AT ₄) vor und nach der Belüftung der einzelnen Proben.....	34
Abbildung 17: Der TOC-Gehalt der einzelnen Proben und der Mittelwert vor und nach der Belüftung.....	35
Abbildung 18: Entfrachtung bei intensiver und extensiver Belüftung und ihre Tendenz in den einzelnen Feldern mit Angabe der Saugleistung pro Sauglanze	39

8. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 19: Summenkurve der Entfrachtung der einzelnen Felder über die Belüftungzeit, unter Annahme, des Nichtvorhandenseins diffuser Emissionen.....	40
Abbildung 20: Jährliche Methanproduktion der einzelnen Modelle bis zum Jahr 2030	45
Abbildung 21: Summendarstellung der Methanproduktion der einzelnen Modelle bis zum Jahr 2030.....	46
Abbildung 22: Methanproduktion aus dem modifizierten Modell von Tabasaran mit den Eingangswerten von 120 und 12 g C/kg FS	49
Abbildung 23: Methanproduktion vom Jahr 2006-2030 aus dem modifizierten Modell von Tabasaran mit den Eingangswerten von 120 und 12 g C/kg FS ...	50
Abbildung 24: Abbaugrad des organischen Kohlenstoffs über einen Betrachtungszeitraum von 60 Jahren.....	51
Abbildung 25: Vergleich der C-Austräge unter anaeroben Bedingungen und unter aeroben belüfteten Zustand.....	53
Abbildung 26: Vergleich der Austräge CH ₄ und CO ₂ unter anaeroben Bedingungen und die umgerechneten Werte aus dem aeroben belüfteten Zustand...	53
Abbildung 27: Einfluss der Belüftung auf den CH ₄ -Austrag.....	55
Abbildung 28: Summendarstellung des CH ₄ -Austrags vom Jahr 2000 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung.....	55
Abbildung 29: Summendarstellung des CH ₄ -Austrags vom Jahr 1971 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung.....	56
Abbildung 30: Einfluss der Belüftung auf den CO ₂ -Austrag.....	56
Abbildung 31: Summendarstellung des CO ₂ -Austrags vom Jahr 2000 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung.....	57
Abbildung 32: Summendarstellung des CO ₂ -Austrags vom Jahr 1971 bis 2030 unter Einfluss der Belüftung.....	57
Abbildung 33: Summendarstellung des Einflusses der Belüftung auf den Kohlenstoff bezogen auf ein Kilogramm Feuchtsubstanz.....	59
Abbildung 34: Darstellung des maximalen Einflussbereiches einer Sauglanze im Deponiekörper.....	60
Abbildung 35: CH ₄ -Austrag für die Zeiträume 1971-2030 (links) und 2005-2030 (rechts), belüftet (1 u. 3) und unbelüftet, und die Variante, wenn nach der Belüftung die Deponie aerob gehalten worden wäre (2 u. 4).....	61
Abbildung 36: CO ₂ -eq für die Zeiträume 1971-2030 (links) und 2005-2030 (rechts), belüftet (1 u. 3) und unbelüftet, und die Variante, wenn nach der Belüftung die Deponie aerob gehalten worden wäre (2 u. 4).....	63
Abbildung 37: Prozentuale Einsparung des Treibhauspotentials für die Zeitabschnitte 1971-2030 und 2005-2030 mit dem erfolgten Belüftungseingriff (1 u. 3) und die Variante, wenn man den Zustand bis in das Jahr 2030 aerob weiterführen würde (2 u. 4).....	64
Abbildung 38: Emissionshandel – Optionen für Unternehmen	66

8. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 39: Entfrachtung bei intensiver und extensiver Belüftung und ihre Tendenz im Feld1 mit Angabe der Saugleistung pro Sauglanze.....	70
Abbildung 40: Einfluss unterschiedlicher Belüftungszeiten auf den CH ₄ -Austrag	72
Anhang 1: Darstellung des Leitungsnetzes für die Intensivbelüftung von Fiorenzuola	A1
Anhang 2: Darstellung des Leitungsnetzes für die Extensivbelüftung von Fiorenzuola	A2
Anhang 3: Entfrachtung C über die gesamte Belüftungsdauer aller 4 Felder.....	A3
Anhang 4: Auflistung verschiedener Ergebnisse der Modellrechnungen bis zu den Jahren 2004, 2030 und 2070.....	A4
Anhang 5: 90%iger Abbaugrad im Jahr 2004.....	A5
Anhang 6: Vergleich der Methanproduktionen von 2006 bis 2030, des modifizierten Modells mit dem Eingangswerten von 120 g C/kg FS und dem Berechnungsanfang 1971 und jenem mit 12 g C/kg FS und dem Berechnungsanfang 2006.....	A6
Anhang 7: Atmungsaktivitäten (nach 4, 10, 21 Tagen) von allen Proben vor und nach der Intensivbelüftung (nach = mit der Bezeichnung R).....	A7

9. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ergebnisse verschiedener Autoren zum Thema Deponiegaspotential; (KRÜMPELBECK, 2000).....	13
Tabelle 2: Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im Restmüll; (ROLLAND et al., 2003).....	13
Tabelle 3: Literatúrauswertung für Abbaufaktoren k bzw. die Halbwertszeit $T_{1/2}$;	14
Tabelle 4: Mittelwerte der gemessenen Konzentrationen für die einzelnen Felder ...	31
Tabelle 5: CO ₂ und C-Entfrachtung der einzelnen Felder (Intensiv und Extensiv) und die Gesamtentfrachtung (* = nicht durchgeführt).....	37
Tabelle 6: Mathematische Modelle zur Berechnung der Deponiegasbildung (eigene Annahmen sind fett gedruckt); (FELLNER et al., 2003; SCHACHERMEYER, 2006).....	43
Tabelle 7: Zeitreihe des biologisch abbaubaren Kohlenstoffs im Restmüll; (ROLLAND et al., 2003).....	44
Tabelle 8: Abbaubare Restmüllzusammensetzung; (NEUMEYER, 1999).....	48
Tabelle 9: Ermittelter TOC und abgeschätzter Corg der einzelnen gut und mittelschwer biologisch abbaubaren Fraktionen; (ROLLAND et al., 2003)	48
Tabelle 10: Berechnung des Verhältnis Corg/TOC aus der Restmüllzusammensetzung	48
Tabelle 11: Entfrachtung unter anaeroben Bedingungen aus dem modifizierten Modell für den Belüftungszeitraum und die aerobe Entfrachtung umgerechnet auf anaerobe Verhältnisse (CH ₄ /CO ₂ = 55/45).....	52
Tabelle 12: Wirkungsradius einer Sauglanze und ihre Entfrachtung.....	60
Tabelle 13: Projektgröße und Gesamt-Transaktionskosten (MICHAELOWA et al., 2002).....	67

10. Literaturverzeichnis

AKWISO, (Hrsg.) (2000):

“Arbeitskreis Wind / Solar“. TU-Berlin. Verfügbar von: <http://emsolar.ee.tu-berlin.de/akwiso/>, Abfragedatum: 13.10.2007.

BAUMELER, A.; BRUNNER, P.H.; FEHRINGER, R.; KISLIAKOVA, A.,
SCHACHERMAYER, E. (1998):

“Reduktion von Treibhausgasen durch Optimierung der Abfallwirtschaft (CH4)“. Schriftenreihe der Energieforschungsgemeinschaft im Verband der E-Werke Österreichs (VEÖ), Wien.

BGBI. Nr. 164/1996 idF. BGBI II Nr. 49/2004:

Verordnung über die obertägige Ablagerung von Abfällen
(Deponieverordnung).

DÖBERL, G.; HUBER, R.; FELLNER, J.; CENCIC, O.; BRUNNER, P.H. (2002):

“Neue Strategien zur Nachsorge von Deponien und zur Sanierung von Altlasten (STRANDEZA)“. Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien.

DOMENIG, M. (1998):

“Nicht gefährliche Abfälle in Österreich - Materialien zum Bundes-Abfallwirtschaftsplan 1998“. Monografie Band 103 des Umweltbundesamtes, Wien.

DÖRRIE, T.; ESCHKÖTTER, H.; STRUVE, M.; SPILLMANN, P. (2006):

“Anwendungen der Erkenntnisse auf die Praxis der Abfallwirtschaft und des Trinkwasserschutzes“. In: Spillmann, P.; Dörrie, T.; Struve, M (Hrsg.): Langzeitgefährdung der Trinkwasservorkommen durch Abfalldeponien, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 139, Erich Schmid Verlag, Braunschweig.

DREES, T. (2000):

“Beschleunigter Stoffaustrag aus Reaktordeponien, Diss. an der RWTH Aachen.

EG, (Hrsg.) (2005):

“Die EU im Einsatz gegen den Klimawandel“. Europäische Kommission - Generaldirektion Umwelt. Verfügbar von: http://ec.europa.eu/environment/climat/pdf/emission_trading3_de.pdf, Abfragedatum: 16.10.2007

EHRIG, H. J. (1986):

“Untersuchungen zur Gasproduktion aus Hausmüll“. Müll und Abfall, 5: 173-183.

ENERGIEAGENTUR NRW, (Hrsg.) (2005):

“Joint Impementation“, Energieagentur NWR. Verfügbar von: <http://www.ea-nrw.de/emissionshandel/page.asp?TopCatID=&CatID=4385&RubrikID=4385>, Abfragedatum: 16.10.2007.

