

Forschungsbericht

Nr. 155

Minderung von Geruchs-, Ammoniak- und
Methanemissionen aus Ställen mit Flüssigmistung
durch Flüssigmistbelüftung, Unterflurabsaugung und
Abluftwäsche

Verfasser: Anne Kresse und Prof. Dr. agr. Wolfgang Büscher

Institut für Landtechnik

Herausgeber: Lehr- und Forschungsschwerpunkt „Umweltverträgliche und Standortgerechte Landwirtschaft“, Landwirtschaftliche Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn

Meckenheimer Allee 172, 53115 Bonn
Tel.: 0228 – 73 2285; Fax.: 0228 – 73 1776
www.usl.uni-bonn.de

Forschungsvorhaben im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
Bonn, September 2008

ISSN 1610-2460

Projektleitung: Prof. Dr. Wolfgang Büscher

Projektbearbeiter: Dipl.-Ing. agr. Anne Kresse

Institut für Landtechnik
Nussallee 5
53115 Bonn

Zitiervorschlag:

KRESSE, A. UND W. BÜSCHER (2008): Minderung von Geruchs-, Ammoniak- und Methanemissionen aus Ställen mit Flüssigentmistung durch Flüssigmistbelüftung, Unterflurabsaugung und Abluftwäsche. Landwirtschaftliche Fakultät der Universität Bonn, Schriftenreihe des Lehr- und Forschungsschwerpunktes USL, Nr. 155, 142 Seiten.

Inhaltsverzeichnis	Seite
Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis	VIII
Abkürzungsverzeichnis	XI
1 Einleitung	1
1.1 Allgemeine Einführung und Problemstellung	1
1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise	2
2 Literaturanalyse	3
2.1 Charakterisierung des Flüssigmistes	3
2.2 Schadstoffe	4
2.3 Bildungsmechanismen der Schadstoffe in Ökosystemen	8
2.4 Entstehungsorte der Schadstoffe in der Landwirtschaft	13
2.5 Emissionsminderung	16
2.6 Belüftungsverfahren	21
2.7 Emissionsfaktoren der Schadstoffe	23
2.8 Analysenverfahren	28
3 Material und Methode	30
3.1 Technikum	30
3.1.1 Entwicklung einer Pilotanlage	30
3.1.1.1 Konstruktion eines Reaktionsbehälters	30
3.1.1.2 Auswahl eines Analysenverfahrens	32
3.1.1.3 Gasentnahme zur Analyse	33
3.1.1.4 Saurer Wäscher	35
3.1.1.5 Flüssigmist	36
3.1.1.6 Reproduzierbarkeit	37
3.1.2 Reaktionen des Flüssigmistes	37
3.1.2.1 Reaktionen unter aeroben und anaeroben Bedingungen	37
3.1.2.2 Variation des Luftdurchsatzes	38
3.1.2.3 Variation des pH unter aeroben Bedingungen	38
3.1.2.4 Zusatz einer grenzflächenaktiven Substanz	38

3.2	Praxisanlage	39
3.2.1	Stall	39
3.2.2	Versuchsaufbau im Stall	40
3.2.3	Belüftungsanlage im Versuchsabteil	43
3.2.4	Abluftanlage im Versuchsabteil	45
3.2.4.1	Unterflurabsaugung	45
3.2.4.2	Abluftwäscher	46
3.2.5	Messungen	49
3.2.6	Inbetriebnahme	52
3.3	Auswertung der Ergebnisse	54
4	Ergebnisse	55
4.1	Pilotanlage	55
4.2	Variation der Reaktionsbedingungen im Technikum	62
4.3	Praxisanlage	71
4.4	Reaktionen des Flüssigmistes in der Betriebsanlage	75
4.4.1	Messwertkorrektur	75
4.4.2	Emissionen	77
4.4.3	Konzentration im Abteilinnenraum	82
4.4.4	Charakteristische Kennzahlen	83
4.4.5	Ammoniakabsorption im Abluftwäscher	84
4.4.6	Energiebilanz	85
4.4.7	Geruchsemissionen	86
5	Diskussion	87
5.1	Beurteilung der entwickelten Versuchsanlage	87
5.2	Diskussion der Technikumsversuche mit Ergebnissen aus der Literatur	93
5.3	Bewertung der Ergebnisse unter Berücksichtigung der Praxistauglichkeit	98
5.4	Übertragbarkeit der Technikumsversuche für das Scale-Up	107
5.5	Ausblick und Beratungsempfehlung	108
6	Zusammenfassung	111
7	Literaturverzeichnis	113
8	Anhang	131
8.1	Bezogene Chemikalien	131
8.2	Geräte	132
8.3	Messergebnisse	135
9	Liste für weitere Forschungsaktivitäten	137

