

# Separierung von Schweineflüssigmist und deren Auswirkungen auf $\text{NH}_3$ -, $\text{N}_2\text{O}$ - und $\text{CH}_4$ -Emissionen bei der Lagerung der flüssigen Phase und kompostierbaren Feststoffphase

G. Moitzi, V. Kryvoruchko, B. Amon, T. Amon und J. Boxberger

## Separation of pig slurry and the effects on $\text{NH}_3$ , $\text{N}_2\text{O}$ and $\text{CH}_4$ emissions during storage of liquid phase and compostable solid phase

### 1 Einleitung

Das Verfahren der Flüssigmistseparierung trennt die feste Phase durch einen technischen Eingriff aus der Flüssigphase ab. Verfahren zur Feststoffabtrennung aus Flüssigmist wurden aus der kommunalen und industriellen Abwasserreinigung nach technischer Adaptation für den landwirtschaftlichen Anwendungsbereich übernommen (AMON, 1995). Neben der Sedimentationstechnik, Siebtechnik und Zentrifugentechnik werden in der landwirtschaftlichen Praxis vorwiegend Siebtrommelpressen und Pressschnecken eingesetzt.

Der Abscheidegrad – ein Maß für den Separiererfolg – definiert den Anteil der Trockensubstanz (TS), der durch die Separierung in die Feststofffraktion abgetrennt wird (ISENSEE et al., 1983). Die stoffliche Veränderung der separierten Dünngülle wird durch den Abscheidegrad bestimmt. Bei umfangreichen Separierversuchen mit einem

Pressschneckenseparator konnte AMON (1995) einen Abscheidegrad für die Trockensubstanz von 42 % messen. Das wasserlösliche  $\text{NH}_4^+$  wurde zu 92 % in die Dünngülle abgetrennt. Der organisch gebundene Stickstoff wird zum überwiegenden Teil in die Festphase abgetrennt.

Aufgrund der hohen C-Abtrennleistung erweitert sich das C/N-Verhältnis im Feststoff (25,1) im Vergleich zur unbehandelten Gülle (8,7) beträchtlich. Gleichzeitig findet eine Einengung des C/N-Verhältnisses in der Dünngülle auf 5,4 statt (AMON, 1995). Der reduzierte TS-Gehalt in der separierten Dünngülle (Flüssigphase) verhindert die Bildung einer Sink- bzw. Schwimmschicht, wodurch erhöhte  $\text{NH}_3$ -Emissionen aus der Lagerung besonders bei Rinderflüssigmist zu erwarten sind, wenn die Gülle ohne Abdeckung gelagert wird. Auf der anderen Seite lassen sich bei der Ausbringung die  $\text{NH}_3$ -Emissionen um bis zu 72 % aufgrund der verbesserten Infiltrationseigenschaften mindern (MOITZI, 2002).

### Summary

Slurry separation is a mechanical process which separates solids from liquid manure. Under field conditions the trace gases ammonia ( $\text{NH}_3$ ), nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ), methane ( $\text{CH}_4$ ) and carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ) were collected during composting of the solid fraction and storage of the liquid fraction with a mobile open-dynamic chamber and continuously analyzed with a high-resolution FTIR-spectrometer. In a summer and winter trial, separated solids (3980 kg respectively 4450 kg) from pig slurry were composted on a concrete floor. The microbial composting process reduced the organic matter by 68 % respectively 54 %. The intensive turning activities (7 times resp. 10 times) resulted in three characteristic emission phases: In the first two weeks there was an increased volatilisation of  $\text{NH}_3$  – afterwards elevated  $\text{CH}_4$  emissions were observed. The anaerobic “hot spots” created favourable conditions for denitrification with the generation of  $\text{N}_2\text{O}$ . The calculated Global Warming Potential (GWP) was 66 kg for the winter trial and 122.5 kg  $\text{CO}_2$  eq  $\text{t}^{-1}$  solid matter for the summer trial, whereby 73 % respectively 56 % resulted from  $\text{N}_2\text{O}$  emissions. The aggregated  $\text{NH}_3$  emissions from the liquid fraction and from the composted solid fraction were 1.9 respectively 3.0 times higher than from the untreated pig slurry, mainly caused by the high  $\text{NH}_3$  emissions at the beginning of the composting process. The calculated GWP was 1.7 respectively 2.1 times higher than from the untreated pig slurry.

**Key words:** slurry separation, composting, trace-gas emissions, open dynamic chamber method.

## Zusammenfassung

Die Flüssigmistseparierung ist ein mechanisches Verfahren, bei dem Feststoffe aus dem Flüssigmist abgetrennt werden, sodass eine flüssige Phase und eine Feststoffphase entstehen. Unter praxisnahen Bedingungen wurden die Spurengase Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ), Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ), Methan ( $\text{CH}_4$ ) und Kohlendioxid ( $\text{CO}_2$ ) während der Kompostierung von Feststoffen und während der Lagerung der flüssigen Phase mit einem mobilen Emissionsmessraum nach dem „open-dynamic chamber“-Prinzip kontinuierlich mit einem hoch auflösenden FTIR-Spektrometer gemessen. Dabei wurden in je einem Winter- und Sommerlagerungsversuch separierte Feststoffe (3.980 kg bzw. 4.450 kg) aus der Schweineflüssigmistseparierung auf einer Betonplatte 85 bzw. 95 Tage kompostiert. Durch die mikrobiellen Abbauprozesse der organischen Substanz und durch die Wasser-Abdampfung während der Kompostierung wurde die eingelagerte Masse um 68 % bzw. 54 % reduziert. Die intensiven Umsetzungsvorgänge (7-mal bzw. 10-mal) führten zu drei charakteristischen Emissionsphasen: In den ersten zwei Wochen kam es zu verstärkter  $\text{NH}_3$ -Ausgasung, danach wurden erhöhte  $\text{CH}_4$ -Emissionen gemessen. Die zeitweise vorhandenen anaeroben „hot spots“ lieferten günstige Verhältnisse für die Denitrifizierung, bei der  $\text{N}_2\text{O}$  gebildet wird. Das berechnete Global Warming Potential (GWP) bei der Kompostierung betrug im Winterdurchgang 66 kg und im Sommerdurchgang 122,5 kg  $\text{CO}_2$  eq/t Feststoffe, wobei 73 % bzw. 56 % auf das  $\text{N}_2\text{O}$  zurückzuführen sind. Die aggregierten  $\text{NH}_3$ -Emissionen von der separierten Dünngülle und kompostierten Feststoffe waren um das 1,9 bzw. 3,0-Fache höher als aus dem unbehandelten Schweineflüssigmist, welche zum überwiegenden Teil auf die hohen  $\text{NH}_3$ -Emissionen zu Beginn der Feststoffkompostierung zurückzuführen sind. Ebenso war das berechnete GWP um den Faktor 1,7 bzw. 2,1 höher als im gelagerten unbehandelten Schweineflüssigmist.