- ENGEL, B. (1998):
"Untersuchungen der Huminsäure mit Hilfe von pH-Titrationen". Diplomarbeit an der Fakultät für Chemie, Bielefeld.
- FARQUHAR, G. H.; ROVERS, F. A. (1973):
"Gas production during refuse decomposition". Water, Air & Soil Pollution, 2. Springer Netherlands.
- FELLNER, J.; SCHÖNGRUNDNER, P.; BRUNNER, P.H. (2003):
"Methanemissionen aus Deponien – Bewertung von Messdaten". Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien.
- FRANZIUS, V. (1982):
"Gashaushalt von Deponien - Einführung in die Thematik". Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen der TU Braunschweig, Heft 33.
- HANERT, H. (1991):
"Ökologische Regulationsmechanismen bei der Abfallbeseitigung in der Natur und ihre Übertragung auf die Aufbereitung fester Siedlungsabfälle vor der Deponierung", Alternanz – Verfahrenstechnik, in Arbeitsgemeinschaft Müllkonzept ohne Verbrennung (Hrsg.): Kalte Restmüllbehandlung – eine realistische Alternative, Tagungsband zu einem Hearing in Ludwigsburg.
- HEYER, K.U. (2003):
"Emissionsreduzierung in der Deponienachsorge". Hamburger Berichte, Bd. 21. Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.
- IPCC (2001):
"The Scientific Basis". Climate Change 2001 Working Group I.
Verfügbar von: http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/index.htm,
Abfragedatum: 04.10.2007.
- JANKE, H.D. (2002):
"Umweltbiotechnik". Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- KRÜMPPELBECK, I (2000):
"Untersuchungen zum langfristigen Verhalten von Siedlungsabfalldeponien". Dissertation an der Bergischen Universität Wuppertal.
- LfUBW, (Hrsg.) (1992):
"Der Deponiegashaushalt in Altablagerungen". Ingenieurgruppe RUK Projektplanung und Forschung für Abfallwirtschaft Deponietechnik und Altlastensanierung. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Berichtsreihe: Materialien zur Altlastenbearbeitung, Bd.10, Stuttgart.
- LfUG, (Hrsg.) (2000):
"Mikrobiologische Sanierungsverfahren", Materialien zur Altlastenbehandlung Nr. 1/2000. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie. Verfügbar von: http://www.umwelt.sachsen.de/lfug/documents/mza1_00.pdf, Abfragedatum: 01.10.2007.
- MACHAT, M.; WERNER, K. (2007):
"Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix". Umweltbundesamt Dessau. Verfügbar von: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/dateien/3195.htm>, Abfragedatum: 16.10.2007.

- MAURER, K.; WINKLER, J.P. (1982):
"Biogas - Theoretische Grundlagen, Bau und Betrieb von Anlagen".
2. Auflage, C.F.Müller Verlag, Karlsruhe.
- MICHAELOWA, A.; STRONZIK, M. (2002):
"Transaction costs of the Kyoto Mechanisms". Hamburgisches Welt-
Wirtschafts -Archiv, HWWA Discussion Paper 175, Hamburg.
- MUDRACK, K.; KUNST, S. (1985):
"Biologie der Abwasserreinigung". Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.
- NEUMEYER, S. (1999):
"Einfluß der mechanisch-biologischen Behandlung auf die Nachsorgephase
einer Deponie". Institut für Wassergüte und Abfallwirtschaft, TU-Wien.
- ÖNORM S 2123-1:
Probenahmepläne für Abfälle – Beprobung von Haufen.
- PRANTL, R. (2007):
"Entwicklung der organischen Substanz im Zuge der In-Situ Belüftung von
Deponien". Dissertation am Institut für Abfallwirtschaft, Universität für
Bodenkultur, Wien.
- PRANTL, R.; TESAR, M.; HUBER-HUMER, M.; HEIß-ZIEGLER, C. (2006):
"Technischer Leitfaden: In-Situ Aerobisierung von Altablagerungen". Verfügbar
von: <http://interland.arcs.ac.at/extranet/interland/publikat.htm>, Abfragedatum:
08.10.2007.
- RETTENBERGER, G.; BOJAHR, A.; GOUVERNEUR, U.; HANß, C.; SCHREIER, W.;
SIMON, J.; STÖHR, R. (1995):
"Betriebsleiterhandbuch Deponiegas". Herausgegeben von Ingenieurgruppe
RUK und Umweltanalytik RUK GmbH, Stuttgart und Trier.
- RETTENBERGER, G.; MEZGER, H. (1992):
"Der Deponiehaushalt in Altablagerungen-Leitfaden Deponiegas, Materialien
zur Altlastenbearbeitung". Bd. 10, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-
Württemberg.
- RITZKOWSKI, M. (2005):
"Beschleunigte aerobe in-situ Stabilisierung von Altdeponien". Hamburger
Berichte; Bd. 26, Verlag Abfall aktuell, Stuttgart.
- ROLLAND, C.; SCHEIBENGRAF, M. (2003):
"Biologisch abbaubarer Kohlenstoff im Restmüll". Umweltbundesamt,
Bericht 238, Wien.
- SCHACHERMEYER, E. (2006):
"Vergleich und Evaluierung verschiedener Modelle zur Berechnung der
Methanemissionen aus Deponien". Umweltbundesamt GmbH, Wien. Verfügbar
von: <http://www.umwelt.net.at/article/articleview/44651/1/6943/>
Abfragedatum: 04.10.2007.

SPILLMANN, P. (2006):

“Modellgesetze zur Umrechnung der Ergebnisse auf unterschiedliche Großausführungen“. In: Spillmann, P.; Dörrie, T.; Struve, M (Hrsg.): Langzeitgefährdung der Trinkwasservorkommen durch Abfalldeponien, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 139, Erich Schmid Verlag, Braunschweig.