10 Liste der Veröffentlichungen	138
11 Liste der Vorträge	139
12 Liste der Posterpräsentationen	140
13 Kurzfassung	141

Abbildungsverzeichnis	Seite
Abb. 1: Prozessstufen der Methangärung (FROSCH, 2004, geändert)	11
Abb. 2: Emissionen der Treibhausgase in Deutschland und die Anteile der einzelnen Entstehungsorte innerhalb der Landwirtschaft nach FLACHOWSKY & BRADE (2007)	13
Abb. 3: Reaktionsbehälter der Pilotanlage (Frontansicht)	31
Abb. 4: Apparatur zur Regelung des Gasdurchflusses im Technikum	32
Abb. 5: Saurer Gaswäscher zur Ammoniakabsorption im Technikum	35
Abb. 6: Grundriss des Versuchsabteils	39
Abb. 7: Grundriss der FM-Kanäle	40
Abb. 8: Querschnitt des Kontrollabteils	41
Abb. 9: Querschnitt durch das Versuchsabteil mit Abluftreinigung	42
Abb. 10: Belüftungsgitter der Praxisanlage	43
Abb. 11: Querverstrebung am Belüftungsgitter	43
Abb. 12: Installation der Belüftungsgitter im FM-Kanal des Versuchsabteils	44
Abb. 13: Unterflurabsaugung über KG-Rohre im Versuchsabteil	46
Abb. 14: Unterflurabsaugung durch eine FM-Entnahmestelle im Versuchsabteil	46
Abb. 15: Unterflurabsaugung im Außenbereich bis zum Wäscher	46
Abb. 16: Funktionsprinzip und Bauelemente des Abluftwäschers	47
Abb.17: Abluftwäscher zur Abluftreinigung hinter dem Versuchsabteil	49
Abb.18: Gasprobenahme bei den Praxisversuchen	50
Abb. 19: Messventilator an der Oberflurabsaugung zur Luftvolumenstrombestimmung	50

Abb. 20: Lachgaskonzentration in Abhängigkeit von der Zeit, verschiedene Verfahren der Gasentnahme für die Analyse mit dem Gasmonitor im Technikum	56
Abb 21: Außentemperaturen während der Lagerzeit der FM-Probe	60
Abb. 22: Methankonzentration in der Abhängigkeit von der Zeit, Überprüfung der Pilotanlage auf Reproduzierbarkeit unter <i>aeroben</i> Bedingungen (Versuche 11-13)	61
Abb. 23: Methankonzentration in der Abhängigkeit von der Zeit, Überprüfung der Pilotanlage auf Reproduzierbarkeit unter <i>anaeroben</i> Bedingungen (Versuche 14-16)	61
Abb. 24: Ammoniakkonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Durchfluss von 800 [ml min. ⁻¹] unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum	62
Abb. 25: Lachgaskonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Durchfluss von 800 [ml min. ⁻¹] unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum	63
Abb. 26: Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Durchfluss von 800 [ml min. ⁻¹] unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum	63
Abb. 27: Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei 10 [ml min. ⁻¹] Luftdurchfluss im Technikum	65
Abb. 28: Ammoniakemissionen bei verschiedenen Luftdurchflüssen im Technikum	66
Abb. 29: Lachgasemissionen bei verschiedenen Luftdurchflüssen im Technikum	67
Abb. 30: Methanemissionen bei verschiedenen Luftdurchflüssen im Technikum	67
Abb. 31: Ammoniakemissionen bei unterschiedlichem pH im Technikum	68
Abb. 32: Lachgasemissionen bei unterschiedlichem pH im Technikum	69
Abb. 33: Methanemissionen bei unterschiedlichem pH im Technikum	69
Abb. 34: Ammoniakkonzentration im Trägergas in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Luftdurchfluss von 4000 [ml min. ⁻¹] vor und nach Zugabe von Baysilon im Technikum	70
Abb.35: Lachgaskonzentration im Trägergas in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Luftdurchfluss von 4000 [ml min. ⁻¹] vor und nach Zugabe von Baysilon im Technikum	70