**Schlüsselwörter:** Separierung von Flüssigmist, Kompostierung, Spurengasemissionen, offene Kammertechnik.

Die Spurengasemissionen bei der Lagerung bzw. Kompostierung der separierten Feststoffe werden überwiegend durch das C/N-Verhältnis, C- und N-Verfügbarkeit aus der organischen Substanz und Porosität und Permeabilität des Gutes ( $\text{O}_2$ -Versorgung und Diffusion) bestimmt, deren Effekte umfassend in PAILLAT et al. (2005) untersucht wurden. Dadurch werden entweder anaerobe oder aerobe Stoffwechselprozesse gefördert und gasförmige Endprodukte des Abbaus bzw. Umbaus der organischen Substanz gebildet. Nachfolgend werden zwei Untersuchungen dargestellt, bei der einerseits die stofflichen Veränderungen und andererseits die Emissionen von klima- und umweltrelevanten Spurengasen bei der Kompostierung von separierten Feststoffen aus dem Schweineflüssigmist sowie von der separierten Dünngülle und unbehandeltem Schweineflüssigmist gemessen wurden.

## 2 Material und Methode

### 2.1 Versuchsanlage mit Einrichtung für die Spurengasmessung

Für die Erfassung der Spurengase während der Kompostierung von separierten Feststoffen kam ein Messverfahren

nach dem „open-dynamic chamber“-Prinzip zum Einsatz (AMON et al., 1996), welches an der Versuchswirtschaft Groß-Enzersdorf installiert wurde. Der Messraum hat eine Grundfläche von 9 m x 3 m, eine Höhe von 2 m und ist auf einer Betonplatte mit den Abmessungen 10 m x 4 m aufgebaut (Abbildung 1). An der Stirnseite des Messraums wird Frischluft angesaugt, welche die emissionsaktiven Oberflächen überstreicht und sich mit emittierten Gasen anreichert. Am Ende wird der Querschnitt des Messraums mittels eines Trichters auf den Durchmesser des Gebläses verengt. Mit dem Drehzahlregler wird die gewünschte Durchsatzleistung des Axialgebläses eingestellt. Der Luftdurchsatz kann zwischen 1.000  $\text{m}^3/\text{h}$  und 11.000  $\text{m}^3/\text{h}$  variiert werden. Vor dem Gebläse sitzt ein Messventilator, der mittels eines NPN-Näherungsschalters (OMRON<sup>®</sup>) den Luftdurchsatz bestimmt. Er deckt den gesamten Querschnitt des Rohres ab, seine Drehzahl ist abhängig vom Luftdurchsatz. Die Kalibrierung erfolgte im Windkanal des Institutes für Landtechnik an der TU München. Ein Gleichrichter am Ende des Messraums sorgt für ein gleichmäßiges Strömungsprofil im Messraum. Gasproben werden abwechselnd in der Zuluftöffnung des Messraumes und abluftseitig vor dem Gebläse genommen und über eine beheizte Gasleitung in das FTIR-Spektrometer gesaugt. Ein makrogesteuerter Messstellenumschalter regelt, dass die

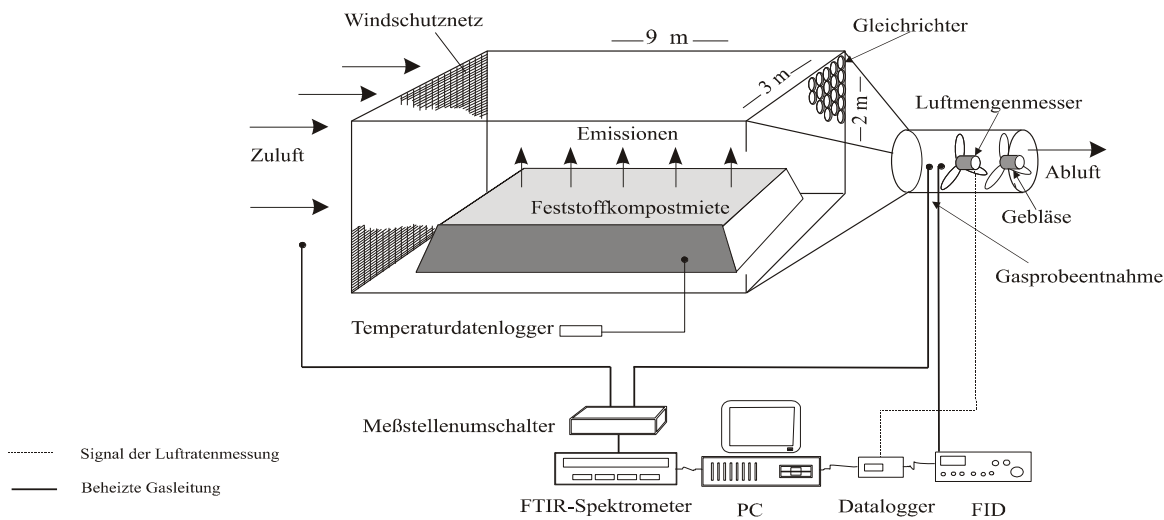


Abbildung 1: Emissionserfassungsraum mit Spurengasmessung (AMON et al., 1996)

Figure 1: Large open dynamic chamber with measurements for trace gases (AMON et al., 1996)

Gaszelle des FTIR-Spektrometers abwechselnd mit Zuluft und Abluft bespült wird (AMON et al., 1996). Zuluftseitig wurde ein Windschutznetz angebracht, damit nicht Windböen einen Teil der Emissionen aus dem Messtunnel mit sich nehmen. Um eine Erwärmung im Innenraum zu vermeiden, befindet sich der Messtunnel in einem stirnseitig offenen Zelt, welches auch den Tunnel im Winter vor Schneedruck schützt.

Für die Erfassung der Spurengasemissionen aus dem unbehandelten und separierten Flüssigmist kam der mobile Emissionsmessraum mit einer Grundfläche von 9 m x 3 m und einer Höhe von 0,5 m zum Einsatz, der über die zwei Flüssigmistbehälter ( $\approx 12,27 \text{ m}^3$ ; 2,5 m Durchmesser) schienengebunden verschiebbar ist. Der Luftdurchsatz kann zwischen 1.000  $\text{m}^3/\text{h}$  und 11.000  $\text{m}^3/\text{h}$  variiert werden, wodurch sich eine Luftgeschwindigkeit über der emittierenden Fläche (4,91  $\text{m}^2$ ) von 0,057 und 0,620 m/s ergibt.

Die Gaskonzentrationsmessung von  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{CO}_2$  und  $\text{CH}_4$  erfolgte kontinuierlich mit einem FTIR-Spektrometer (NICOLET®). Die Gaskonzentrationen werden automatisch mit der OMNIC-Software in ppm ausgewiesen. Mit dem molaren Gewicht und dem molaren Volumen des Spurgases wird die Konzentration auf  $\text{mg}/\text{m}^3$  umgerechnet. Die Konzentrationsmessung erfolgt abwechselnd dreimal bei der Zuluft und dreimal bei der Abluft. Die Emissionsrate errechnet sich aus der Differenz der mittleren Zuluft- und Abluftkonzentration multipliziert mit der Luftrate (Gleichung 1).

$$\dot{m}_{x;Stunde} = (\bar{c}_{x,Abluft} - \bar{c}_{x,Zugluft}) \cdot \dot{V} \quad (\text{Gleichung 1})$$

$$\dot{m}_{x;Stunde} = \text{Emissionsrate von Gas X [g/h]}$$

$$\bar{c}_{x,Abluft} = \text{Mittlere Konzentration von Gas X in der Abluft [g/m}^3\text{]}$$

$$\bar{c}_{x,Zugluft} = \text{Mittlere Konzentration von Gas X in der Zuluft [g/m}^3\text{]}$$

$$\dot{V} = \text{Luftrate [m}^3/\text{h]}$$

Die Tagesemissionsrate [g/d] errechnet sich nach der Gleichung 2.

$$\dot{m}_{x;Tag} = \dot{m}_{x;Stunde} \cdot 24 \quad (\text{Gleichung 2})$$

$$\dot{m}_{x;Tag} = \text{Tagesemissionsrate von Gas X [g/d]}$$

$$\dot{m}_{x;Stunde} = \text{Emissionsrate von Gas X [g/h]}$$

Die Tagesemissionsraten werden auf die eingelagerte Feststoffmenge [t] für Kompostierung bezogen und in  $\text{g}/(\text{t} \cdot \text{d})$  angegeben. Fehlende Tagesemissionsraten sind durch lineare Interpolation berechnet worden. Durch Aufsummieren der Tagesemissionsraten über die Versuchsperiode kommt man zu den kumulierten Emissionen.

