

# Gegenüberstellung von Emissionen aus geschlossenen und offenen Kompostierungsanlagen

Carsten Cuhls, Birte Mähl und Joachim Clemens

1.	Ergebnisse von Emissionsmessungen aus der Bioabfallkompostierung .....	367
2.	Ableitung von Potenzialen und Maßnahmen zur Emissionsminderung.....	375
2.1.	Stand der Technik und gute fachliche Praxis .....	375
2.2.	Maßnahmen der Emissionsreduzierung.....	376
2.2.1.	Betriebliche und betriebstechnische Maßnahmen .....	376
2.3.	Spezifische Emissionsfaktoren für Methan (CH <sub>4</sub> ) in Abhängigkeit von der Porengaskonzentration .....	382
3.	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen .....	384
4.	Literatur .....	385

## 1. Ergebnisse von Emissionsmessungen aus der Bioabfallkompostierung

Die Ergebnisse der zahlreich durchgeführten Emissionsmessungen im Rahmen von zwei F&E Projekten für das Umweltbundesamt (FKZ 206 33 326 und FKZ 3709 44 320: Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen) bilden die Datengrundlage für die Ermittlung der nachstehenden Emissionsfaktoren.

Die ermittelten Wertebereiche (Min – Max) und die für die weiteren Berechnungen herangezogenen Mittelwerte und Medianwerte der Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von dem Verfahrenstyp zeigen Tabelle 1. Zusätzlich zu der Differenzierung nach dem Verfahrenstyp wird der Teilabluftstrom aus der Anlieferung und Aufbereitung, der in allen Anlagentypen enthalten ist, separat herausgestellt. Für die Kompostierungsanlagen (KOA) erfolgt die Unterscheidung in die Emissionen aus der Herstellung von Frischkompost und Fertigkompost. Die Emissionsmessungen haben darüber hinaus gezeigt, dass für das Emissionsverhalten von Vergärungsanlagen insbesondere die Emissionen aus der Separation und Bereitstellung des Gärrückstandes sowie die Emissionen aus der Nachrotte, die entweder geschlossen mit aktiver Belüftung oder offen in Tafelmieten stattfinden, ausschlaggebend sind. Die Werte wurden unter den jeweils praxisüblichen Betriebsbedingungen ermittelt.

Für die Ableitung der Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von dem Verfahren bzw. von der Behandlungstechnik werden die Verfahrenstypen wie folgt differenziert bzw. zusammengefasst (Tabelle 1):

Tabelle 1: Ableitung von Emissionsfaktoren und Ermittlung der CO<sub>2</sub>-Äquivalente für Kompostierungsanlagen in Abhängigkeit von der eingesetzten Behandlungstechnik – Emissionsfaktoren während des Behandlungsprozesses (Prozess)

	Emissionsfaktoren					CO <sub>2</sub> -Äq.
	Ges.-C	CH <sub>4</sub>	NM VOC	NH <sub>3</sub>	N <sub>2</sub> O	(AR4)
	g/t	g/t	g/t	g/t	g/t	kg/t
<b>[1] Anlieferung und Aufbereitung (Anl + Aufb)</b>						
Wertebereich (Min – Max)	47 – 290	18 – 240	34 – 150	3,8 – 7,4	1,4 – 31	0,86 – 15
Mittelwert	170	140	86	5,6	14	7,6
Median	170	150	78	5,6	12	7,1
Anzahl der Beispielanlagen	2	2	2	1	2	2
Anzahl der Messphasen	4	4	4	2	4	4
<b>[2] geschlossene Kompostierungsanlagen (Frischkompost) (KOA g (FrischK))</b>						
Wertebereich (Min – Max)	110 – 1.200	150 – 1.500	2,5 – 110	15 – 120	18 – 200	9,2 – 88
Mittelwert	470	630	49	60	87	42
Median	440	450	56	42	79	35
Anzahl der Beispielanlagen	4	4	4	3	4	4
Anzahl der Messphasen	7	7	7	5	7	7
<b>[3] geschlossene Kompostierungsanlagen (Fertigkompost) (KOA g (FertigK))</b>						
Wertebereich (Min – Max)	30 – 9.300	50 – 11.000	0,65 – 1.100	3,4 – 93	7,7 – 300	5,6 – 360
Mittelwert	2.300	2.500	390	32	77	86
Median	690	790	95	15	41	36
Anzahl der Beispielanlagen	3	3	3	3	3	3
Anzahl der Messphasen	6	6	6	4	6	6
<b>[4] Teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (Fertigkompost) (KOA tg (FertigK))</b>						
Wertebereich (Min – Max)	720 – 4.400	830 – 4.800	100 – 750	16 – 61	43 – 150	38 – 170
Mittelwert	2.800	3.000	470	38	92	100
Median	1.000	1.200	140	23	62	54
Anzahl der Beispielanlagen	4	4	4	3	4	4
Anzahl der Messphasen	7	7	7	5	7	7
<b>[5] Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen (KOA sM)</b>						
Wertebereich (Min – Max)	250 – 770	200 – 500	100– 400	5 – 50	10 – 50	8,0 – 27
Mittelwert	530	300	300	10	16	12
Median	530	300	300	10	16	12
Anzahl der Beispielanlagen	1	1	1	1	1	1
Anzahl der Messphasen	1	1	1	1	1	1
<b>[6] offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün))</b>						
Wertebereich (Min – Max)	740 – 4.800	730 – 5.500	190 – 690	12 – 1.400	2,1 – 270	30 – 150
Mittelwert	2.400	2.700	370	450	79	91
Median	1.700	1.800	370	370	53	97
Anzahl der Beispielanlagen	5	5	5	5	5	5
Anzahl der Messphasen	11	11	11	11	11	11
<b>[7] offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün))</b>						
Wertebereich (Min – Max)	610 – 9.500	540 – 12.000	200 – 500	1,1 – 340	17 – 60	19 – 300
Mittelwert	3.700	4.300	490	170	31	120
Median	2.300	2.400	490	170	24	73
Anzahl der Beispielanlagen	4	4	4	3	4	4
Anzahl der Messphasen	4	4	4	3	4	4

[1] Anl + Aufb	Anlieferung und Aufbereitung
[2] KOA g (FrischK)	geschlossene Kompostierungsanlagen; Rotte bis zur Herstellung von Frischkompost
[3] KOA g (FertigK)	geschlossene Kompostierungsanlagen; Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost
[4] KOA tg (FertigK)	teilgeschlossene Kompostierungsanlagen; Kombination von geschlossener Hauptrotte und anschließender offener Nachrotte; Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost
[5] KOA sM	Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen und aktiver Belüftung; Rotte bis zur Herstellung von Fertigkompost
[6] KOA o (Bio+Grün)	offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung; Rotte von Bioabfällen unter Zugabe von Grünabfällen zur Erhöhung des Strukturanteils bis zur Herstellung von Fertigkompost
[7] KOA o (Grün)	offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung; Rotte von Grünabfällen bis zur Herstellung von Fertigkompost

### [1] Anlieferung und Aufbereitung (Anl + Aufb)

Die Emissionsfaktoren für den Teilabluftstrom *Anlieferung und Aufbereitung (Anl+Aufb)* basieren auf Emissionsmessungen in den Anlagen KOA tg 02 und KOA g 2.

Die Anlage **KOA tg 02** zeichnet sich in dieser Betriebseinheit durch vergleichsweise hohe Emissionsfaktoren mit durchschnittlich 230 g Methan und 20 g Lachgas je t verwertete Bio- und Grünabfälle aus. Die hohen Emissionen sind auf eine permanente Materialbevorratung in den gekapselten Bereichen Anlieferhalle und mechanische Aufbereitung zurückzuführen, in denen sowohl Frischmaterial als auch Strukturmaterial zwischengelagert wird.

Die Anlage **KOA g 2** weist hingegen deutlich niedrigere Werte auf. Während der Messphase 06.2008 mit Emissionsfaktoren in Höhe von 18 g Methan und 1,4 g Lachgas je t erfolgte je Arbeitstag ein vollständiger Materialdurchsatz. Während der Messphase 01.2008 wurden Restmengen an frischen Bio- und Grünabfällen über Nacht bis zum nächsten Morgen in der Anlieferhalle zwischengelagert, was bereits eine Erhöhung der Emissionen auf 64 g Methan und 14 g Lachgas je t bewirkte.

Die Emissionsfaktoren für den Teilabluftstrom *Anlieferung und Aufbereitung* liegen im Mittel bei: **Methan 140 g/t, Ammoniak 5,6 g/t und Lachgas 14 g/t**. Diese Werte liegen etwa um den Faktor zwei höher als bei MBA-Anlagen [2], berücksichtigen aber die teilweise längere Lagerung im Anlieferungsbereich vor der Aufbereitung.