Abb.36: Methankonzentration im Trägergas in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Luftdurchfluss von 4000 [ml min. ⁻¹] vor und nach Zugabe von Baysilon im Technikum	71
Abb. 37: Druckverluste innerhalb des Belüftungsgitters der Praxisanlage	72
Abb. 38: Luftgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Drehfrequenz des Ventilators bei der Unterflurabsaugung und ihre Schwankungen in der Praxisanlage	73
Abb. 39: Materialprüfung auf Massenveränderung für den Abluftwäscher in 1 n H ₂ SO ₄ über einen Monat	74
Abb. 40: Abhängigkeit der Ammoniakemissionen von der FM-Tiefe im Kontrollabteil, unbelüftet	75
Abb. 41: Abhängigkeit der Lachgasemissionen von der FM-Tiefe im Kontrollabteil, unbelüftet	76
Abb. 42: Abhängigkeit der Methanemissionen von der FM-Tiefe im Kontrollabteil, unbelüftet	76
Abb. 43: Ammoniakemissionen in Abhängigkeit von der Zeit aus dem Kontroll- und Versuchsabteil, Variantenvergleich des Versuchsabteils	78
Abb. 44: Lachgasemissionen in Abhängigkeit von der Zeit aus dem Kontroll- und Versuchsabteil, Variantenvergleich des Versuchsabteils	80
Abb. 45: Methanemissionen in Abhängigkeit von der Zeit aus dem Kontroll- und Versuchsabteil im Variantenvergleich des Versuchsabteils	81
Abb. 46: Ammoniakemissionen vor und nach dem Abluftwäscher gegen die Zeit bei konstantem Abluftstrom von 500 [m ³ h ⁻¹]	84
<u>Abbildungen im Anhang</u>	
Abb. A 1: Reaktionsbehälter der Pilotanlage nach BERG T. (2008)	133
Abb. A 2: Reaktionsbehälter des Gaswäschers in der Pilotanlage nach BERG T. (2008)	134
Abb. A 3: Ammoniakkonzentration in Abhängigkeit von der Zeit, Verschiedene Verfahren der Gasentnahme für die Analyse mit dem Gasmonitor im Technikum	135
Abb. A 4: Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit, Verschiedene Verfahren der Gasentnahme für die Analyse mit dem Gasmonitor im Technikum	135
Abb. A 5: Ammoniakkonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei 10 [ml min. ⁻¹] Luftdurchfluss im Technikum	136

Abb. A 6: Lachgaskonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei 10 [ml min.⁻¹]
Luftdurchfluss im Technikum

136

Tabellenverzeichnis	Seite
Tab. 1: Nährstoffgehalte in Schweine-FM nach VETTER & KLASINK (1978)	3
Tab. 2: Literaturangaben zur Charakterisierung von FM	4
Tab. 3: Wirkung unterschiedlicher Ammoniakkonzentrationen auf Schweine nach HARTUNG J. (1990)	5
Tab. 4: Ammoniakemissionen (AMON, 1998; DÄMMGEN, 2007; FUG, 2001; HARTUNG E, 2001 a)	24
Tab. 5: Ammoniakemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Schweinemast nach KTBL (2006)	24
Tab. 6: Ammoniakemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Rinderhaltung nach KTBL (2006)	24
Tab. 7: Lachgasemissionen (DÄMMGEN, 2007; KROEZE et al., 1999; SCHÖN et al., 1995)	25
Tab. 8: Lachgasemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Schweinemast nach KTBL (2006)	25
Tab. 9: Lachgasemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Rinderhaltung nach KTBL (2006)	26
Tab. 10: Methanemissionen (AMON, 1998; UMWELTBUNDESAMT, 2008; DÄMMGEN, 2007; FUG, 2001; STEINFELD et al., 2006)	26
Tab. 11: Methanemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Schweinemast nach KTBL (2006)	27
Tab. 12: Methanemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Rinderhaltung nach KTBL (2006)	27
Tab. 13: Geruchsemissionsfaktoren für verschiedene Tierarten	27
Tab. 14: Spezifische Geruchsstoffemissionen verschiedener Haltungsverfahren in der Mastschweinehaltung	28
Tab. 15: Geräte und Messprinzipien zur Gasanalyse nach MEISSNER & VAN DEN WEGHE (2003)	29