Für die Temperaturmessung wurden vier NTC-Tempertursensoren (TESTO®) gleichmäßig in der Kompostmiete verteilt. Die Temperaturwerte wurden stündlich in einem Datalogger aufgezeichnet.

## 2.2 Versuchsablauf

Um den jahreszeitlichen Einfluss der Temperatur zu erfassen wurden je eine Messreihe im Winter (Beginn 24. Oktober 2000) und Sommer (Beginn 17. Mai 2001) angelegt (Tabelle 1 und 2). Die Flüssigmistseparierung wurde mit einem Siebtrommelseparator (Umwelt Technik Süd®) auf einem Betrieb mit Ferkelerzeugung und Schweinemast im Bezirk Wiener Neustadt (Niederösterreich) durchgeführt.

Die separierten Feststoffe sowie der separierte Flüssigmist und der unbehandelte Flüssigmist wurden mit einem LKW zur Versuchswirtschaft Groß-Enzersdorf transportiert und sofort im Emissionserfassungsraum (Abbildung 1) händisch zu einer dreieckförmigen Tafelmiete bzw. in die Flüssigmistbehälter eingelagert. Die Flüssigmistbehälter wurden mit einer Holzplatte abgedeckt.

Um im Kompostierprozess aerobe Bedingungen zu gewährleisten, wurde Strukturmaterial in Form von Stroh zu

Tabelle 1: Übersicht der Kompostierungsversuche im Winter und Sommer

Table 1: Overview of the composting trials in winter and summer

	Winterversuch 2000	Sommerversuch 2001
Einlagerung	25. Oktober 2000	18. Mai 2001
Auslagerung	19. Februar 2001	20. August 2001
Eingelagerte Feststoffmasse [kg]	3.980	4.450
Eingemischte Strohmasse [kg]	120	100
Dauer der Lagerung [d]	85	95
Zeitdauer für die Spurengasmessung [h]	386	527
Anteil FTIR-Messdauer an der Lagerungsdauer [%]	19	23
<b>Substrattemperatur</b>		
Ø [°C]	31,7	44,5
Min. [°C]	3,9	22,2
Max. [°C]	67,9	68,1
<b>Lufttemperatur</b>		
Ø [°C]	5,0	19,3
Min. [°C]	- 6,3	10,6
Max. [°C]	14	28,4

Tabelle 2: Übersicht der Lagerungsversuche mit separiertem und unbehandeltem Schweineflüssigmist

Table 2: Overview of the storage trials with separated and untreated pig slurry

	Winterversuch 2000		Sommerversuch 2001	
	unbehandelt	separiert	unbehandelt	separiert
Einlagerung	24. Okt. 2000	24. Okt. 2000	17. Mai 2001	18. Mai 2001
Auslagerung	16. Mai 2001	16. Mai 2001	13. Sept. 2001	13. Sept. 2001
Lagerungsdauer [d]	205	205	120	119
Menge [m <sup>3</sup> ]	9,38	9,47	10,46	8,83
Messdauer mit FTIR [h]	550	549	323	326
Anteil FTIR-Messdauer an der Lagerungsdauer [%]	12	11	11	11
<b>Substrattemperatur</b>				
Ø [°C]	8,4	8,1	18,4	21,8
Min. [°C]	4,4	5,1	16,3	15,3
Max. [°C]	17,7	15,5	21,1	24,8
<b>Lufttemperatur</b>				
Ø [°C]	6,1		18,9	
Min. [°C]	- 6,3		10,6	
Max. [°C]	20,0		28,4	

Beginn beigemischt und zudem wurde siebenmal (Winterversuch) bzw. zehnmal (Sommerversuch) händisch umgesetzt. Das Umsetzen der Dreiecksmiete wurde händisch bei aufgebautem Emissionsmessraum durchgeführt, wodurch die dabei frei werdenden Emissionen erfasst und bei den kumulierten Emissionen berücksichtigt werden konnten.

### 2.3 Probennahme und Laboruntersuchungen

Beim Aufsetzen der Kompostmiete und bei jedem händischen Umsetzen wurde eine repräsentative, homogene Probe entnommen und in Kunststoffbehälter (1 Liter) abgefüllt.

Die Flüssigmistproben aus den Lagerbehältern wurden mit einem Schöpfwerkzeug (Holzstange mit Kunststoffbehälter) entnommen. Bei der Probennahme wurde darauf geachtet, dass keine entmischten Feststoffe (Sink- oder Schwimmschicht) in den Kunststoffbehälter kamen. Die Flüssigmistprobe wurde in einen verschließbaren Plastikbehälter (1 Liter) geleert und mit einer Kühlbox in das Labor transportiert, wo die Proben bis zur Analyse tiefgefroren wurden. Pro Woche wurde von jeder Flüssigmistvariante eine Probe gezogen. Gegen Ende des Versuchs wurde das Intervall auf zwei Wochen erhöht.

**Die stofflichen Parameter wurden mit folgenden Methoden untersucht:**

- *Trockensubstanz (TS)*: Trockenschrank bei einer Temperatur von 105 °C während einer Dauer von 48 h.
- *Gesamtstickstoff nach Kjeldahl ( $N_{\text{total}}$ )*: Kjeldahlaufschluss mit konzentrierter Schwefelsäure in Gegenwart eines Katalysators (mit dem Digestion Unit K-424 Büchi®) mit anschließender Destillation (Destillation Unit B-324 Büchi®).
- *Ammonium-Stickstoff ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ )*: In einer definiert verdünnten Flüssigmistprobe wurde der  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  durch Alkalisierung mit Natronlauge in  $\text{NH}_3$  übergeführt und dann mit einer gassensitiven Elektrode (Orion®) gemessen.
- *pH-Wert*: Die pH-Wert-Messung wurde mit einer pH-Wert-Elektrode (WTW®) aus einer definiert verdünnten Gülleprobe durchgeführt.
- *C/N-Analyse*: Die getrockneten Proben wurden am Labor des Instituts für Bodenforschung (Universität für Bodenkultur) mittels eines C/N-Analysators (CARLO ERLA INSTRUMENTS) bestehend aus einem Oxidations-/Reduktions-Reaktor und einem GC Detection-System analysiert.