### [2] bis [4] Geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (KOA g, KOA tg)

Die Emissionsfaktoren für die Verfahrensgruppe *geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen (KOA g, tg)* basieren auf Emissionsmessungen in Anlagen mit weitgehend guter fachlicher Praxis. Die herangezogenen Messergebnisse beziehen sich auf die Anlagen **KOA g 1 und 2** sowie **KOA tg 01, 02, 1 und 2**. Die Emissionsfaktoren für die Herstellung von Fertigkompost umfassen die Bereiche Anlieferung und mechanische Aufbereitung sowie Hauptrotte mit dem Ziel der Hygienisierung und Nachrotte zur Stabilisierung des Kompostmaterials. Für die Herstellung von Frischkompost findet die biologische Behandlung lediglich in Form der Hauptrotte statt, so dass die Emissionsfaktoren für Methan und Ammoniak rund 80 % und für Lachgas etwa 20 % der Emissionsfaktoren von Fertigkomposten betragen.

Bei der **KOA g 3** lagen während der Emissionsmessungen erhebliche Prozessstörungen vor, die insbesondere auf sehr hohe Wassergehalte in den Rottemieten zurückzuführen sind. Mit steigendem Wassergehalt verringert sich das Luftporenvolumen in den Mieten, so dass sowohl die Luftdurchlässigkeit in der Holzhäckselschicht als auch die Belüftung der Rottemieten unzureichend ist. Die in der KOA g 3 unter diesen Randbedingungen ermittelten Emissionsfaktoren, insbesondere für Methan in Höhe von 11.000 g/t und Lachgas bis zu 300 g/t, stellen damit mögliche Werte dar, die in Kompostierungsanlagen mit rein aeroben Verfahren bei Fehlsteuerung erreicht werden können, wobei darauf hinzuweisen ist, dass diese Werte weit außerhalb einer guten fachlichen Praxis liegen.

#### **KOA g (FrischK)**

Die Emissionsfaktoren für das Kompostierungsverfahren *Geschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Frischkompost (geschlossene Hauptrotte)* liegen im Mittel bei: **Methan 630 g/t, Ammoniak 60 g/t und Lachgas 87 g/t.**

#### **KOA g (FertigK)**

Die Emissionsfaktoren für das Kompostierungsverfahren *Geschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Fertigkompost (geschlossene Hauptrotte und geschlossene Nachrotte)* liegen im Mittel bei: **Methan 2.500 g/t, Ammoniak 32 g/t und Lachgas 77 g/t.**

#### **KOA tg (FertigK)**

Die Emissionsfaktoren für das Kompostierungsverfahren *Teilgeschlossene Kompostierungsanlagen bis zur Herstellung von Fertigkompost (geschlossene Hauptrotte und offene Nachrotte)* liegen im Mittel bei: **Methan 3.000 g/t, Ammoniak 38 g/t und Lachgas 92 g/t.**

### **[5] Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen (KOA sM)**

Die Emissionsfaktoren für die *Kompostierungsanlagen mit semipermeablen Membranen* beziehen sich auf die Emissionsmessungen in der KOA sM 2. In der Anlage KOA sM 2 werden gemischte Bio- und Grünabfälle über einen Zeitraum von sieben bis acht Wochen in insgesamt bis zu 12 druckbelüfteten Mieten unterschiedlichen Rottealters kompostiert, die jeweils mit einer semipermeablen Membran abgedeckt sind. Die einzelnen Mieten werden nach der sechsten Rottwoche umgesetzt. Die Kompostierung findet hier in Form von druckbelüfteten Trapezmieten statt.

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren *Kompostierung unter semipermeabler Membran (KOA sM)* inklusive der Emissionen aus der Anlieferung und Aufbereitung betragen im Mittel: **Methan 300 g/t, für Ammoniak 10 g/t und für Lachgas 16 g/t.**

### **[6] Offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün))**

Emissionsmessungen an offenen Kompostierungsanlagen, in denen gemischte Bio- und Grünabfälle verwertet werden, wurden im Rahmen der vorliegenden Projekte in insgesamt 5 Beispielanlagen anhand von insgesamt 11 Messphasen zu unterschiedlichen Jahreszeiten durchgeführt.

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren *Offene Kompostierungsanlagen mit Bio- und Grünabfallverwertung (KOA o (Bio+Grün))* für die Anlieferung und Aufbereitung sowie den Rotteprozess bis zur Herstellung von Fertigkompost liegen im Mittel bei: **Methan 2.700 g/t, Ammoniak 450 g/t und Lachgas 79 g/t.**

**[7] Offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün))**

Die Emissionsmessungen an offenen Kompostierungsanlagen mit reiner Grünabfallverwertung wurden im Rahmen der vorliegenden Projekte in insgesamt 4 Beispielanlagen, die jeweils einmal gemessen wurden, durchgeführt.

Die Emissionsfaktoren für das Verfahren *Offene Kompostierungsanlagen mit Grünabfallverwertung (KOA o (Grün))* für die Anlieferung und Aufbereitung sowie den Rotteprozess bis zur Herstellung von Fertigkompost werden angesetzt mit: **Methan 4.300 g/t, Ammoniak 170 g/t und Lachgas 31 g/t.**

Die folgenden Bilder zeigen die ermittelten Emissionsfaktoren für Methan, Lachgas und Ammoniak sowie die ermittelten Kohlendioxidäquivalente gegliedert in:

**Mittelwerte und Wertebereiche (Min – Max), siehe Bild 1 bis Bild 4**

**Median und Wertebereiche (Min – Max), siehe Bild 5 bis Bild 8**

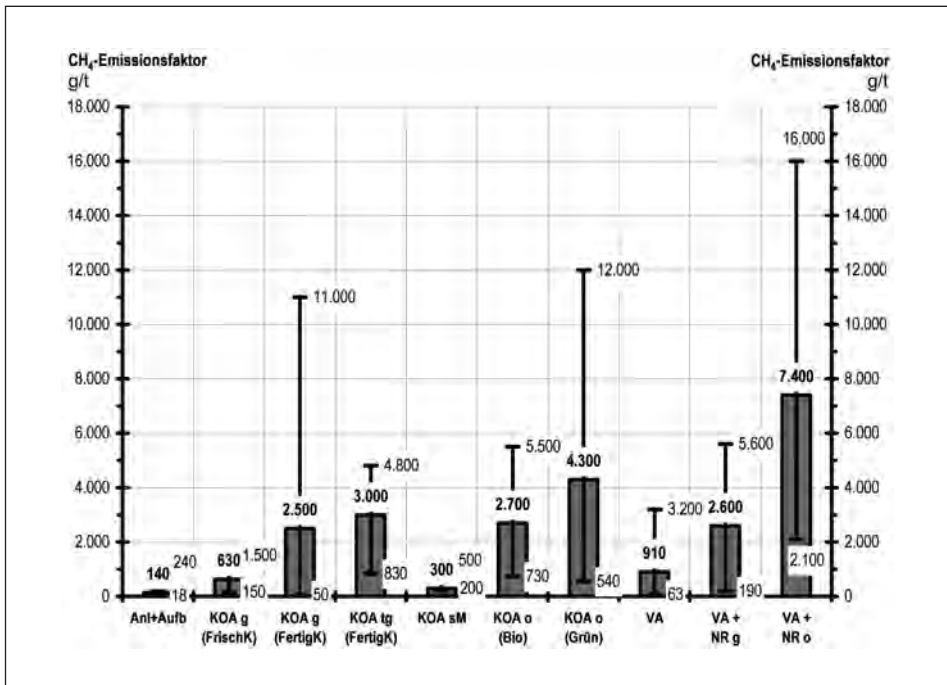


Bild 1: Methanemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min – Max)