Tab. 16: Technische Daten des Multigasmonitors 1312 der Fa. LumaSense Technologies	33
Tab. 17: Dimensionskenndaten des entwickelten Abluftwäschers	48
Tab. 18: Versuchsbedingungen der Zersetzungsreaktionen des FM und charakteristische Kenngrößen zur Festlegung des Verfahrens von der Gasentnahme im Technikum	57
Tab. 19: Konzentrationsgradient im Gasraum der Reaktionsbehälter über dem FM	57
Tab. 20: Analysenergebnisse vom Gaswäscher und Gasmonitor zur Bestimmung der Ammoniakentwicklung im Technikum	58
Tab. 21: Kenngrößen der FM-Probe in den Lagerfässern	59
Tab. 22: Versuchsbedingungen der Reaktionen des FM bei aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum	62
Tab. 23: Charakteristische Kenngrößen der aeroben und anaeroben Reaktionen des FM im Technikum	64
Tab. 24: Versuchsbedingungen der Reaktionen des FM bei unterschiedlichen Luftdurchsätzen im Technikum	64
Tab. 25: Charakteristische Kenngrößen der Reaktionen des FM bei unterschiedlichen Luftdurchsätzen im Technikum	65
Tab. 26: Versuchsbedingungen der Reaktionen des FM bei Variation des pH unter aeroben Bedingungen im Technikum	68
Tab. 27: Vergleich der Gesamtemissionen von Ammoniak über 6 [d] zwischen Kontroll- und Versuchsabteil im Praxisversuch	78
Tab. 28: Vergleich der Gesamtemissionen von Lachgas über 6 [d] zwischen Kontroll- und Versuchsabteil im Praxisversuch	80
Tab.29: Vergleich der Gesamtemissionen von Methan über 6 [d] zwischen Kontroll- und Versuchsabteil im Praxisversuch	81
Tab. 30: Minderungspotential für die Emissionen in der Praxis durch eine Belüftung in verschiedenen Varianten	82
Tab. 31: Mittelwerte und Abweichungen der Konzentration von Ammoniak im Abteilinnenraum bei den verschiedenen Varianten der Praxisversuche	83
Tab. 32: Kennwerte zur Charakterisierung verschiedener Varianten der Praxisversuche	84

Tab.33: Reinigungsleistung des Abluftwäschers	85
Tab. 34: Energieverbrauch von Luftquelle und Abluftwäsche pro Tag	85
Tab. 35: Geruchsemissionen bei niedriger und hoher Belüftung in der Praxis	86

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
Abb.	Abbildung
biolog.	biologisch
BRD	Bundesrepublik Deutschland
bzw.	beziehungsweise
C _{ges.}	Gesamtkohlenstoff
ccm	Kubikzentimeter
cm	Zentimeter
d	Tag
DIN	Deutsche Industrienorm
DN	Diameter Nominal
et al.	et alteri
Fa.	Firma
FM	Flüssigmist
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie
g	Gramm
gasf.	gasförmig
GE	Geruchseinheit
gel.	gelöst
ges.	gesamt
h	Stunde
HDPE	High Density Polyethylen
inkl.	inklusiv
IR	Infrarot
K	Kelvin
KG	Kanalgrund
konst.	konstant
konz.	konzentrierte
korrig.	korrigiert
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattstunde
l	Liter
m	Meter
m _{1d}	Masse in Milligramm pro Tag
max.	maximal
mg	Milligramm
min.	Minuten
Mio.	Million