### 2.4 Statistische Auswertung

Die Emissionsraten bei den Lagerungsversuchen wurden mit dem strukturprüfenden Verfahren der Varianzanalyse (ANOVA) analysiert. Da jedoch die Voraussetzungen (Varianzhomogenität, Normalverteilung der Residuen) für die ANOVA nicht erfüllt waren, wurden die Emissionsraten logarithmisch transformiert. Anschließend an die ANOVA wurde der multiple Gruppenvergleich nach dem Student-Newman-Keuls-Test (SNK-Test) durchgeführt.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Kompostierung der separierten Feststoffe

#### *Stoffliche Zusammensetzung und Massenbilanz*

Der Flüssigmist und die Feststoffe wurden regelmäßig für die Inhaltstoffanalysen beprobt. Die stoffliche Zusammensetzung der Substrate zu Beginn der Emissionsmessperiode sowie die Zusammensetzung des Komposts am Ende der Messperiode sind in Tabelle 3 zusammengestellt.

Durch den mikrobiellen Abbau der organischen Substanz und Wasserabdampfung in der Kompostierungsphase (85 bzw. 95 Tage) kam es zur Massenreduktion, die im Winterversuch 68 % und im Sommerversuch 54 % betrug (Tabelle 4).

#### *Temperaturverlauf und Emissionsraten bei der Kompostierung*

Durch die mikrobielle Aktivität stieg die Temperatur im Kern der Kompostmiete ziemlich zügig bis auf 70 °C an. Nach den Umsetzeitpunkten wurde immer ein Anstieg der Kerntemperatur beobachtet, welche auf die Aktivität der aeroben Mikroorganismen zurückzuführen ist (Abbildung 2 und 3).

Die höchsten  $\text{NH}_3$ -Emissionsraten wurden in den ersten 2 Wochen nach Beginn der Kompostierung gemessen (Abbildung 2 und 3). Danach kam die Phase der erhöhten  $\text{CH}_4$ -Emissionen, die speziell im Sommerversuch ausgeprägt war. In dieser Phase wurden bis zum 40. Versuchstag Maximalwerte bis zu 90 g  $\text{CH}_4/\text{t}^*\text{d}$  gemessen. Im Winterversuch ist die  $\text{CH}_4$ -Bildungsphase bei Maximalwerten von 40 g  $\text{CH}_4/\text{t}^*\text{d}$  weniger markant ausgeprägt. Sowohl im Sommerversuch als auch im Winterversuch ist die Phase der  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen ab dem 30. Tag deutlich ausgebildet. Maximalwerte bis 7 g  $\text{N}_2\text{O}/\text{t}^*\text{d}$  wurden gemessen. Die höchste  $\text{N}_2\text{O}$ -Bildung wurde zwischen dem 30. und 60. Tag gemessen, bei der die mittleren Mietentemperatur

Tabelle 3: Stoffliche Zusammensetzung der Ausgangssubstrate sowie der kompostierten Feststoffe  
 Table 3: Ingredients of substrates as well as of the composted solid matter

	TS [%]	N <sub>total</sub> [g/kg FM <sup>3</sup> ]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [g/kg FM]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/N <sub>total</sub> [%]	C <sub>total</sub> [g/kg FM]	C <sub>total</sub> /N <sub>total</sub>
<b>Winterversuch 2000</b>						
Unbehandelter Schweineflüssigmist	4,45	4,44	3,48	78,38	18,87	4,25
Separierter Schweineflüssigmist	1,80	3,47	2,70	77,81	6,53	1,88
Reine Feststoffe <sup>1)</sup> ohne Stroh (25.10.2000)	24,38	7,33	2,63	35,88	86,16	11,75
Kompostierte Feststoffe (30.11.2000)	27,65	8,37	0,31	3,70	83,95	10,03
<b>Sommerversuch 2001</b>						
Unbehandelter Schweineflüssigmist	2,89	3,73	2,85	76,41	11,83	3,17
Separierter Schweineflüssigmist	3,71	4,00	2,70	89,70	16,00	5,32
Reine Feststoffe <sup>2)</sup> ohne Stroh (18. Mai 2001)	32,58	6,73	0,82	6,60	113,38	16,85
Kompostierte Feststoffe (20. August 2001)	58,63	14,63	0,04	0,27	97,97	6,70

1) Abtrennleistung der TS: 64 %

2) Abtrennleistung nicht berechenbar aufgrund der schwierigen repräsentativen Probennahme des unbehandelten Schweineflüssigmists

3) Frischmasse

Tabelle 4: Massenbilanzen beim Kompostieren von Feststoffen aus der Separierung von Schweineflüssigmist  
 Table 4: Mass balances at composting of solid matter from separation of swine slurry

	Winterversuch 2000	Sommerversuch 2001
Dauer der Kompostierung [d]	85	95
Anzahl der Umsetzungen	7	10
<b>Bezug Frischmasse</b>		
Eingelagerte Feststoffe [kg]	3.976	4.440
eingemischtes Stroh [kg]	120	100
Eingelagerte Frischmasse [kg]	4.096	4.540
Bewässerung [kg]	0	270
Ausgelagerte Kompostmasse [kg]	1.300	2.215
Massenverlust [kg]	2.796	2.595
Massenverlust [%]	68	54
<b>Bezug Trockenmasse</b>		
Eingelagerte Feststoffe [kg]	969	1.447
Eingemischtes Stroh [kg]	106,80	89,00
Eingelagerte Trockenmasse [kg]	1.075	1.536
Ausgelagerte Kompostmasse [kg]	359	1.299
Trockenmasseverlust [kg]	716	237
Trockenmasseverlust [%]	67	15

ren zwischen 50 °C und 60 °C betrogen. Die erhöhten N<sub>2</sub>O-Emissionen in dieser Kompostierphase wurden auch von SOMMER & MOLLER (2000) gefunden. Gerade in dieser Zeitperiode liegen optimale Verhältnisse für die Denitrifizierung. Die leicht verfügbaren C- und die N-Verbindungen, welche nitrifiziert bzw. denitrifiziert werden,

dürften zum überwiegenden Teil aus der absterbenden mikrobiellen Biomasse bereitgestellt worden sein.

Im Winterversuch sind zudem in den ersten 10 Tagen der Kompostierung erhöhte N<sub>2</sub>O-Emissionen gemessen worden.

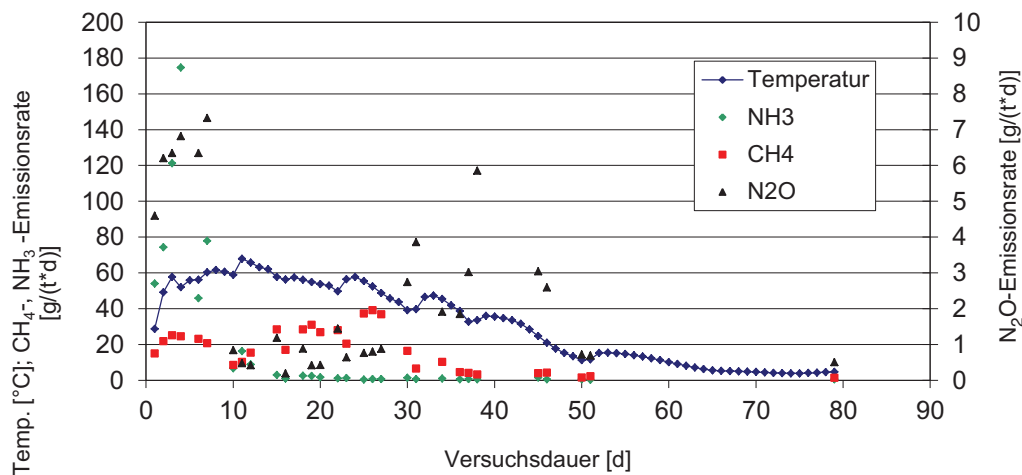


Abbildung 2: Verlauf der Emissionsraten und mittleren Mientemperatur bei der Kompostierung von 3.976 kg Feststoffen aus der Schweineflüssigmistseparierung und Zusatz von 120 kg Stroh; 7-mal umgesetzt, Winterversuch