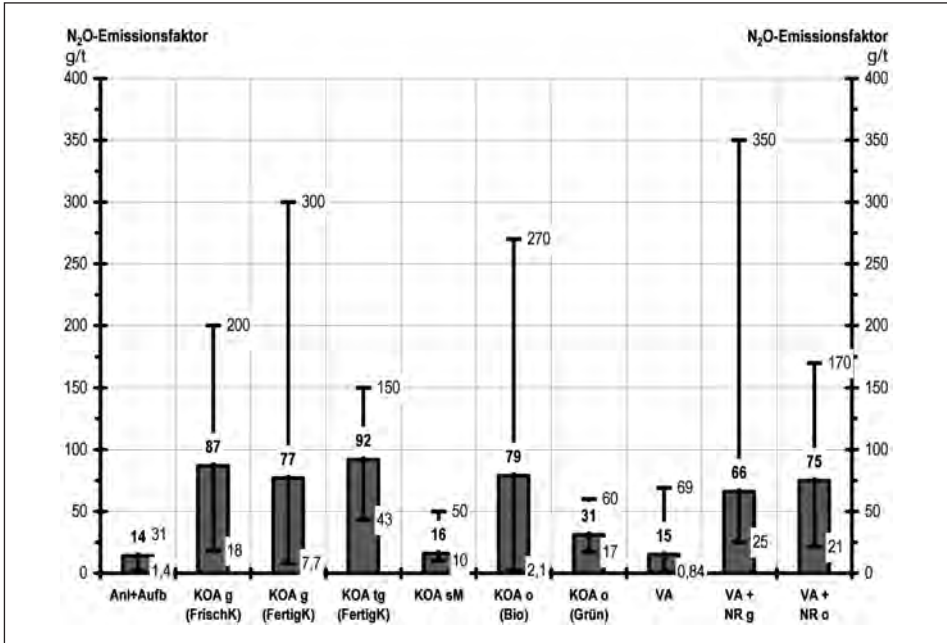


Bild 2: Lachgasemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min – Max)

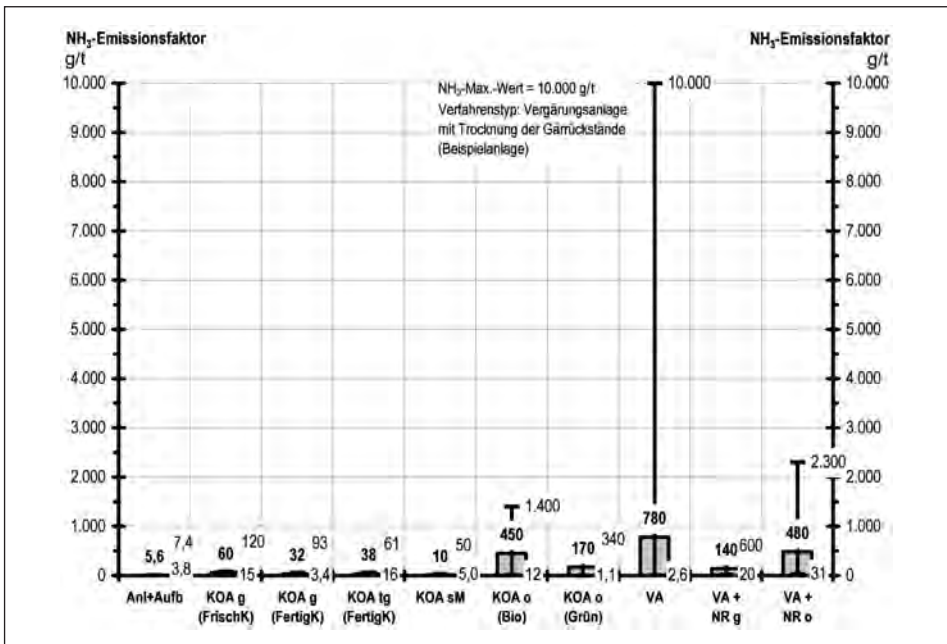


Bild 3: Ammoniakemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min – Max)

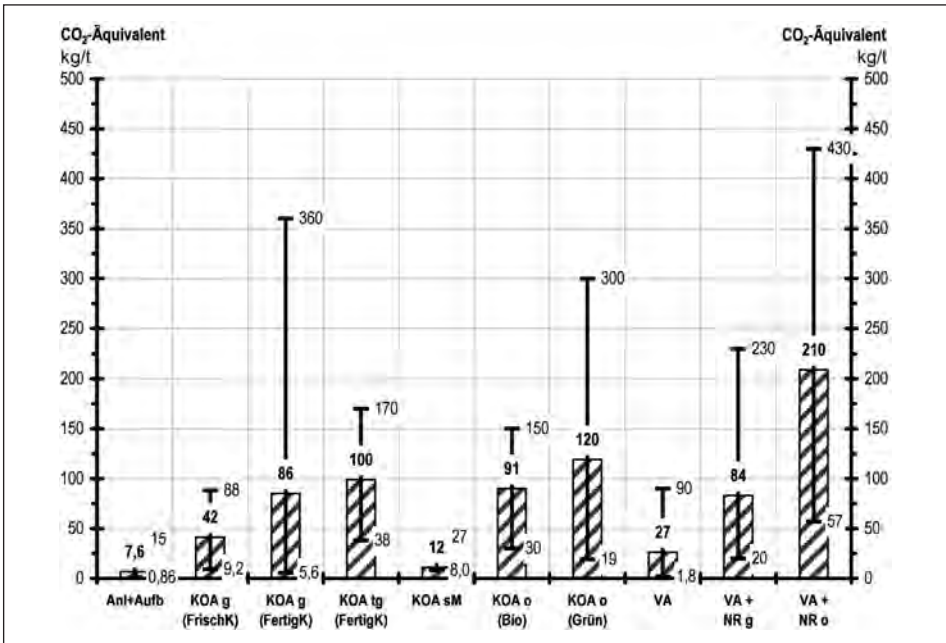


Bild 4: Kohlendioxidäquivalente für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Mittelwerte und Wertebereiche (Min – Max)

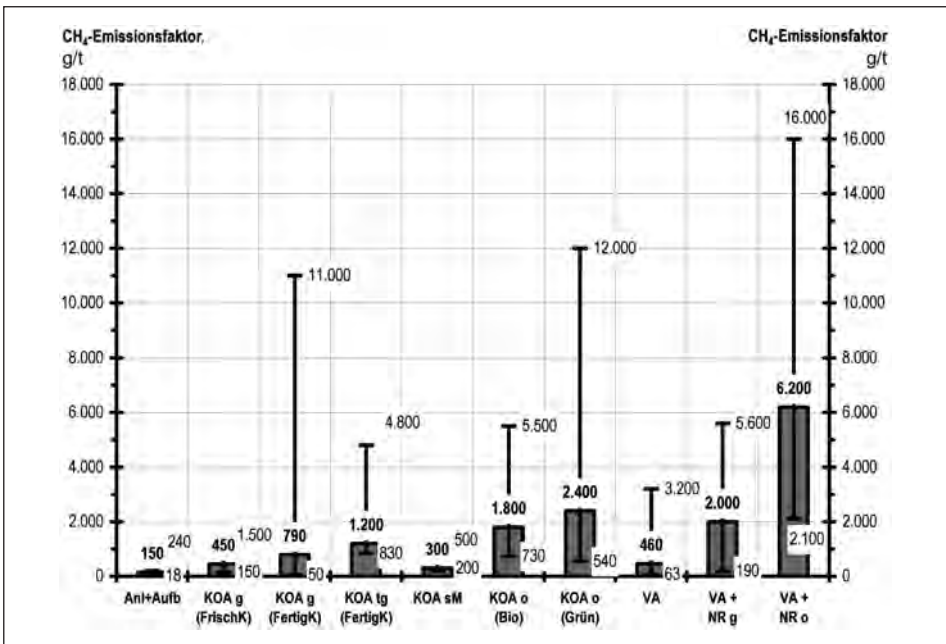


Bild 5: Methanemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min – Max)

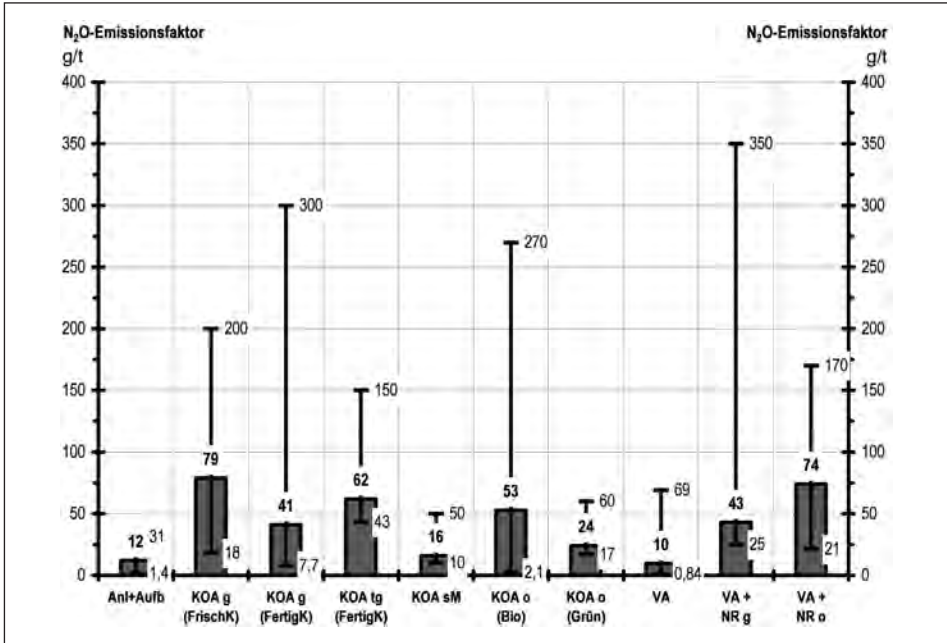


Bild 6: Lachgasemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min – Max)