ml	Milliliter
mm	Millimeter
mmol	Millimol
mV	Millivolt
n	normal
N _{ges.}	Gesamtstickstoff
N _{ges. Kjeldahl}	Gesamtstickstoff nach Kjeldahl
N _{sol. Kjeldahl}	gelöste Stickstoffverbindungen nach Kjeldahl
NH ₄ ⁺ -N	Ammoniumstickstoff
org.	organisch
OS	Organische Substanz
OTS	Organische Trockensubstanz
p	Druck
PE	Polyethylen
pH	negativer Logarithmus der H ⁺ -Ionenkonzentration
ppm	parts per million
ppb	parts per billion
PVC	Polyvinylchlorid
R	Reaktionsbehälter
Redoxp.	Redoxpotential
s	Sekunde
s.	siehe
SS	filterbare Schwebstoffe
t	Tonne
T	Temperatur
Tab.	Tabelle
TP	Tierplatz
TS	Trockensubstanz
UV	Ultraviolett
USA	United States of America
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
verd.	verdünnt
Vol.	Volumen
VSS	flüchtige filterbare Schwebstoffe
VFA	Flüchtige Fettsäuren
W	Watt

1 Einleitung

1.1 Allgemeine Einführung und Problemstellung

Mit Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls im Jahr 2002 hat sich Deutschland zu einer erheblichen Reduzierung seines Ausstoßes an Treibhausgasen verpflichtet. Das Ziel ist die Emissionen dieser Gase, basierend auf der Emissionsmenge von 1990 bis zum Jahr 2012 um 21 [%] zu senken. Dies entspricht einer Minderung der Emissionen von Methan um 53 [%] und von Lachgas um 30 [%], wobei die Minderungsbeiträge der Landwirtschaft nicht genau quantifizierbar sind (UMWELTBUNDESAMT, 2000). Im Jahr 2004 war die Landwirtschaft mit 6,3 [%] der zweitgrößte Emittent dieser Treibhausgase. Im Wesentlichen wird Methan in der Landwirtschaft bei der Verdauung im Pansen von Wiederkäuern sowie bei der Lagerung und Ausbringung der Exkremente von Nutztieren gebildet. Während in der Rinderhaltung der Anteil des von den Tieren während der Verdauung produzierten Methans am größten ist, treten in der Schweinehaltung die Emissionen im Bereich der Zwischenlagerung im Stall in den Vordergrund (HARTUNG E., 2001 a). MONTENY et al. (2006) weisen hohe Lachgasemissionen von landwirtschaftlichen Flächen nach, die mit Flüssigmist (FM) gedüngt sind.

Nach aktuellen Berichten der ZMP (2008) nimmt durch steigenden Wohlstand in China und Indien die Nachfrage nach Fleisch und Milchprodukten in diesen Ländern zu. Mit gleichzeitig steigender Intensivtierhaltung nehmen auch die frei werdenden Emissionen an Ammoniak, Staub, Geruch, Methan und Lachgas in die Umwelt zu.

Zur gleichzeitigen Minderung der Schadstoffe im Stall gibt es bisher noch kein praktikables und kostengünstiges Konzept. Die unterschiedlichen Bildungsbedingungen der Schadstoffe führen sogar dazu, dass sie die Entstehung einer Emissionskomponente benachteiligen und gleichzeitig die einer anderen begünstigen. Dadurch wird ein Verfahren aus Modulen notwendig, das durch Aneinanderreihung verschiedener Anlagenteile möglichst viele umweltrelevante Emissionskomponenten erfasst.

1.2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Das Forschungsziel dieses Projektes liegt in der Untersuchung der Emissionsminderung unter aeroben Bedingungen im FM. Das Ziel dabei ist, durch FM-Belüftung im Stall die Geruchs-, Methan- und Lachgasbildung gering zu halten, das Ammoniak mit der eingeblasenen Luft unterflur abzusaugen und in einem sauren Abluftwäscher zu binden. Da die Treibhausgase vermindert werden, Ammoniak als Ammoniumverbindung in der Säure gebunden wird und als Komponente von Flüssigdüngern eingesetzt werden kann, entlastet das geplante Verfahren die Umwelt. Weiterhin wird die Unterflurabsaugung die Stallluft für die im Stall lebenden Tiere und arbeitenden Menschen verbessern. Zusätzlich soll die neue Anlage einfach und kostengünstig in jeden vorhandenen FM-Kanal eingebaut werden können.