STACHOWITZ, W.H. (2004):

“Berechnung oder Abschätzungen von Gasproduktionsmengen-Gasprognose“. DAS-IB GmbH. Verfügbar von: <http://www.das-ib.de/> , Abfragedatum: 01.10.2007.

STACHOWITZ, W.H.; ENTFELLNER, G. (2006):

“Anerkannte CDM-und JI-Projekte aus der Entsorgungswirtschaft“. DAS-IB GmbH LFG-& Biogas-Technology. Verfügbar von: http://www.umweltbundesamt.de/abfallwirtschaft/sonderabfall/dokumente/10Stachowitz_BDE.pdf, Abfragedatum: 16.10.2007.

STEGMANN, R.; HEYER, K,U; HUPE, K.; KOOP, A. (2005):

“Neue Erfahrungen mit der Belüftung und der Übersaugung von Deponien zur Steuerung des Gashaushalts“. Deponiegas 2005. Verlag Abfall aktuell, Stuttgart, 191-212. Verfügbar von: <http://www.ifas-hamburg.de/pdf/deponiebelueftung2005.pdf>, Abfragedatum: 08.10.2007.

TABASARAN, O.; RETTENBERGER, G. (1987):

“Grundlage zur Planung von Entgasungsanlagen“. Müllhandbuch. Erich Schmidt Verlag, Berlin.

THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (1985):

“Kompostierung von Abfällen 1“. EF-Verlag für Energie- und Umwelttechnik GmbH, Berlin.

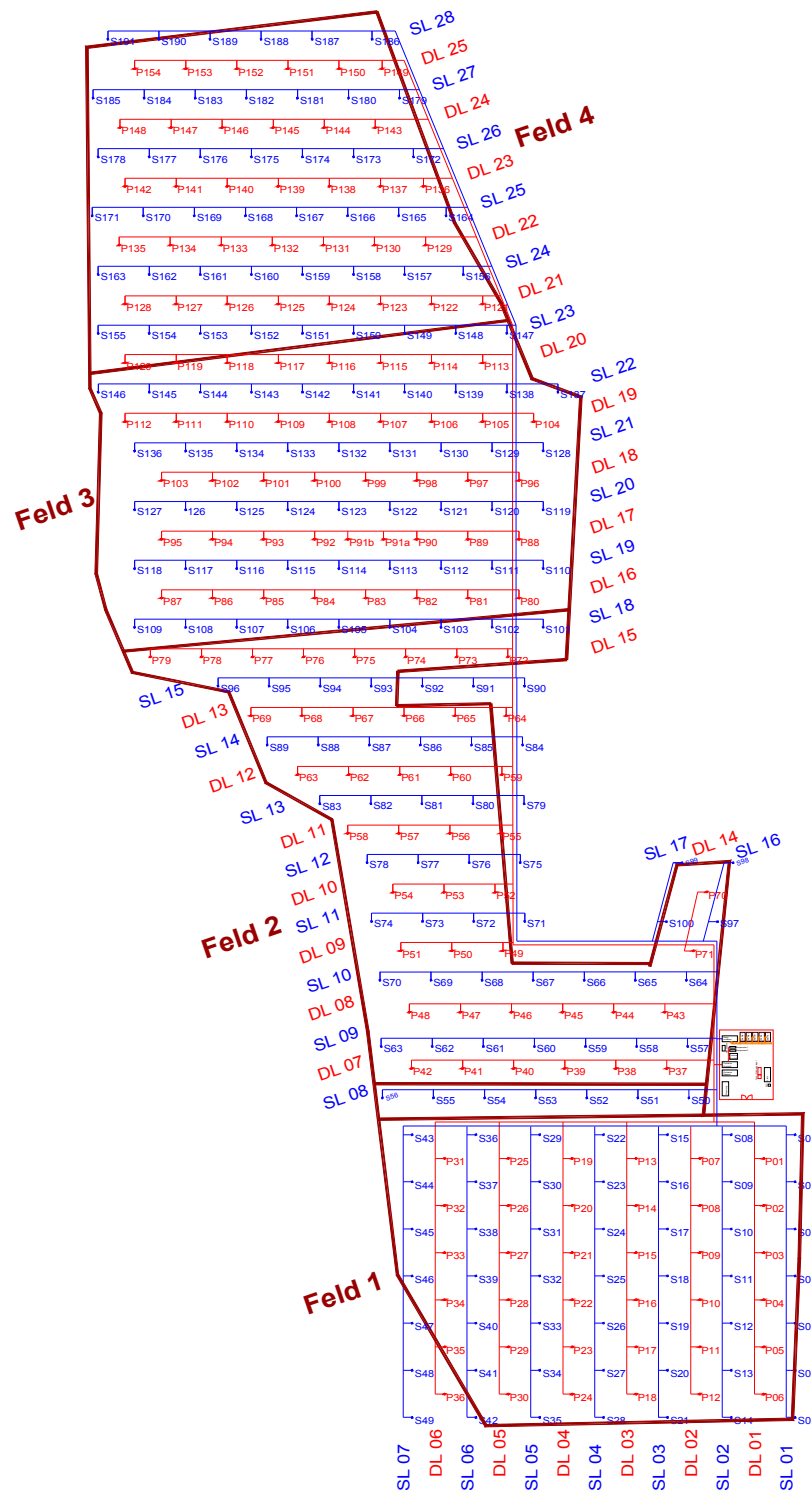
UBA, (Hrsg.) (2006):

“Austria's Annual National Greenhouse Gas Inventory 1990-2004“. Umweltbundesamt GmbH. Wien. Verfügbar von: <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0007.pdf>, Abfragedatum: 04.10.2007.