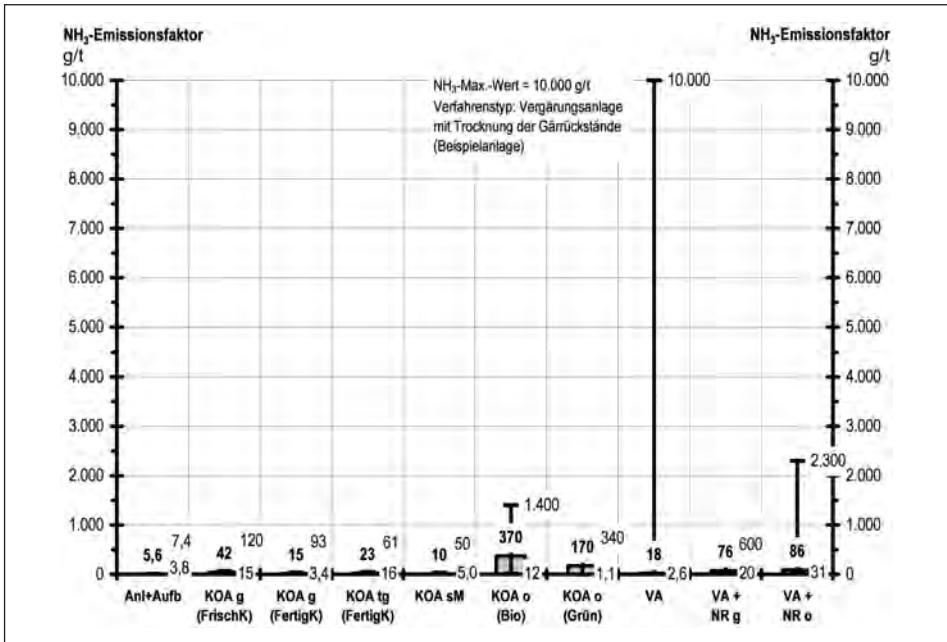


Bild 7: Ammoniakemissionsfaktoren für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min – Max)



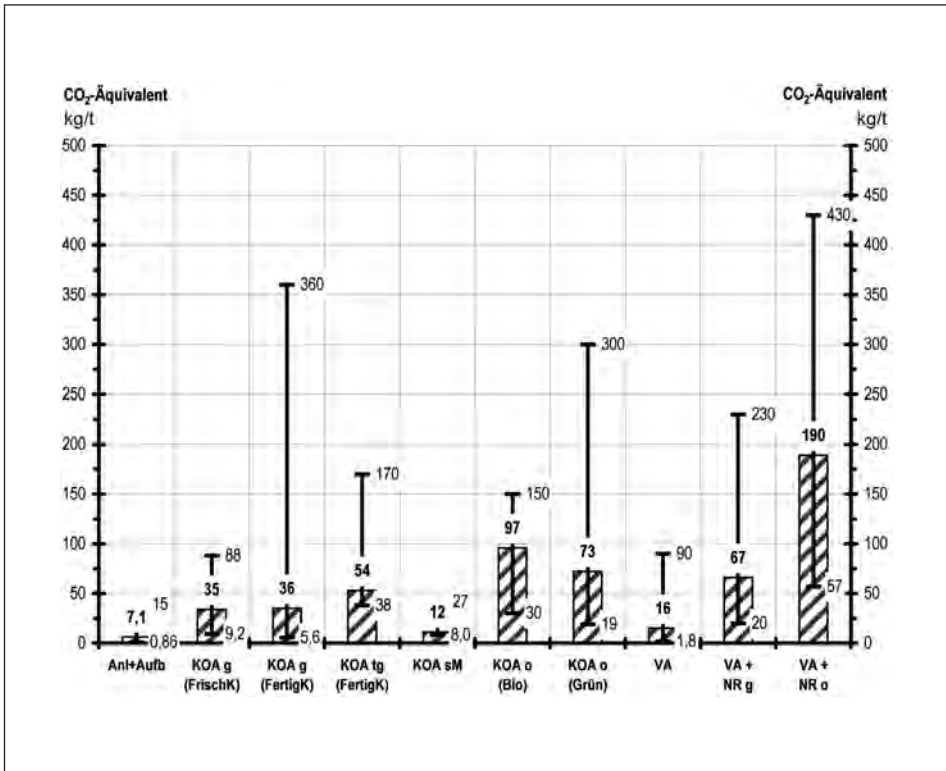


Bild 8: Kohlendioxidäquivalente für die unterschiedlichen Kompostierungs- und Vergärungsverfahren während des Behandlungsprozesses (PROZESS); Median und Wertebereiche (Min – Max)

## 2. Ableitung von Potenzialen und Maßnahmen zur Emissionsminderung

### 2.1. Stand der Technik und gute fachliche Praxis

Die Ergebnisse der Emissionsmessungen in verschiedenen Kompostierungs- und Vergärungsanlagen unterschiedlicher Behandlungstechniken sowie Literaturlauswertungen lassen erkennen, dass die Höhe der Emissionen nicht in erster Linie von dem Verfahren und der Behandlungstechnik abhängt. Durchschnittlich liegt der Faktor 10 zwischen den besten und den schlechtesten Ergebnissen innerhalb eines untersuchten Kompostierungs- und Vergärungsverfahrens.

Die Emissionen bei der Verwertung von Bio- und Grünabfällen werden im Wesentlichen von der Betriebsführung bestimmt. In diesem Zusammenhang sind insbesondere folgende Faktoren herauszustellen: Abfallzusammensetzung und Strukturanteil, Wassergehalt, Belüftung, Umsetzen, Mietengeometrie. Die Bedeutung dieser Einflussfaktoren wird im Folgenden erläutert.

## 2.2. Maßnahmen der Emissionsreduzierung

### 2.2.1. Betriebliche und betriebstechnische Maßnahmen

#### Übersicht

Die Untersuchungsergebnisse ergeben bei detaillierter Betrachtung und im Vergleich mit der Literatur unterschiedliche Resultate. In der Gesamtbetrachtung können jedoch spezifische Maßnahmen zur Reduzierung der Emissionen zusammengefasst werden.

Die einzelnen Maßnahmen zur Emissionsreduzierung werden bezogen auf folgende einflussnehmende Größen erläutert:

- **Materialeigenschaften des Rottegutes**  
C/N-Verhältnis, Strukturmaterial, Wassergehalt, Homogenität
- **Anlagen- bzw. Rottebetrieb**  
Umsetzen, Mietengeometrie, Feuchtrohdichte
- **Kompostierungsverfahren**  
Geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen, Kompostierungsanlagen mit semipermeabler Membran, offene Kompostierungsanlagen

#### Materialeigenschaften des Rottegutes

##### *C/N-Verhältnis*

Es besteht eine grundsätzliche Tendenz, dass ein sehr enges C/N-Verhältnis in dem Ausgangsmaterial, also ein deutlicher Stickstoffüberschuss, zu einer Erhöhung der Ammoniakemissionen und später zu einer Lachgasbildung führt. Es ist daher darauf zu achten, einen ausreichend hohen Kohlenstoffanteil zur Verfügung zu stellen. Dies kann durch Zugabe von fein und auffasernd geshreddertem Baum- und Strauchschnitt erzielt werden.

Bei einem niedrigen C/N-Verhältnis steigen die  $\text{NH}_3$ -Emissionen bei hohen Rotte-temperaturen und hohen Belüftungsraten. Ein C/N-Verhältnis  $> 25$  minimiert die  $\text{NH}_3$ - und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen, andererseits kann ab einem C/N-Verhältnis  $> 35$  der verfügbare Stickstoff bereits ins Minimum gelangen und somit der Rotteprozess deutlich verzögert werden.