Für die Entwicklung einer solchen Anlage ergeben sich somit folgende Aufgabenstellungen:

1. Entwicklung einer Pilotanlage
2. Überprüfung der Funktion und Wirksamkeit
3. Analyse der Ergebnisse und Übertragung in die Praxis

Es wird eine Pilotanlage für das Technikum entwickelt, mit der die Betriebsverhältnisse des Versuchsstalls auf der Lehr- und Forschungsstation Frankenforst simuliert werden. In dieser Anlage werden die Parameter der Bildungsreaktionen von Ammoniak, Methan und Lachgas im Technikum studiert. Im Vordergrund stehen hier die Ermittlung der optimalen Belüftungsrate sowie die einer geeigneten Steuergröße für das Verfahren in der Praxisanlage. Im dritten Teil der Arbeit werden diese Erfahrungen auf eine Praxisanlage übertragen. Dabei sind die Belüftungsanlage, die Unterflurabsaugung und der Abluftwäscher die entscheidenden Module des gesamten Konzeptes. Die vorliegende Arbeit soll durch Optimierung der Tierhaltung einen Beitrag der Landwirtschaft darstellen, um den Umweltschutz zu erhöhen und gleichzeitig die Verpflichtungen des Vertrages von Kyoto einzuhalten.

2 Literaturanalyse

2.1 Charakterisierung des Flüssigmistes

Flüssigmist (FM) ist ein Kot-Harn Gemisch, das Reinigungswasser und Futterreste enthält (RÜPRICH et al., 1992). Der Nährstoffgehalt des FM wird durch Tierart, Haltungssystem, Fütterung, Wasserzusatz sowie von den Verlusten während der Lagerung bestimmt (BOXBERGER et al., 1994). So schwanken die Inhaltsstoffe von Schweine-FM je nach Trockensubstanzgehalt (TS-Gehalt), die in Tab. 1 nach VETTER & KLASINK (1978) angegeben sind. BALSSSEN (1981) nennt den TS-Gehalt als wichtigste Größe zur Bewertung von FM und ermittelte ihn nach Standardverfahren durch Abdampfen und Trocknen bei 105 [°C] bis zur Gewichtskonstanz. Ähnliche Ergebnisse erhielten auch BEER et al. (1990), LORIMOR & KOHL (1998), SCHWEITZER (1984) und THAER (1978). Für die Gehalte an Ammonium nennen sie Schwankungsbreiten zwischen 2,7 und 5,3 [kg m⁻³] und für den organischen Trockensubstanzgehalt (OTS-Gehalt) zwischen 75 und 86 [%] vom TS-Gehalt. In Tab. 2 stehen weitere Angaben zur Charakterisierung von FM in der Literatur. Alle Autoren führen den TS- und/oder OTS-Gehalt an, was auch hier auf die Bedeutung dieser Kenngröße hinweist. Weiterhin werden Inhaltsstoffe genannt, die bei der Beurteilung des FM als Düngemittel eine Bedeutung besitzen.

Durch eine zeitabhängige Verringerung des C/N-Verhältnisses, eine Abnahme des pH und eine verhältnismäßig geringe Freisetzung von Kohlendioxid sowie Methan findet eine Veränderung der Inhaltsstoffe statt (BEER et al., 1990). Daher sind die Angaben der Literatur nur als grobe Richtwerte für die Inhaltsstoffe zu werten. Vor Verwendung des FM als Dünger sollten die Nährstoffgehalte immer kurz vorher bestimmt werden.

Tab. 1: Nährstoffgehalte in Schweine-FM nach VETTER & KLASINK (1978)

TS-Gehalt [%]	Nährstoffgehalt [%]				
	N _{ges.}	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	Mg
5	0,34	0,29	0,19	0,23	0,02
6	0,40	0,35	0,22	0,27	0,03
7	0,47	0,41	0,26	0,32	0,03
8	0,54	0,46	0,30	0,36	0,04
9	0,60	0,52	0,33	0,41	0,04
10	0,67	0,58	0,37	0,45	0,05