Figure 2: Emission rate and mean temperature during the composting of 3,976 kg solid matter from separation of swine slurry and addition of 120 kg straw; turning over: 7 times; winter trial

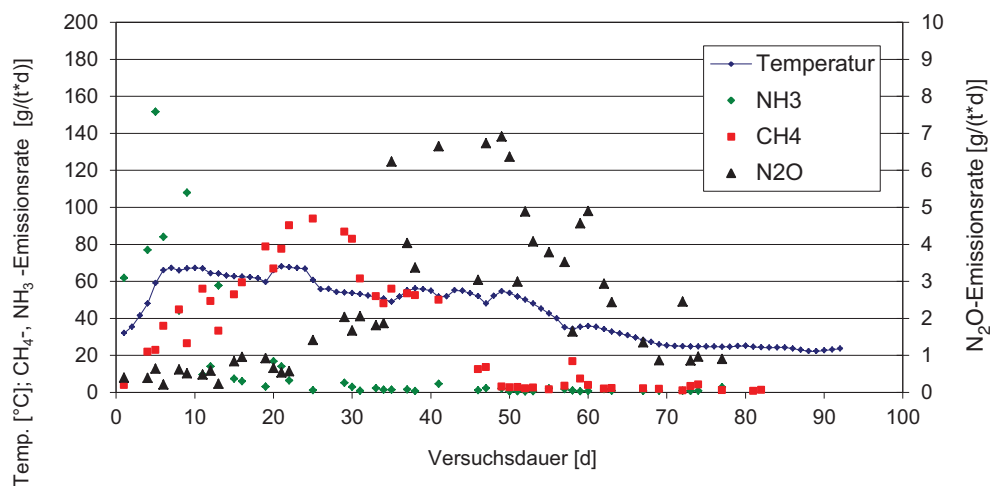


Abbildung 3: Verlauf der Emissionsraten und mittleren Mientemperatur bei der Kompostierung von 4.440 kg Feststoffen aus der Schweineflüssigmistseparierung und Zusatz von 100 kg Stroh; 10-mal umgesetzt; Sommerversuch

Figure 3: Emission rate and mean temperature during the composting of 4,440 kg solid matter from separation of swine slurry and addition of 100 kg straw; turning over: 10 times; summer trial.

### *Kumulierte Spurengasemissionen und Treibhauswirkung bei der Kompostierung*

Der überwiegende Anteil des C entweicht in Form des  $\text{CO}_2$ . Pro Tonne Frischmasse (FM) wurden bei der Kompostierung von Feststoffen aus der Schweineflüssigmistseparierung 90,0 kg bzw. 222,9 kg  $\text{CO}_2$  freigesetzt (Tabelle 5). Dieses  $\text{CO}_2$  trägt nicht zum anthropogenen Treibhauseffekt bei und wurde bei der GWP-Bilanz nicht berücksichtigt.

Trotz intensiver Umsetzung haben sich in der Kompostmiete anaerobe „Hot Spots“ gebildet, in denen die methanogenen Bakterien günstige Bedingungen vorfanden. Diese

entstehen einerseits durch die hohe Sauerstoffzehrung der Aerobier und andererseits durch die mechanisch gehemmte Sauerstoffdiffusion in den Kompostmietenkernen. Die kumulierten  $\text{CH}_4$ -Emissionen betragen 0,86 kg/t bzw. 2,575 kg/t FM. Es wurde allgemein festgestellt, dass die C-Emissionen in Form von  $\text{CH}_4$  und  $\text{CO}_2$  im Sommer höher waren als im Winter. Die höheren Außentemperaturen und die bessere Abbaubarkeit der organischen Substanz haben die  $\text{CH}_4$ - und  $\text{CO}_2$ -Emission begünstigt.

Der Anstieg der Mientemperaturen von über 60 °C in den ersten 2 Wochen hatte zur Folge, dass der  $\text{NH}_4^+$ -N in

Tabelle 5: Kumulierte Spurengasemissionen, Global Warming Potential und N-Verluste bei der Kompostierung  
 Table 5: Cumulated trace gas emission, Global Warming Potential (GWP) and N loss during composting

	Winterversuch 2000	Sommerversuch 2001
<b>Spurengasemissionen und GWP</b>		
CO <sub>2</sub> [kg/t FM <sup>1)</sup> ]	90,0	222,9
CH <sub>4</sub> [kg/t FM]	0,863	2,575
NH <sub>3</sub> [kg/t FM]	0,843	0,155
N <sub>2</sub> O [kg/t FM]	0,155	0,221
GWP <sup>2)</sup> [kg CO <sub>2</sub> eq./t FM]	66,0	122,5
% Verteilung N <sub>2</sub> O:CH <sub>4</sub>	73:27	56:44
<b>N-Verlust (NH<sub>3</sub> und N<sub>2</sub>O)</b>		
N-Verlust [kg/t FM]	0,791	0,267
N-Verlust [%]	10,8	4,0

<sup>1)</sup> Frischmasse

<sup>2)</sup> GWP von N<sub>2</sub>O = 310; GWP von CH<sub>4</sub> = 21 (IPCC, 1996)

Form von NH<sub>3</sub> in die Atmosphäre diffundierte. Zudem erfolgte durch die Proteolyse die Freisetzung von NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N aus leicht abbaubaren Proteinverbindungen. Im Sommersversuch 2001 waren die NH<sub>3</sub>-Emissionen um das 5-Fache geringer als im Winter. Obwohl die organische Substanz im Sommer 2001 intensiver ab- bzw. umgebaut wurde (hohe C-Emissionen), blieben die kumulierten NH<sub>3</sub>-Emissionen auf einem geringen Niveau. Das C/N-Verhältnis wurde durch die hohen C-Emissionen von 16,9:1 auf 6,7:1 eingengt (Tabelle 3). Der ammoniakalische Stickstoff wurde nach der Mineralisierung wieder in die organische Substanz und in die mikrobielle Biomasse eingebaut, wodurch die NH<sub>3</sub>-Emissionen in Grenzen gehalten wurden. Im Winterversuch 2000 wurde das C/N-Verhältnis durch die Kompostierung kaum verändert. Das C/N-Verhältnis zu Beginn der Kompostierung betrug 11,8:1 und es veränderte sich nur marginal. Die hohen NH<sub>3</sub>-Emissionen von 0,84 kg/t FM lassen sich durch den höheren NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Anteil in den ersten 30 Tagen der Kompostierung und den günstigen Abdampfbedingungen (Temperatur und Umsetzen) zurückzuführen.

Die kumulierten N<sub>2</sub>O-Emissionen betragen 0,15 bzw. 0,22 kg/t FM und waren somit um das 3- bis 4-Fache höher als bei der Kompostierung von Feststoffen aus einem Milchviehflüssigmist (AMON et al., 2001).