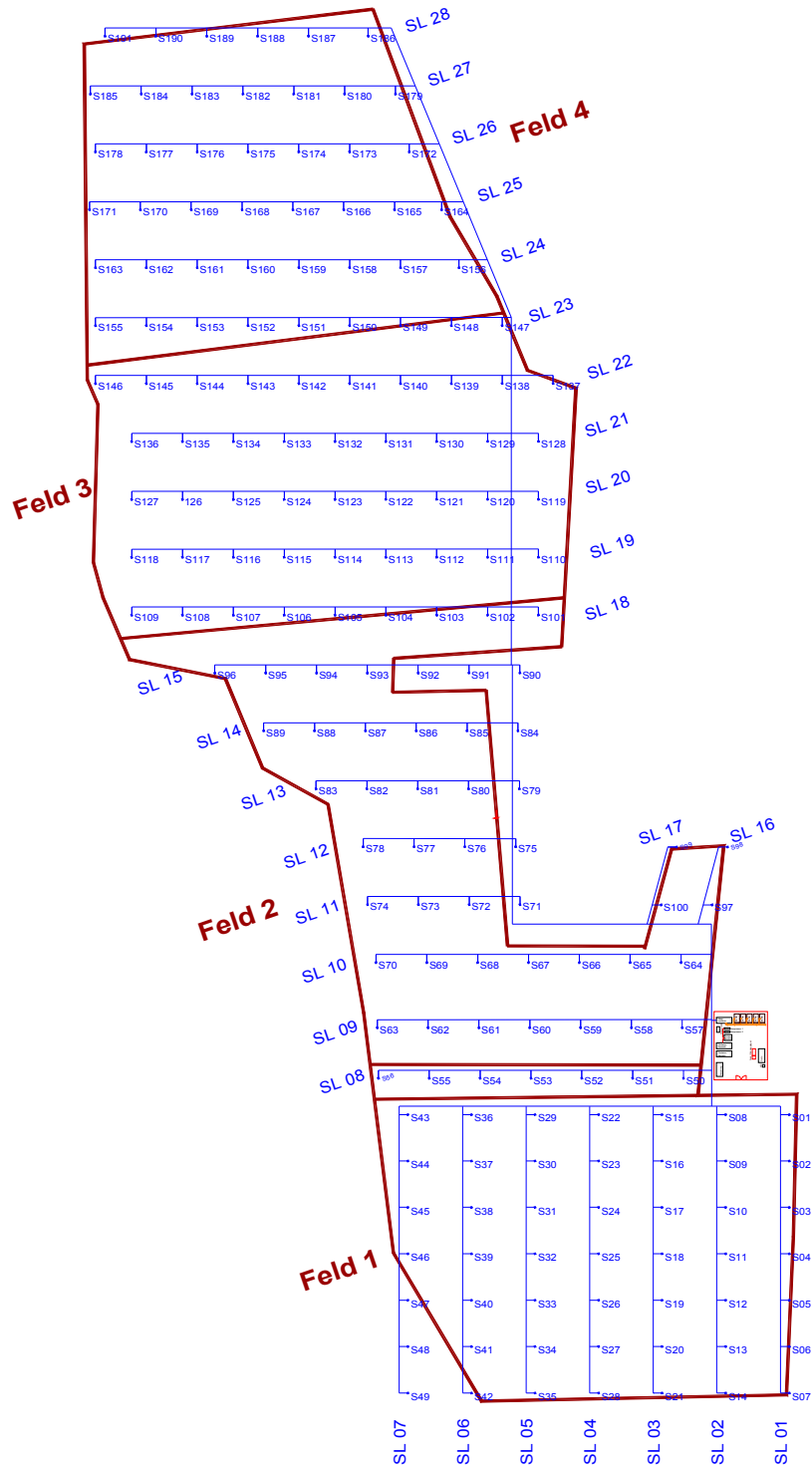
UBA, (Hrsg.) (2007):

“Verdachtsflächenkataster und Altlastenatlas“. Umweltbundesamt GmbH. Wien. Verfügbar von: <http://www.ubavie.gv.at/fileadmin/site/publikationen/REP0098.pdf>, Abfragedatum: 04.10.2007.