Stickstoffreiche Materialien, wie Klärschlamm, Gärrückstände, spezifische Gewerbeabfälle, Küchen- und Speiseabfälle, Hühnermist und Bioabfälle mit einem Anteil von etwa  $> 30\%$  an Küchenabfällen, sind daher ausreichend mit kohlenstoffreichen Materialien homogen zu mischen. Im Falle der Kompostierung in geschlossenen Hauptrotteverfahren mit Abluftbehandlung empfiehlt es sich zur Reduktion der  $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung im Biofilter eine  $\text{NH}_3$ -Abscheidung in Form schwefelsaurer Wäscher vorzuschalten. Das entstehende Ammoniumsulfat kann nach Düngemittelverordnung als Dünger verwertet werden. Eine Ausnahme ist die reine Grünabfallkompostierung, bei der nur geringe  $\text{NH}_3$ -Emissionen zu erwarten sind.

### *Strukturmaterial*

Strukturmaterial hat die Funktion, das erforderliche luftführende Porenvolumen in der Kompostmiete zur Verfügung zu stellen. Der Anteil an strukturbildenden Materialien, dazu zählen Schreddergut, Siebüberlauf etc., sollte einen Volumenanteil von mindestens 30 % betragen.

Bei einem zu hohem Anteil an holzreichem Grünschnitt zeigt sich, dass die  $N_2O$ -Emissionen zunehmen können, da dann kein Einbau von mineralischem Stickstoff in Biomasse bzw. Organik möglich ist. Daher ist ein sorgfältig eingestelltes C/N-Verhältnis zwischen 25 und 35:1 eine wichtige Maßnahme zur Minimierung der Lachgasbildung.

Zur zügigen Einleitung der Huminstoffbildung und dem Einbau flüchtiger Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen ist die Zumischung eines Volumenanteils von etwa 5 bis 10 % Altkompost empfehlenswert.

### *Wassergehalt*

Der Wassergehalt des Rottegutes bei Prozessbeginn (Inputmaterial des Rotteprozesses) sollte maximal 65 bis 70 % betragen. Der Wassergehalt des Rottegutes während des Rotteprozesses sollte zwischen 50 bis 60 % liegen.

### **Anlagen- bzw. Rottebetrieb**

#### *Umsetzen und Mietengeometrie*

Ein mehrfaches aber nicht tägliches Umsetzen je Woche von Kompostmieten mit entsprechendem Strukturanteil, z.B. ein Grünschnittanteil von min. 30 % im Bioabfall, verringert die Bildungsmenge von  $CH_4$ . Bei  $N_2O$  zeichnet sich ein uneinheitliches Ergebnis mit einer Tendenz zu geringeren Emissionsraten in der Nachrotte bei abnehmender Bearbeitungsintensität, d.h. Umsetzintensität ab.

Da die Prozesse der  $CH_4$ -Bildung und  $N_2O$ -Bildung gegenläufig sind, ist der Betrieb zu Beginn der thermophilen Rotte ( $CH_4$ -lastig) auf eine Reduktion der  $CH_4$ -Bildung und im fortgeschrittenen Rottestadium ( $N_2O$ -lastig) auf eine Minimierung der  $N_2O$ -Bildung abzustellen. Das bedeutet eine höhere Umsetzhäufigkeit während der thermophilen Hauptrotte ( $> 45\text{ °C}$ ) und eine reduzierte mechanische Bearbeitung in der anschließenden Abkühlungsphase (Nachrotte;  $< 40$  bis  $45\text{ °C}$ ).

Eine Optimierung wird demnach immer einen Kompromiss darstellen, wobei eine Kombination von optimalen Strukturverhältnissen, C/N-Verhältnis und ein an den Mietenquerschnitt angepassten Umsetzrhythmus in offenen sowie geschlossenen Systemen anzustreben ist. Tendenziell dürfte für kleinere Mietenquerschnitte ohne Belüftung bis etwa 1,50 m Aufsetzhöhe ein wöchentliches Umsetzen in der Hauptrotte ausreichen.

Größere Mieten bis etwa 2,50 m und höher sollten vor allem zur Reduktion der Methanemission zu Rottebeginn alle 3 bis 4 Tage umgesetzt werden.

## **Emissionsquellen und Maßnahmen zur Emissionsminderung bei Kompostierungsverfahren**

### *Geschlossene Systeme mit Biofilter (KOA g)*

Aus den Untersuchungsergebnissen und Literaturquellen kann bei vergleichbarer Technik ein breites Spektrum an Emissionsfaktoren für Methan festgestellt werden, am unteren Ende mit optimalen Werten um 50 g/t und am oberen Ende mit unakzeptablen 11.000 g/t. Der ermittelte Methanemissionsfaktor in Höhe von 790 g/t bezogen auf die Datenbasis Median spiegelt den Stand der Technik der Kompostierung wieder. Das breite Spektrum der ermittelten Emissionswerte macht deutlich, dass in erster Linie betriebliche Ursachen das Emissionsgeschehen bestimmen. Kompostierungsanlagen mit guter fachlicher Praxis, d.h. gut geführte und mit Sorgfalt betriebene Anlagen, erreichen bestmögliche Ergebnisse. Die Technik allein ist nicht grundsätzlich entscheidend, jedoch schneiden druckbelüftete Verfahren im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen am besten ab. Geschlossene Systeme bringen im Fall von ungünstigen Standortverhältnissen den erheblichen Vorteil der Geruchs-, Staub-, Keim-,  $\text{NH}_3$ - und NMVOC-Abscheidung im Biofilter mit sich. Für die Reduktion von Methan und Lachgas bleibt der Biofilter wirkungslos. Vielmehr wird Lachgas durch biologische Umsetzungen des Ammoniaks im Biofilter neu gebildet.

Neben der Wirkung von Ammoniak als Luftschadstoff können hohe Ammoniakkonzentrationen im Rohgas zu Beeinträchtigungen bzw. Hemmungen des Geruchsstoffabbaus im Biofilter bzw. zu erhöhten NO- und  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen aufgrund deren Neubildung im Biofilter führen. Sofern die Geruchsstoffkonzentrationen im Reingas in Höhe von 500 GE/m<sup>3</sup> wiederholt überschritten werden, ist den Ursachen auf der Stickstoff-Seite nachzugehen. Ergeben die Untersuchungen nach Ausschöpfung sonstiger prozesstechnischer Maßnahmen, wie Änderung der Materialmischung, des Belüftungs-, Feuchtigkeits- und Temperaturregimes, dass eine zu hohe Ammoniakkonzentration für die Beeinträchtigung der Biofilterfunktion verantwortlich ist, ist ein saurer Wäscher zur Abscheidung des Ammoniaks aus dem Rohgas vorzuschalten.

### *Biofilter-Wirkungsgrade*

Emissionsmessungen zeigen, dass in Biofiltern unterschiedliche Abbauleistungen erreicht werden. Die erzielbaren Wirkungsgrade werden sowohl von dem Betrieb des Biofilters als auch von den im Rohgas vor dem Biofilter vorliegenden Belastungen beeinflusst. Die einzelnen stoffspezifischen Abbauleistungen und Wirkungsgrade können auf Basis der im Rahmen der vorliegenden Projekte durchgeführten Untersuchungen gemäß Bild 9 mit folgenden Größenordnungen angegeben werden:

#### **Gesamtkohlenstoff (Ges.-C)**

Gesamtkohlenstoff ist in Abhängigkeit von dem Methangehalt, der im Rohgas vor dem Biofilter vorliegt, im Reingas nach dem Biofilter geringer. Der Biofilter-Wirkungsgrad liegt im Mittel bei 28 %.

#### **Methan ( $\text{CH}_4$ )**

In herkömmlichen Biofiltern mit dem vorrangigen Ziel der Geruchsreduzierung und mit Filtervolumenbelastungen von höher als 50 m<sup>3</sup>/(m<sup>3</sup> x h) wird Methan in

der Regel nicht oder nur gering abgebaut. Die CH<sub>4</sub>-Reduktion liegt im Mittel bei 6 %. In stark vernässten oder ungleichmäßig durchlüfteten Biofiltern kann es zu einer geringen Methanbildung kommen.

### Flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC)

In gut funktionierenden Biofiltern können für die Summe der Einzelverbindungen an NMVOC Abbauraten von bis zu 100 % und damit eine vollständige Reduzierung festgestellt werden. Die NMVOC-Reduktion liegt im Mittel bei 54 %.

### Ammoniak (NH<sub>3</sub>)

Die Reduzierung von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) in Biofiltern kann nahezu vollständig erfolgen, der Abbaugrad ist jedoch stark von der im Rohgas vorliegenden NH<sub>3</sub>-Belastung abhängig. Es ist zu beobachten, dass die Abbauleistung bei hohen Rohgasgehalten steigt. Der NH<sub>3</sub>-Wirkungsgrad in Biofiltern liegt im Mittel bei 54 %.

Der Umsatz von Ammoniak (NH<sub>3</sub>) in Biofiltern führt jedoch immer zur Bildung von Stickstoffmonoxid (NO) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) und ist somit aus der Sicht des Klimaschutzes negativ zu beurteilen.