Die N-Verluste in Form von N<sub>2</sub>O- und NH<sub>3</sub>-Emissionen lagen bei 10,8 % bzw. 4 %. In derselben Versuchsanstellung mit der Feststoffkompostierung aus Milchviehflüssigmist konnten AMON et al. (2001) für den Sommersversuch 24,7 % und im Winterversuch von 2,7 % feststellen. Bei der Kompostierung von Stallmist aus der Milchviehhaltung einen Gesamt-N-Verlust über NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O und Sickerwasser von 11 %

feststellen (AMON et al. 1999). Der größte Teil an gasförmigen N-Verlusten entwich in Form von NH<sub>3</sub>. Die NH<sub>3</sub>-Emissionen können durch Zugabe von Stroh oder anderen Strukturmaterialien zu Beginn der Kompostierung weiter vermindert werden. Bei der Kompostierung von Rindermist aus dem Tiefstreuensystem konnte SOMMER (2001) Gesamt-N-Verluste von 28 % feststellen. Der größte Teil emittierte in Form von NH<sub>3</sub>. Die Verluste über die Auswaschung betragen ein Fünftel der Gesamt-N-Verluste. Weniger als 0,3 % des emittierten N war N<sub>2</sub>O (SOMMER, 2001).

Die kompostierten Feststoffe aus dem Schweineflüssigmist wiesen eine Treibhauswirkung von 66,0 kg bzw. 122,5 kg CO<sub>2</sub> eq/t FM auf, wobei der überwiegende Teil (73 % bzw. 56 %) auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen zurückzuführen war (Tabelle 5). Während der warmen Jahreszeit waren die Emissionen von treibhausrelevanten Gase (CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) höher als im Winter. Im Sommersversuch wurde der Kompost intensiver bewässert, weil sich sonst durch die intensiven Umsetzvorgänge trockenstabile Verhältnisse eingestellt hätten. Durch die Bewässerung und durch die mesophilen/thermophilen Temperaturverhältnisse konnten sich anaerobe Zonen etablieren, in denen verstärkt CH<sub>4</sub> gebildet wurde. Inwieweit die Schweinefütterung das Emissionsverhalten in den kompostierten Feststoffen beeinflusst, kann aus den Versuchen nicht abgeleitet werden. Es ist allgemein bekannt, dass die Fütterungsart (einphasig oder mehrphasig), Rationszusammensetzung (getreide- oder CCM-reich) und das Leistungsstadium (tragend oder säugend bzw. Aufzucht oder Mast) die stoffliche Zusammensetzung der Exkremente beeinflussen (VAN'T KLOOSTER, 2002; GRUBER & STEINWIDDER, 1996).



### 3.2 Lagerung des unbehandelten und separierten Flüssigmists

#### Stoffliche Zusammensetzung

Die Veränderungen in der stofflichen Zusammensetzung sind einerseits durch Entmischungsprozesse (Schweineflüssigmist neigt bei getreidebetonter Fütterung zur Bildung von Sinkschichten) und durch mikrobielle sowie chemische Abbau- bzw. Umbauprozesse erklärbar (Tabelle 6).

Der N<sub>org</sub> erfuhr speziell im Sommerversuch (–66 %) die größte Veränderung. Im Winterversuch nahm hingegen der N<sub>org</sub>-Gehalt um 40 % ab. Sowohl der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N- als auch der N<sub>total</sub>-Gehalt nahmen ab. Dies zeigt, dass es während der Lagerung zu NH<sub>3</sub>-Verlusten kam, die sowohl aus dem anorganischen als auch dem organischen N-Pool gespeist wurden. Durch die Desaminierungsreaktionen (chemische Abspaltung von NH<sub>3</sub> aus einer Aminogruppe) des organisch gebundenen Stickstoffs stieg der pH-Wert marginal an.

Die Veränderung der organischen Substanz (C<sub>total</sub> und N<sub>org</sub>) war in der separierten Dünngülle vom Sommerversuch trotz kürzerer Lagerungszeit höher (Tabelle 7). Dies ist auf die leichtere Abbaubarkeit der organischen Substanz und auf die höhere Gülletemperatur während der Sommerlagerung zurückzuführen. Der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Gehalt blieb über die Lagerungsdauer konstant. Währenddessen nahm der N<sub>org</sub> im Winterversuch um 50 % und im Sommerversuch um 68 % ab. N-Verluste können daraus abgeleitet werden, da der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Gehalt konstant blieb. Der N<sub>total</sub>-

Gehalt nahm bei beiden separierten Dünngüllen ab – im Winterversuch um etwa 8 % und im Sommerversuch um etwa 21 %. Der C-Verlust war höher als der N-Verlust, wodurch sich das C/N-Verhältnis einengte. Der pH-Wert blieb unverändert.

Durch die Separierung von Schweineflüssigmist entsteht eine Dünngülle, die technologisch leicht förderbar (geringer TS-Gehalt) ist. Der überwiegende Teil des NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (über 90 %) findet sich nach dem Separierprozess in der Dünngülle wieder (AMON 1995). In Verbindung mit einer fehlenden Schwimmdecke beim separierten Flüssigmist sind höhere NH<sub>3</sub>-Emissionen während der Lagerung zu erwarten, wenn die Gülle ohne Abdeckung gelagert wird. Bei der Ausbringung wirkt ein TS-reduzierter Flüssigmist aufgrund der verbesserten Infiltration NH<sub>3</sub>-emissionsmindernd (ALFAM 2002; AMON et al. 2006).

#### Emissionsraten und kumulierte Emissionen bei der Lagerung

Die Emissionsraten von NH<sub>3</sub> unterscheiden sich nicht im unbehandelten und separierten Flüssigmist (Tabelle 8). Durch die Separierung wird der NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N-Gehalt in der Flüssigphase nicht wesentlich verändert (Tabelle 6 und 7), da dieser zum größten Teil in die Flüssigphase abgeschieden wird (AMON 1995). Daneben liegt für die Diffusion des physikalisch gelösten NH<sub>3</sub> von der Flüssigphase in die Atmosphäre keine physikalische Barriere einer Schwimmdecke vor. Auch bei den N<sub>2</sub>O-Emissionen gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Varianten. Die

Tabelle 6: Inhaltsstoffe des unbehandelten Schweineflüssigmists und deren Veränderung während der Winter- und Sommerlagerung

Table 6: Nutrient composition of untreated pig slurry and its change during winter and summer storage

	TS [%]	oTS <sup>1)</sup> [%]	C <sub>total</sub> [g/kg FM <sup>2)</sup> ]	N <sub>total</sub> [g/kg FM]	C <sub>total</sub> /N <sub>total</sub>	N <sub>org</sub> [g/kg FM]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [g/kg FM]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/N <sub>total</sub> [%]	pH
<b>Winterlagerung 204 Tage</b>									
Anfang	4,45	3,31	18,87	4,44	4,25	1,33	3,48	78,38	7,60
Ende	2,84	1,97	11,37	3,95	2,88	0,79	2,70	68,35	7,94
Änderung [%]	– 36	– 40	– 40	– 11	– 32	– 40	– 22	– 13	+ 4
Ø (Probenanzahl)	3,20 (25)	3,20 (25)	12,77 (25)	3,99 (16)	3,33	0,90 (25)	3,04 (14)	75,10	7,82 (25)
<b>Sommerlagerung 120 Tage</b>									
Anfang	2,89	2,05	11,83	3,73	3,17	1,04	2,85	76,41	6,78
Ende	1,61	0,97	5,72	2,89	1,98	0,36	2,55	88,24	7,26
Änderung [%]	– 44	– 53	– 52	– 23	– 38	– 66	– 11	+ 15	+ 7
Ø (Probenanzahl)	2,08 (12)	1,38 (12)	8,42 (7)	3,22 (11)	2,54	0,66 (7)	2,68 (10)	80,83	7,29 (12)