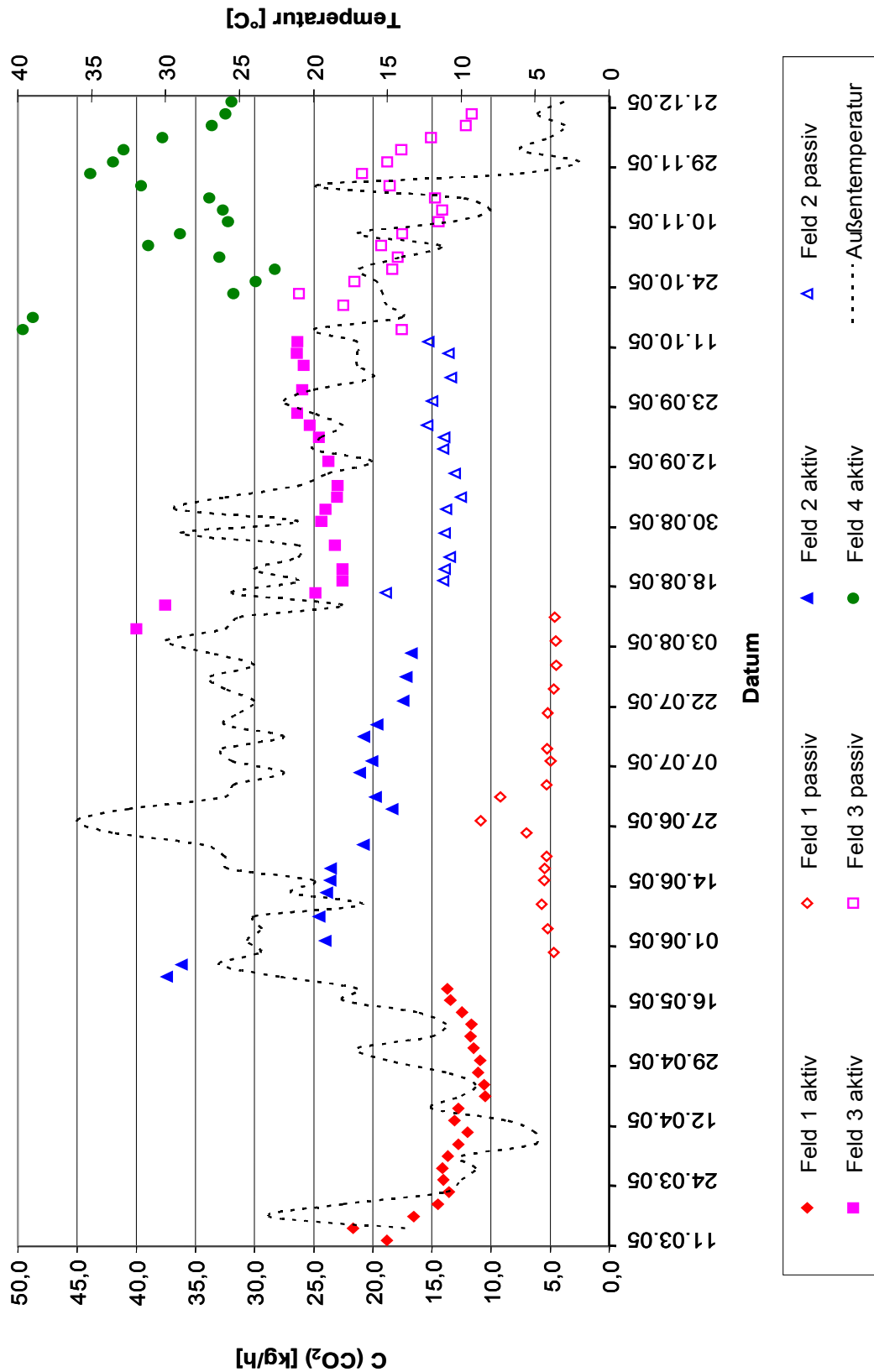
11. Anhang



Anhang 1: Darstellung des Leitungsnetzes für die Intensivbelüftung von Fiorenzuola



Anhang 2: Darstellung des Leitungsnetzes für die Extensivbelüftung von Fiorenzuola