Tab. 2: Literaturangaben zur Charakterisierung von FM

Autor	FM-Art	Charakteristika
AMON et al. (2006 a)	keine Angabe	OTS, pH, NH ₄ -N, N _{ges.} , C _{ges.}
BOURSIER et al. (2005)	Schwein	TS, SS, VSS, VFA, N _{ges.} , K _{jeldahl} , N _{sol.} , K _{jeldahl} , NH ₄ -N
BÉLINE & MARTINEZ (2002)	Schwein	TS, SS, VSS, N _{ges.} , NH ₃ -N
BERG (2002)	keine Angabe	TS, N _{ges.} , NH ₄ -N, pH, T
SCHWEITZER(1984)	Schwein	TS, N, P ₂ O ₅ , K ₂ O, CaO
THAER (1978)	Schwein	TS, OTS
JENSEN (1984)	Schwein	TS, OTS, Asche, Wasser, OS _{biolog. abbaubar} , OS _{biolog. nicht abbaubar}
LORIMOR & KOHL (1988)	Schwein	TS, N, NH ₄ -N, P

Auch Schwermetallverbindungen aus dem Futter - vor allem kupfer- und zinkhaltige Substanzen - und Antibiotika gelangen in den FM. Beide Stoffgruppen beeinflussen die Mikroorganismenflora und sind demnach zu berücksichtigen (BEER et al., 1990).

Durch unterschiedliche Futterrationen unterscheidet sich der FM in den Fließeigenschaften je nach Tierart. Bei Schweinen kommt es zur Ausbildung von Schwimm- und Sinkschichten, bei Rindern treten in der Regel nur Schwimmschichten auf (VDI-347, 1986).

2.2 Schadstoffe

Während der Lagerung des FM finden Reaktionen der Inhaltsstoffe statt, und die Schadstoffe Geruch, Ammoniak, Lachgas und Methan werden gebildet, die teilweise in die Umwelt emittiert werden.

Ammoniak (NH₃)

Unter Normalbedingungen ist Ammoniak ein farbloses Gas, das einen stechenden und reizenden Geruch besitzt. Es lässt sich ohne Schwierigkeiten zu einer Flüssigkeit verdichten, die bei – 33,4 [°C] siedet. Mit dem Molekulargewicht 17 ist es leichter als Luft. Ein Raumteil Wasser löst bei 0 [°C] 1176 Raumteile und bei 20 [°C] 702 Raumteile Ammoniak, was auf eine gute Löslichkeit in Wasser hinweist. In Gegenwart von Katalysatoren besitzt das Ammoniak eine geringe Beständigkeit. Ultraviolettes Licht

zersetzt es (HOLLEMANN & WIBERG, 1958; REMY, 1965). Die Verweilzeit des Ammoniaks in der Atmosphäre liegt im Bereich von 2 bis 56 [h] (NEFTEL et al., 1990).

Ammoniak schädigt vor allem die Ökosysteme an Land und im Wasser sowie die Atmosphäre auf verschiedenste Art und Weise. Wird Ammoniak vom Mensch oder Tier aufgenommen, so wirken bereits geringe Konzentrationen reizend auf die Schleimhäute (FROSCH, 2004). Nach MEHLHORN (1979) muss mit gesundheits- und leistungsbeeinträchtigenden Wirkungen beim Schwein ab 30 bis 40 [ppm] Ammoniak in der Stallluft gerechnet werden. Eine verminderte Futteraufnahme und Leistungsdepressionen wiesen STROMBAUGH et al. (1969) bei Konzentrationen zwischen 60 und 145 [ppm] Ammoniak und einer Einwirkzeit von 5 Wochen nach, wobei Husten und Sekretionssteigerungen an Auge, Nase und Maul auftreten. Bei Konzentrationen um 280 [ppm] Ammoniak beobachteten sie bereits nach 36 [h] lebensbedrohende Krämpfe. Dagegen vertragen nach DOIG & WILLOUGHBY (1971) Mastschweine und nach HARTUNG J. (1990) Ferkel Konzentrationen bis 100 [ppm], ohne dass die Entwicklung der Lebendmasse beeinflusst wird (s. Tab. 3). Mehrere Autoren berichten von multifaktoriellen Belastungen, wodurch die Schädigungsgrenze eines einzelnen Faktors vermindert wird. Praxisuntersuchungen wiesen nach, dass Konzentrationen von 30 [ppm] Ammoniak und 5 [ppm] Schwefelwasserstoff bei 0,35 [Vol. %] Kohlendioxid zu geringeren Gewichtszunahmen und eine um 11,5 [%] niedrigere Futterverwertung führen (HARTUNG J., 1990). Auch nach FROSCH (2004) beeinflussen vor allem die Wechselwirkungen des Ammoniaks mit anderen Gasen der Stallluft und gleichzeitige Temperaturschwankungen negativ die Tiergesundheit.