<sup>1)</sup> organische Trockensubstanz;

<sup>2)</sup> Frischmasse

Tabelle 7: Inhaltsstoffe des separierten Schweineflüssigmistes und deren Veränderung während der Winter- und Sommerlagerung  
 Table 7: Nutrient composition of separated pig slurry and change during winter and summer storage

	TS [%]	oTS <sup>1)</sup> [%]	C <sub>total</sub> [g/kg FM <sup>2)</sup> ]	N <sub>total</sub> [g/kg FM]	C <sub>total</sub> /N <sub>total</sub>	N <sub>org</sub> [g/kg FM]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N [g/kg FM]	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/N <sub>total</sub> [%]	pH
<b>Winterlagerung 204 Tage</b>									
Anfang	1,80	1,15	6,53	3,47	1,88	0,59	2,70	77,81	8,07
Ende	1,09	0,72	3,73	3,18	1,17	0,30	2,61	82,08	8,11
Änderung [%]	- 39	- 47	- 43	- 8	- 38	- 50	- 3	+ 5	+ 0
Ø (Probenanzahl)	<b>1,29</b> (25)	<b>0,83</b> (24)	<b>4,64</b> (23)	<b>2,99</b> (15)	<b>1,51</b>	<b>0,39</b> (15)	<b>2,54</b> (15)	<b>73,98</b>	<b>8,01</b> (25)
<b>Sommerlagerung 119 Tage</b>									
Anfang	3,71	2,75	16,00	4,00	5,32	1,50	2,70	89,70	7,01
Ende	1,79	1,15	7,51	3,18	2,36	0,48	2,70	84,86	6,98
Änderung [%]	- 52	- 58	- 53	- 21	- 56	- 68	+/- 0	- 5	+/- 0
Ø (Probenanzahl)	<b>2,77</b> (13)	<b>1,90</b> (13)	<b>11,56</b> (12)	<b>3,59</b> (12)	<b>3,29</b>	<b>0,95</b> (12)	<b>2,73</b> (13)	<b>77,79</b>	<b>7,00</b> (13)

<sup>1)</sup> organische Trockensubstanz; <sup>2)</sup> Frischmasse

CH<sub>4</sub>-Emissionsraten zeigen, dass diese im Winterversuch signifikant höher sind. Offensichtlich war die organische Substanz für die methanogenen Bakterien leichter abbaubar. Die mittlere Flüssigmisttemperatur von 6 °C hat die Methanogenese kaum beeinträchtigt. WILLIAMS (1993) konnte bei 6 °C noch immer CH<sub>4</sub>-Emissionen aus Kuhfladen messen.

### 3.3 Aggregierte NH<sub>3</sub>-Emissionen und Global Warming Potential bei der Flüssigmistseparierung

Aufgrund der berechneten TS-Abtrennleistung von 64 % wurden die Emissionen aus dem separierten Flüssigmist und kompostierten Feststoffe aggregiert und mit einem Kubikmeter unbehandelten Flüssigmist verglichen (Tabelle 9). Das Verfahren Flüssigmistseparierung („separiert + kompostierte Feststoffe“) zeigte 1,9- bis 3-fach höhere NH<sub>3</sub>-Emissionen auf als der unbehandelt gelagerte Flüssigmist. Diese sind zum überwiegenden Teil auf die hohen NH<sub>3</sub>-Emissionen zu Beginn der Feststoffkompostierung zurückzuführen. Der N kann im unbehandelten Flüssigmist besser „konserviert“ werden, als wenn eine mechanische Stofftrennung durchgeführt wird und die daraus gewonnenen Feststoffe kompostiert werden. Durch die Kompostierung entweichen große Mengen an NH<sub>3</sub>-N.

Wurde der Schweineflüssigmist separiert, so zeigte sich, dass die Treibhauswirkung des Verfahrens „separiert + kompostierte Feststoffe“ um das 1,7- bis 2,1-Fache höher war als

Tabelle 9: Aggregierte NH<sub>3</sub>-Emissionen [g/m<sup>3</sup>] sowie Global Warming Potential\* [kg CO<sub>2</sub> eq/m<sup>3</sup>] bei der Separierung von Schweineflüssigmist im Vergleich zum unbehandelten Schweineflüssigmist

Table 9: Aggregated NH<sub>3</sub> emission [g/m<sup>3</sup>] and global warming potential [kg CO<sub>2</sub> eq/m<sup>3</sup>] from separated pig slurry (solid and liquid phase) in comparison to untreated pig slurry

	Variante	Winterversuch	Sommerversuch
NH <sub>3</sub>	unbehandelt	76,6	67,8
	separiert	63,4	65,1
	separiert + kompostierte Feststoffe	227,7	129,57
GWP	unbehandelt	22,38	10,87
	separiert	18,87	12,93
	separiert + kompostierte Feststoffe	69,75	18,32

\* GWP von N<sub>2</sub>O = 310; GWP von CH<sub>4</sub> = 21 (IPCC, 1996)

beim unbehandelt gelagerten Flüssigmist. Die N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen stiegen ebenfalls in ziemlich gleichen Anteilen.

## 4 Schlussfolgerungen

Durch das Verfahren der Flüssigmistseparierung erhält man eine TS-reduzierte Dünggülle und kompostierbare Feststoffe. Die separierte Dünggülle ist bezüglich der verbes-

Tabelle 8: Emissionsraten [g/d\*m<sup>-3</sup> FM] und kumulierte Emissionen [g \*m<sup>-3</sup> FM] bei der Lagerung von unbehandeltem und separiertem Schweineflüssigmist im Winter- und Sommersversuch (Student-Newman-Keuls-Test der logtransformierten Emissionsraten zwischen Winter- und Sommersversuch (Spalte Signifikanz) bzw. zwischen unbehandeltem und separiertem Schweineflüssigmist (Buchstaben);  $\alpha = 0,05$ )

 Table 8: Emission rates [g/d\*m<sup>-3</sup> FM] and cumulated emission [g \*m<sup>-3</sup> FM] from untreated and separated pig slurry during winter and summer storage (Student-Newman-Keuls Test of the logtransformed emission rates between winter and summer storage (column significance) respectively between untreated and separated pig slurry (letters);  $\alpha = 0,05$ )