Anhang 3: Entfrachtung C über die gesamte Belüftungsdauer aller 4 Felder

	Bis zum Jahr:	Produzierte Deponiegas- Menge [Nm³/a]	Auf- summierte Deponiegas- Menge [Nm³]	spezifische Gasproduk- tion [Nm³/h]	Flächen- volumen- strom [l/(m²·h)]										
		Methan- produktion [Mg/a]	Summe Methan- produktion [Mg]	Methan- produktion [kg/h]	Kohlen- dioxid produktion [Mg/a]	Summe Kohlen- dioxid produktion [Mg]	Kohlen- dioxid produktion [kg/h]	Kohlenstoff- austrag C(CH4) [Mg/a]	Kohlenstoff- austrag C(CO2) [Mg/a]	Kohlenstoff- austrag Gesamt C [Mg/a]	Summe Kohlenstoff- austrag [Mg]				
Tabasaran modifiziert	2004	145.052	15.343.852	16,6	0,16	57,0	6.033	6,5	128	13.563	14,6	42,8	35,0	77,7	8.224
	2030	15.247	16.778.039	1,7	0,02	6,0	6.597	0,7	13	14.831	1,5	4,5	3,7	8,2	8.993
	2070	476	16.941.232	0,1	0,00	0,2	6.661	0,0	0	14.975	0,0	0,1	0,1	0,3	9.080
Tabasaran - Modell	2004	222.631	25.936.578	25,4	0,24	87,5	10.198	10,0	197	22.926	22,5	65,7	53,7	119,3	13.901
	2030	20.304	28.033.706	2,3	0,02	8,0	11.023	0,9	18	24.780	2,0	6,0	4,9	10,9	15.025
	2070	510	28.238.874	0,1	0,00	0,2	11.103	0,0	0	24.961	0,1	0,2	0,1	0,3	15.135
Ehrig - Modell	2004	71.386	15.049.892	8,1	0,08	28,1	5.918	3,2	63	13.303	7,2	21,1	17,2	38,3	8.066
	2030	7.722	15.476.809	0,9	0,00	0,8	6.101	0,1	2	13.715	0,2	0,6	0,5	1,0	8.316
	2070	7	15.528.543	0,0	0,00	0,0	6.106	0,0	0	13.726	0,0	0,0	0,0	0,0	8.323
Schweizer - Modell	2004	287.103	19.501.957	32,8	0,31	112,9	7.668	12,9	254	17.238	29,0	84,7	69,2	153,9	10.452
	2030	103.755	22.293.491	11,8	0,06	21,6	9.058	2,5	49	20.363	5,5	16,2	13,2	29,4	12.347
	2070	4.312	23.807.538	0,5	0,00	1,7	9.361	0,2	4	21.044	0,4	1,3	1,0	2,3	12.760
IPCC - Modell Tier 2	2004	114.848	15.145.072	13,1	0,13	45,2	5.955	5,2	102	13.387	11,6	33,9	27,7	61,6	8.117
	2030	23.553	16.022.146	2,7	0,01	3,4	6.356	0,4	8	14.288	0,9	2,6	2,1	4,7	8.664
	2070	167	16.246.825	0,0	0,00	0,1	6.388	0,0	0	14.361	0,0	0,0	0,0	0,1	8.708

	Bis zum Jahr:	Methanproduktion			Kohlendioxidproduktion			C- Austrag anaerob			
		Methan- produktion [Mg/a]	Summe Methan- produktion [Mg]	Methan- produktion [kg/h]	Kohlen- dioxid produktion [Mg/a]	Summe Kohlen- dioxid produktion [Mg]	Kohlend- ioxid produktion [kg/h]	Kohlenstoff- austrag C(CH4) [Mg/a]	Kohlenstoff- austrag C(CO2) [Mg/a]	Kohlenstoff- austrag Gesamt C [Mg/a]	Summe Kohlenstoff- austrag [Mg]
Tabasaran modifiziert	2004	57,0	6.033	6,5	128	13.563	14,6	42,8	35,0	77,7	8.224
	2030	6,0	6.597	0,7	13	14.831	1,5	4,5	3,7	8,2	8.993
	2070	0,2	6.661	0,0	0	14.975	0,0	0,1	0,1	0,3	9.080
Tabasaran - Modell	2004	87,5	10.198	10,0	197	22.926	22,5	65,7	53,7	119,3	13.901
	2030	8,0	11.023	0,9	18	24.780	2,0	6,0	4,9	10,9	15.025
	2070	0,2	11.103	0,0	0	24.961	0,1	0,2	0,1	0,3	15.135
Ehrig - Modell	2004	28,1	5.918	3,2	63	13.303	7,2	21,1	17,2	38,3	8.066
	2030	0,8	6.101	0,1	2	13.715	0,2	0,6	0,5	1,0	8.316
	2070	0,0	6.106	0,0	0	13.726	0,0	0,0	0,0	0,0	8.323
Schweizer - Modell	2004	112,9	7.668	12,9	254	17.238	29,0	84,7	69,2	153,9	10.452
	2030	21,6	9.058	2,5	49	20.363	5,5	16,2	13,2	29,4	12.347
	2070	1,7	9.361	0,2	4	21.044	0,4	1,3	1,0	2,3	12.760
IPCC - Modell Tier 2	2004	45,2	5.955	5,2	102	13.387	11,6	33,9	27,7	61,6	8.117
	2030	3,4	6.356	0,4	8	14.288	0,9	2,6	2,1	4,7	8.664
	2070	0,1	6.388	0,0	0	14.361	0,0	0,0	0,0	0,1	8.708

Anhang 4: Auflistung verschiedener Ergebnisse der Modellrechnungen bis zu den Jahren 2004, 2030 und 2070