### Lachgas (N<sub>2</sub>O)

Lachgas (N<sub>2</sub>O) wird im Biofilter nicht reduziert, sondern in Abhängigkeit von der im Rohgas vor dem Biofilter vorliegenden NH<sub>3</sub>-Konzentration gebildet, so dass sich negative Wirkungsgrade ergeben. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen im Reingas nach dem Biofilter sind um den Faktor 1,5 (Mittelwert) bis zu Faktor 8 (Maximalwert) höher als im Rohgas.

### Kohlendioxidäquivalent (CO<sub>2</sub>-Äq.)

Das Kohlendioxidäquivalent im Reingas nach dem Biofilter bzw. der Biofilterwirkungsgrad wird entscheidend von der N<sub>2</sub>O-Bildung im Biofilter beeinflusst, und die N<sub>2</sub>O-Bildung ist im Wesentlichen von der NH<sub>3</sub>-Belastung des Rohgases vor dem Biofilter abhängig. Die CO<sub>2</sub>-Äquivalente nehmen im Mittel um 18 % zu.

Tabelle 2: Einstufung und Beurteilung von Ges.-C-Konzentrationen (Erwartungsbereiche) im Reingas von geschlossenen Kompostierungsanlagen mit Biofilter

Ges.-C	Ges.-C	Beurteilung
mg/m <sup>3</sup>	g/t Input KOA*	
< 20	~ < 200	unter optimalen Bedingungen erreichbar** Methan < 10 mg/m <sup>3</sup>
< 50	~ < 500	<b>gute fachliche Praxis</b> , Tagesmittelwerte bei guter Betriebsführung erreichbar ***
50		allgemeiner Emissionswert TA Luft Nr. 5.2.5
50 bis 100	~ 500 bis 1.000	Schwankungen innerhalb des bestimmungsgemäßen Betriebes aufgrund ungünstiger Prozessbedingungen, Materialmischungen o.ä.
> 100	~ > 1.000	erkennbarer betrieblicher Optimierungsbedarf aufgrund eingeschränkter Sauerstoffversorgung, erhöhte Methanbildung

\* Annahme 10.000 m<sup>3</sup>/Mg

\*\* Biofilterwirkungsgrade für NMVOC > 90 %

\*\*\* Biofilterwirkungsgrade für NMVOC > 80 %

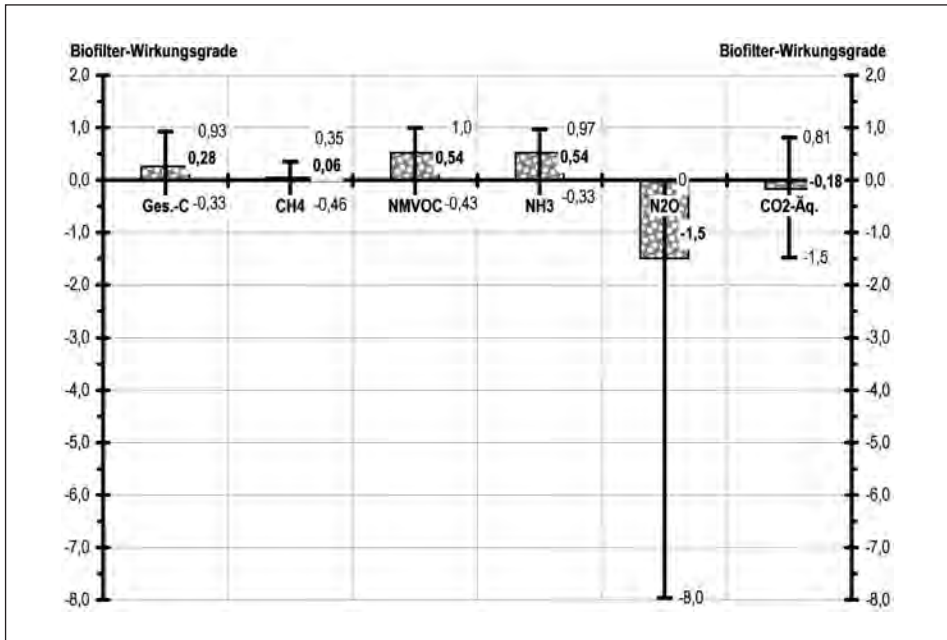


Bild 9: Biofilterwirkungsgrade (Anzahl der Messphasen: n = 35)

#### Systeme mit semipermeabler Membran (KOA sM)

Diese Verfahren erreichen ein sehr niedriges Emissionsniveau. Die Ursachen dafür sind:

- Dreiecksmieten: günstiges (großes) Oberflächen-Volumen-Verhältnis
- Aktive Druckbelüftung: gute Sauerstoffversorgung
- Semipermeable Membran: Emissionsminderung für Ammoniak (Geruchsstoffe)

#### Offene Systeme (KOA o)

Emissionen an CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O werden ebenso in den offenen Verfahren gebildet. Da sich die genannten Gase im Biofilter nicht reduzieren lassen, sind offene Systeme bezüglich der Klimagasemissionen pauschal zunächst nicht schlechter einzustufen als geschlossene Systeme [5]. Die entscheidende Größe ist die Sauerstoffversorgung. Da nur geringe Einflussmöglichkeiten auf den Rotteprozess bestehen, muss im Vorfeld eine sorgfältige Planung hinsichtlich Eingangsstoffe, Homogenisierung, Mietenquerschnitt, Strukturmaterial und Umsetzen vorgenommen werden. Die Emissionen von NH<sub>3</sub> sind bei Bio- und Grünabfall im Vergleich zu geschlossenen Systemen mit Biofilter höher. Anteiliger Bioabfall kann auch beim N<sub>2</sub>O zu erhöhten Emissionen führen. Optimal betriebene Verfahren können zwar sehr geringe Emissionsfaktoren erreichen, sie reagieren aber sehr empfindlich auf äußere Einflüsse.

Die in verschiedenen Anlagen vorgefundenen Bedingungen sind im Hinblick auf eine Verbesserung der Sauerstoffversorgung in folgenden Punkten zu optimieren:

- Zu große Mietenquerschnitte: reduziertes Oberflächen-Volumen-Verhältnis,
- Falsches Eingangsmaterial,
- Fehlendes Strukturmaterial, unzureichende Durchmischung, geringe Porosität,
- Lange Umsetzintervalle: Inhomogenität, hohe Feuchtrohdichte, Verdichtung.

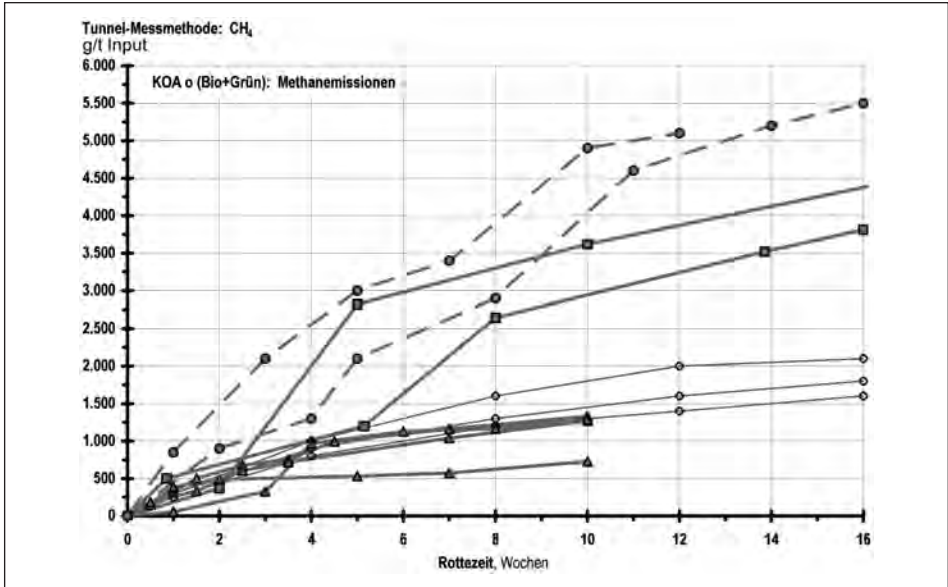


Bild 10: Spezifische Emissionsfaktoren für Methan (CH<sub>4</sub>) in Abhängigkeit von der Rottezeit; KOA o (Bio+Grün)