	Variante	Winterversuch		Sommerversuch		Signifikanz
		Emissionsrate	Kumuliert <sup>1)</sup>	Emissionsrate	Kumuliert <sup>1)</sup>	
Ammoniak (NH <sub>3</sub> )	unbehandelt	Ø: 0,54 <sup>a</sup> max: 6,04 min: 0,10 n: 66	77	Ø: 0,49 <sup>A</sup> max: 3,08 min: 0,09 n: 36	68	n. s.
	separiert	Ø: 0,65 <sup>a</sup> max: 6,73 min: 0,14 n: 63	63	Ø: 0,56 <sup>A</sup> max: 1,43 min: 0,06 n: 34	65	n. s.
Lachgas (N <sub>2</sub> O)	unbehandelt	Ø: 0,32 <sup>a</sup> max: 3,32 min: 0,05 n: 65	35	Ø: 0,24 <sup>A</sup> max: 0,35 min: 0,11 n: 27	23	n. s.
	separiert	Ø: 0,27 <sup>a</sup> max: 1,10 min: 0,06 n: 59	23	Ø: 0,28 <sup>A</sup> max: 0,63 min: 0,04 n: 34	30	n. s.
Methan (CH <sub>4</sub> )	unbehandelt	Ø: 3,39 <sup>a</sup> max: 19,85 min: 0,21 n: 58	549	Ø: 1,97 <sup>A</sup> max: 7,68 min: 0,53 n: 36	180	s.
	separiert	Ø: 4,43 <sup>b</sup> max: 15,15 min: 0,89 n: 63	566	Ø: 1,74 <sup>A</sup> max: 4,53 min: 0,55 n: 34	180	s.
Kohlendioxid (CO <sub>2</sub> )	unbehandelt	Ø: 44,31 <sup>a</sup> max: 121,12 min: 10,72 n: 66	22.380	Ø: 35,88 <sup>A</sup> max: 96,92 min: 9,67 n: 36	29.280	n. s.
	separiert	Ø: 50,42 <sup>b</sup> max: 164,9 min: 14,96 n: 63	19.870	Ø: 47,82 <sup>B</sup> max: 187,16 min: 18,24 n: 34	27.030	n. s.

<sup>1)</sup> Kumuliert für die Lagerungszeit von 100 Tagen

serten Infiltration in den Boden und des reduzierten C-Gehaltes bzgl. NH<sub>3</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen bei der Ausbringung grundsätzlich positiv zu beurteilen. Durch die Kompostierung, bei der die organische Substanz mikrobiell ab-, um- und aufgebaut wird, entstehen klima- und umweltrelevante Spurengasemissionen. Drei zeitlich verschobene Emissionsphasen wurden bei der Kompostierung von Feststoffen aus der Separierung von Schweineflüssigmist festgestellt: 1. NH<sub>3</sub>-Emissionsphase; 2. CH<sub>4</sub>-Emissionsphase; 3. N<sub>2</sub>O-Emissionsphase. Durch das Umsetzungs-

intervall sowie durch die Zugabe von Strukturmaterial können die Spurengasemissionen gesteuert werden. Für die Verfahrensbeurteilung der Flüssigmistseparierung bezüglich NH<sub>3</sub>-, N<sub>2</sub>O- und CH<sub>4</sub>-Emissionen müssen neben den Emissionen von den kompostierten Feststoffen auch die Emissionen des separierten Flüssigmists während der Lagerung mitberücksichtigt werden. Dabei zeigte sich, dass die Spurengasemissionen höher lagen als bei der Lagerung des unbehandelten Flüssigmists.

## Danksagung

Die Versuche wurden vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft Wien finanziell unterstützt. Die Autoren danken den MitarbeiterInnen der BOKU-Versuchswirtschaft Groß-Enzersdorf für ihre umfangreiche Unterstützung bei der Versuchsdurchführung.

## Literatur

- ALFAM (2002): Ammonia Losses from Field-applied Animal Manure. European Communion Concerted Action (FAIR6-PL98-45057) [www.alfam.dk](http://www.alfam.dk).
- AMON, T. (1995): Prozesssteuerung der Flüssigmistseparierung mit einem Preßschneckenseparator. Gelbe Reihe, Landtechnische Berichte aus Praxis und Forschung 55, Bayerisches Staatsministerium für ELuF, München, Dissertation an der Universität München-Weihenstephan.
- AMON, B., T. AMON, J. BOXBERGER, A. PÖLLINGER und A. ZAUSSINGER (1996): Entwicklung einer Messeinrichtung zur Erfassung umweltrelevanter Gasemissionen. *Die Bodenkultur* 47: 247–253.
- AMON, B., T. AMON & J. BOXBERGER (1999): Emissionen von  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  aus der Festmistverfahrenskette Milchviehanbindehaltung Stall – Lagerung – Ausbringung. Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung. 4. Internationale Tagung, Freising, 57–62.
- Amon, B., G. Moitzi, C. Wagner-Alt, V. Kryvoruchko, T. Amon und J. Boxberger (2001): Methane, Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from Management of Liquid and Solid Manures. Final Report. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt- und Wasserwirtschaft, Wien.
- AMON, B., V. KRYVORUCHKO, G. MOITZI und T. AMON (2006): Greenhouse gas and ammonia emission abatement by slurry treatment International Congress Series (ICS) 2nd International Conference on Greenhouse Gases and Animal Agriculture, Zurich, Switzerland, 20–24 September 2005, 1293, 295–298
- VAN'T KLOOSTER, C.E. (2002): Environmental technology in pig and poultry production. Reduction of Emissions from Animal Production – Legislation and Environmental Technologies in the USA and the European Union. XXVI Annual Meeting of the Chilean Society for Animal Production (SOCHIPA). <http://www.ktbl.de/umwelt/recht/chile/tieremission.htm>.
- GRUBER, L. und A. STEINWIDDER (1996): Einfluss der Fütterung auf die Stickstoff- und Phosphorausscheidung landwirtschaftlicher Nutztiere – Modellkalkulation auf Basis einer Literaturübersicht. *Die Bodenkultur* 47: 255–277.
- ISENSEE, E., D. STRAUCH und G. BLANKEN (1983): Technik und Hygiene in der Flüssigmistbehandlung. *KTBL-Schrift* 265, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt.
- IPCC (1996): Climate change 1995: the science of climate change. In: HOUGHTON, J.T., L.G. MEIRA FILHO, B.A. CALLANDER, N. HARRIS, A. KATTENBERG und K. MASSELL (Ed.), Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 572.
- MOITZI, G. (2002): Auswirkungen der Biomethanisierung, Belüftung und Separierung auf die Emissionen von  $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$  und  $\text{CH}_4$  während der Lagerung und nach der Ausbringung von Schweineflüssigmist. Dissertation an der Universität für Bodenkultur Wien.
- PAILLAT, J.M., P. ROBIN, M. HASSOUNA und P. LETERME (2005): Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting. *Atmospheric Environment* 39: 6833–6842.
- SOMMER, S.G. und H.B. MOLLER (2000): Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. *Journal of Agricultural Science* 134: 327–335.
- SOMMER, S.G. (2001): Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy* 14: 123–133.
- WILLIAMS, D.J. (1993): Methane Emissions from Manure of Free-Range Dairy Cows. *Chemosphere* 26: 179–187.

## Anschrift der AutorInnen

Gerhard Moitzi, Vitaliy Kryvoruchko, Barbara Amon, Thomas Amon und Josef Boxberger  
Institut für Landtechnik im Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Peter-Jordan-Straße 82, 1190 Wien  
E-Mail: [gerhard.moitzi@boku.ac.at](mailto:gerhard.moitzi@boku.ac.at)

Eingelangt am 15. März 2010

Angenommen am 19. Juli 2011