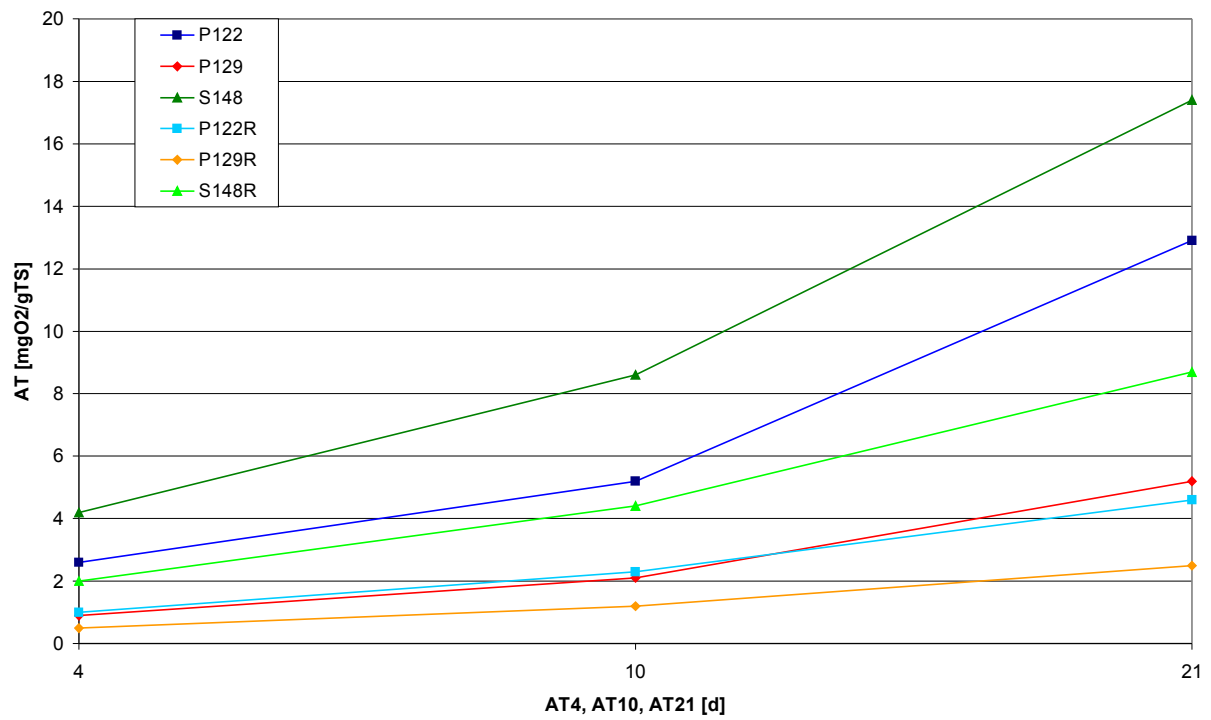
11. Anhang

Jahr	Kohlenstoff -austrag Gesamt C [Mg/a]	Kohlenstoff- austrag summiert [Mg]	Abbaugrad [%]
1971	31,4	31,4	0,3
1972	60,2	91,6	1,0
1973	105,5	197,1	2,2
1974	153,3	350,3	3,9
1975	203,4	553,7	6,1
1976	249,3	803,0	8,8
1977	291,4	1094,4	12,1
1978	330,1	1424,5	15,7
1979	396,9	1821,4	20,1
1980	458,2	2279,6	25,1
1981	501,8	2781,4	30,6
1982	523,0	3304,4	36,4
1983	479,6	3784,0	41,7
1984	439,8	4223,7	46,5
1985	403,3	4627,0	51,0
1986	369,8	4996,8	55,0
1987	339,1	5336,0	58,8
1988	311,0	5646,9	62,2
1989	285,2	5932,1	65,3
1990	261,5	6193,6	68,2
1991	239,8	6433,4	70,9
1992	219,9	6653,3	73,3
1993	201,6	6854,9	75,5
1994	184,9	7039,8	77,5
1995	169,6	7209,4	79,4
1996	155,5	7364,9	81,1
1997	142,6	7507,4	82,7
1998	130,7	7638,2	84,1
1999	119,9	7758,1	85,4
2000	109,9	7868,0	86,7
2001	100,8	7968,9	87,8
2002	92,5	8061,3	88,8
2003	84,8	8146,1	89,7
2004	77,7	8223,8	90,6
2005	71,3	8295,1	91,4
2006	65,4	8360,5	92,1
2007	59,9	8420,4	92,7
2008	55,0	8475,4	93,3
2009	50,4	8525,8	93,9
2010	46,2	8572,1	94,4

Anhang 5: 90%iger Abbaugrad im Jahr 2004

	Cabb 120 g/kg FS	Cabb 12 g/kg FS
Jahr	Methan- produktion [Mg/a]	Methan- produktion [Mg/a]
2006	48,0	46,1
2007	44,0	42,3
2008	40,3	38,8
2009	37,0	35,5
2010	33,9	32,6
2011	31,1	29,9
2012	28,5	27,4
2013	26,2	25,1
2014	24,0	23,0
2015	22,0	21,1
2016	20,2	19,4
2017	18,5	17,8
2018	17,0	16,3
2019	15,5	14,9
2020	14,3	13,7
2021	13,1	12,6
2022	12,0	11,5
2023	11,0	10,6
2024	10,1	9,7
2025	9,2	8,9
2026	8,5	8,1
2027	7,8	7,5
2028	7,1	6,9
2029	6,5	6,3
2030	6,0	5,8
Summe	512	492
Differenz	20	

Anhang 6: Vergleich der Methanproduktionen von 2006 bis 2030, des modifizierten Modells mit dem Eingangswerten von 120 g C/kg FS und dem Berechnungsanfang 1971 und jenem mit 12 g C/kg FS und dem Berechnungsanfang 2006.



Anhang 7: Atmungsaktivitäten (nach 4, 10, 21 Tagen) von allen Proben vor und nach der Intensivbelüftung (nach = mit der Bezeichnung R)