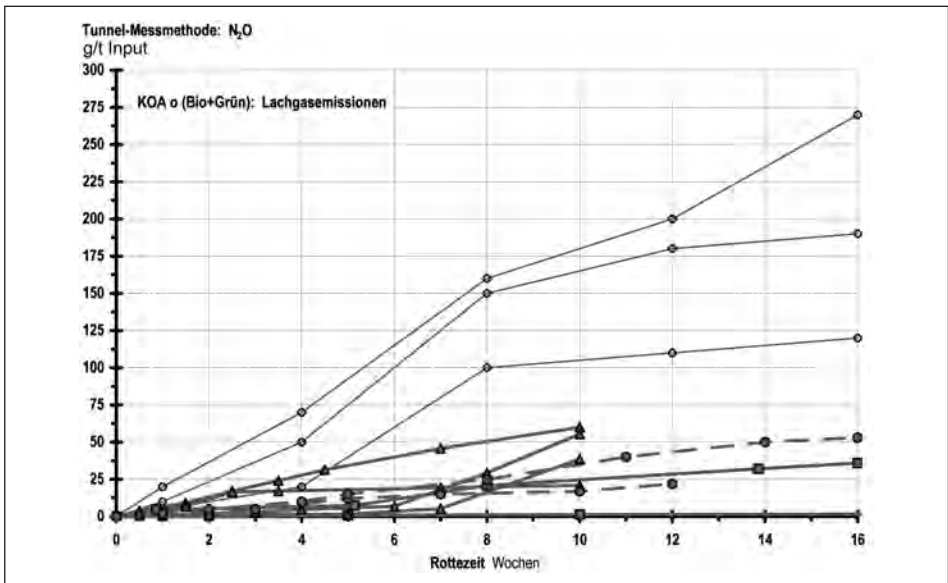


Bild 11: Spezifische Emissionsfaktoren für Lachgas (N<sub>2</sub>O) in Abhängigkeit von der Rottezeit; KOA o (Bio+Grün)

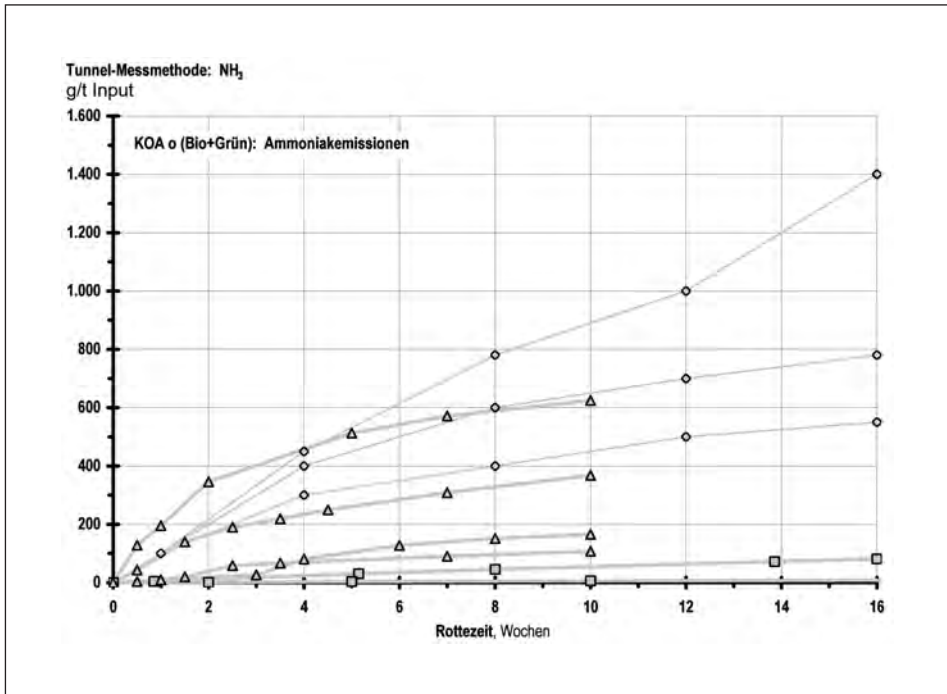


Bild 12: Spezifische Emissionsfaktoren für Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) in Abhängigkeit von der Rottezeit; KOA o (Bio+Grün)

### 2.3. Spezifische Emissionsfaktoren für Methan ( $\text{CH}_4$ ) in Abhängigkeit von der Porengaskonzentration

Bei offenen Kompostierungsanlagen (KOA o) sind Emissionsmessungen im Vergleich zu geschlossenen Anlagen immer schwierig, weil ein definierter gefasster Abgasstrom zur Probenahme nicht zur Verfügung steht. Um stichprobenhaft Emissionsmessungen an Mieten durchführen zu können, müssen temporäre Hilfsvorrichtungen (dynamische oder statische Hauben, Windtunnel) installiert werden. Als besonders repräsentativ und zuverlässig sowie anhand von Referenzverfahren kalibriert, hat sich der große Windtunnel (etwa 10 m lang und Mieten umlaufend gekapselt) als geeignet zur Emissionserfassung in den eingangs erwähnten F&E-Vorhaben erwiesen. Zur Routinemessung und zur regelmäßigen Betriebskontrolle auf Anlagen ist der große Windtunnel jedoch in der Handhabung unpraktisch.

In der Praxis ist es wichtig, eine schnelle und verlässliche Methode einsetzen zu können, um über die Temperaturmessung hinaus eine Information über das Mietenmilieu (Sauerstoffversorgung) zu erhalten. Eine einfache Methode zur Bestimmung der Sauerstoffversorgung ist die direkte Messung der Porengase mit einem Handmessgerät (früher: Deponiegasmonitor für  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{O}_2$ ). Das Porengas wird dazu mit einer Lanze aus dem Mieteninnern abgesaugt.



Die Zusammenhänge aus Parallelmessungen mit großem Windtunnel und Poren-gasmessungen in gleichen Mietenabschnitten sind in Bild 13 und Bild 14 dargestellt. Bezugsgröße ist die Masse Rottegut (RG) zum Zeitpunkt der Messungen.

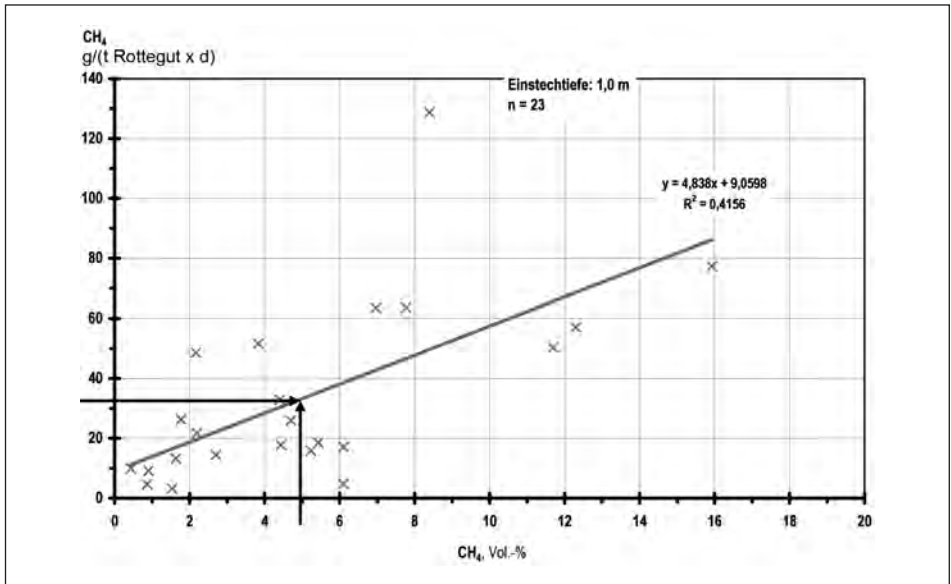


Bild 13: Spezifische Emissionsfaktoren für Methan (CH<sub>4</sub>) pro Tag in Abhängigkeit von der Porengaskonzentration (Einstechtiefe: 1,0 m); KOA o (Bio+Grün), Dreiecksmieten mit guter fachlicher Praxis

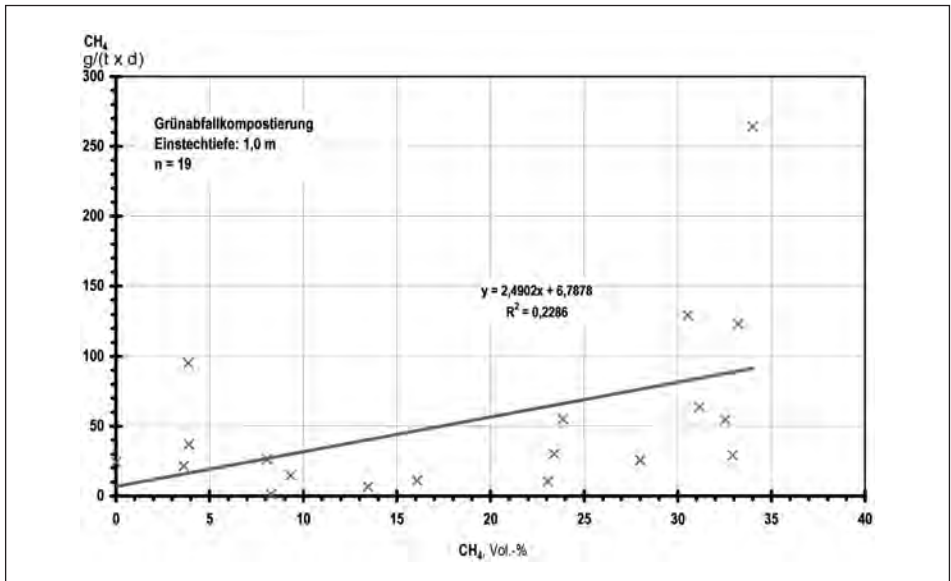


Bild 14: Spezifische Emissionsfaktoren für Methan (CH<sub>4</sub>) pro Tag in Abhängigkeit von der CH<sub>4</sub>-Porengaskonzentration (Einstechtiefe: 1,0 m); KOA o (Grün), unterschiedlicher Praxisanlagen

Um nur kleine Methanemissionen zuzulassen, wäre eine Mindestforderung an den Porengasgehalt Methan in 1 m Tiefe von < 5 Vol.-% zu stellen. Eine ökologisch ambitioniertere Forderung sollte einen Methangehalt von weniger als 2 Vol.-% im Fokus haben. Damit läge der betriebliche Überwachungswert im Bereich der Ansprechkonzentration der Hand-Messgeräte (Fehler Methan ± 0,5 %, Fehler Sauerstoff ± 1 %).

### 3. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Von Kompostierungsanlagen ausgehende relevante Emissionen sind die Treibhausgase Methan (CH<sub>4</sub>) und Lachgas (N<sub>2</sub>O) sowie Ammoniak und Geruch. Schwankungen um den Faktor 10 in den Emissionsfaktoren belegen die breite Streuung, die aus Unterschieden in Technik, Betrieb und Inputmaterial resultiert. Die aktuelle Praxis zeigt, dass der Betrieb nicht auf die Minderung von Treibhausgasen abzielt.

Hohe Emissionen während der Rotte resultieren meistens aus Mangel in der fachlichen Praxis: ungünstige Mietengeometrie, zu wenig Strukturmaterial und geringe Umsetzintervalle führen zu schlechter Belüftung mit ungenügender O<sub>2</sub>-Versorgung (→ CH<sub>4</sub>).

Offene Kompostierungsanlagen emittieren deutlich mehr CH<sub>4</sub> als geschlossene. Die besten gekapselten und technisch belüfteten Anlagen emittieren nach Biofilter nur 50 bis 150 g Methan/t Bioabfall. In beiden Anwendungen gibt es Beispiele mit sehr hohen Emissionen jenseits der guten fachlichen Praxis der Kompostierung. Gut schneiden KOA mit semipermeabler Membran ab, da sie einen günstigen Mietenquerschnitt mit technischer Belüftung und Sensorik für Temperatur und Sauerstoff kombinieren.

Hohe N-Gehalte (C/N-Verhältnis) im Inputmaterial lösen hohe NH<sub>3</sub>- oder N<sub>2</sub>O-Frachten aus. Überhöhte Ammoniakgehalte können durch eine saure Wäsche vor Biofilter der geschlossenen KOA deutlich gemindert werden.

Tabelle 3: Methan-, Ammoniak- und Lachgasemissionen von Kompostierungsanlagen

Verfahrenstyp		KOA g	KOA g	KOA tg	KOA sM	KOA o	KOA o
		(FrischK)	(FertigK)				
		g/t					
CH <sub>4</sub>	Min	150	50	830	200	730	540
	Max	1.500	11.000	4.800	500	5.500	12.000
	Mittelwert	630	2.500	3.000	300	2.700	4.300
	Median	450	790	1.200	300	1.800	2.400
NH <sub>3</sub>	Min	15	3	16	5	12	1
	Max	120	93	61	50	1.400	340
	Mittelwert	60	32	38	10	450	170
	Median	42	15	23	10	370	170
N <sub>2</sub> O	Min	18	8	43	10	2	17
	Max	200	300	150	50	270	60
	Mittelwert	87	77	92	16	79	31
	Median	79	41	62	16	53	24

$N_2O$  entsteht vorwiegend in der Nachrotte (Nitrifikation), deshalb sollen die Mieten nicht auskühlen. Auf ein weites C/N-Verhältnis ist präventiv bei der Auswahl der Inputstoffe zu achten. Biofilter reduzieren  $CH_4$  nur unwesentlich, der Abbau von  $NH_3$  führt zu Neubildung von  $N_2O$  im Biofilter.

Die  $CO_2$ -Äquivalente aller Verfahren liegen  $< 100 \text{ kg } CO_2\text{-Äq/t}$ . Die besten offenen Verfahren erreichen Werte  $< 50 \text{ kg } CO_2$ , die besten technisch belüfteten – geschlossene Anlagen und semipermeable Membransysteme – bemerkenswerte  $< 10 \text{ kg } CO_2\text{-Äq/t}$ .

Es soll kein Methan entstehen! In geschlossenen Kompostierungsanlagen muss die technische Belüftung in der Lage sein, den notwendigen Sauerstoff in die Mieten einzutragen. In offenen Anlagen müssen die natürlichen Prozesse des Luftdurchtritts (Diffusion, Konvektion) so stark sein, dass das Mietenmilieu weitgehend aerob und nur unwesentlich fakultativ anaerob ist. Es soll  $> 3 \text{ Vol.-% } O_2$  vorhanden sein. Biofilter reduzieren Methan nur unwesentlich ( $\emptyset 6 \%$ ).

Es soll kein Lachgas entstehen! Dazu ist ein ausgeglichenes C/N Verhältnis im Rottegut sowie eine Temperaturkontrolle insbesondere in der Nachrotte notwendig, da eine etwaige Lachgasbildung erst bei Temperaturen  $< 45 \text{ }^\circ\text{C}$  (Nitrifikation) einsetzt. Biofilter reduzieren Lachgas nicht.

Bei allen KOA sollte die Temperatur und die Sauerstoffkonzentration im Mietenkörper (bis 1 m Tiefe) regelmäßig überprüft werden. Als Zielgröße sollte quasi kein Methan messbar sein ( $CH_4 < 2 \text{ Vol.-%}$ ). Handlungsbedarf besteht bei Methangehalten  $> 5 \text{ Vol.-%}$ . Weiter besteht systematischer Untersuchungsbedarf.

## 4. Literatur

- [1] Amlinger, F.; Peyr, S.; Hildebrandt, U.; Müsken, J.; Cuhls, C.; Clemens, J.: Stand der Technik der Kompostierung – Grundlagenstudie. Herausgeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien. 2005
- [2] Cuhls, C.: Schadstoffbilanzierung und Emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Dissertation; Heft 114 der Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, 2001
- [3] Cuhls, C.; Mähl, B.; Berkau, S.; Clemens, J.: Ermittlung der Emissionssituation bei der Verwertung von Bioabfällen. Abschlussbericht zum FKZ 206 33 326 des Umweltbundesamtes, gewitra, Bonn, 2008
- [4] Cuhls, C.; Mähl, B.; Clemens, J.: Ermittlung der Emissionssituation bei der Vergärung von Bioabfällen und Ableitung von Vorschlägen zur Verbesserung der Klimabilanz und des Emissionsverhaltens bei Bioabfallvergärungsanlagen. Abschlussbericht zum FKZ 3709 44 320 des Umweltbundesamtes, gewitra, Troisdorf, 2012
- [5] Gronauer, A.; Helm, M.; Schön, H.: Verfahren und Konzepte der Bioabfallkompostierung. Vergleich – Bewertung – Empfehlungen. In: Gronauer, A.; Claasen, N.; Ebertseder, T.; Fischer, P.; Gutser, R.; Helm, M.; Popp, L.; Schön, H.: Bioabfallkompostierung – Verfahren und Verwertung; Schriftenreihe Heft 139 des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz. München, 1997
- [6] Paul, J.; Geesing, D.: Compost facility operator manual. Abbotsford painting Inc., Canada, 2009
- [7] Knappe, F.; Vogt, R.; Lazar, S.; Höke, S.: Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Abschlussbericht zum FKZ 3709 33 340 des Umweltbundesamtes, UBA-FB 001592, herausgegeben als UBA Texte, 31/2012