Tab. 3: Wirkung unterschiedlicher Ammoniakkonzentrationen auf Schweine nach HARTUNG J. (1990)

Ammoniak-konzentration [ppm]	Wirkungen auf das Schwein
ab 60	Verminderung der motorischen Aktivität
ab 100	Verminderung der täglichen Zunahmen, Begünstigung von Infektionen, Verschiebungen im weißen Differenzialblutbild
ab 150	Tränen-, Nasen-, Speichelfluss, Konjunktivitis, Husten, Niesen
> 200	Irreguläre Kurzatmigkeit, Krämpfe

Nach gesetzlichen Vorschriften werden für Ammoniak als Grenzwert in der Stallluft 14 [mg m⁻³] bzw. 20 [ppm] vorgegeben (DFG, 2008; TierSchNutzV, 2006). Für die

Atmosphäre legt die UN/ECE 1992 unter Berücksichtigung der empfindlichsten Arten der natürlichen Vegetation „Critical Levels“ mit $0,008 \text{ [mg m}^{-3}\text{]}$ Ammoniak im Jahresmittel fest. Danach werden 95 [%] der Pflanzenarten mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 [%] von direkten Schäden durch Ammoniak geschützt (SCHÜTZE et al., 2001).

Für die Funktionsfähigkeit der Ökosysteme ist die Verfügbarkeit von wasserlöslichen Stickstoffverbindungen wie Ammonium- und Nitratsalzen notwendig. Ein Überangebot dieser Stoffe dagegen beeinträchtigt das Bodenleben, die Bodenfruchtbarkeit und die Qualität des Grundwassers. Es werden Tonminerale verändert, wodurch die Pufferkapazität des Bodens herabgesetzt wird. Dieses Problem ist besonders gravierend, da die Reaktionen irreversibel sind (SEIPELT, 1999; SENSI, 2002). Auch kommt es bei einem Überangebot von Ammoniak und Ammonium zu toxischen Wirkungen auf die Pflanzen. So werden die photosynthetische Phosphorylierung und die Chlorophyllproduktion gehemmt. Ungesättigte Lipide passieren die Zellmembranen, wodurch die Zellwände ihre Flexibilität und Widerstandskraft verlieren. Hohe Konzentrationen führen zu Verätzungen mit nekrotischen Erscheinungen (TREBST & AVRON, 1977; VAN DER EERDEN et al., 1990; VAN DER EERDEN, 1982).

Lachgas (N_2O)

Lachgas ist unter Normalbedingungen ein süßlich riechendes, farbloses und nicht brennbares Gas mit dem Molekulargewicht 44. Sein Siedepunkt liegt bei $- 89,5 \text{ [}^\circ\text{C]}$. In Wasser ist es ziemlich löslich, da ein Raumteil Wasser 1,3052 Raumteile Lachgas bei $0 \text{ [}^\circ\text{C]}$ und 0,5962 Raumteile bei $25 \text{ [}^\circ\text{C]}$ absorbiert. Bei niedrigen Temperaturen ist es thermisch beständig und zerfällt erst bei hohen Temperaturen (HENNIG et al., 1976; HOLLEMAN & WIBERG, 1958; REMY, 1965). Lachgas kommt gegenwärtig in der Atmosphäre zu etwa 311 [ppb] vor und nimmt in den letzten 20 Jahren mit einer steigenden Tendenz von 0,2 bis 0,3 [%] pro Jahr zu (AMON, 1998; PAPEN & SEILER, 1994). Seine mittlere Verweilzeit in der Atmosphäre liegt bei 130 ± 20 Jahren und sein Treibhauspotential befindet sich im Vergleich zu Kohlendioxid bei einem 310-fach höheren Wert im 20-jährigen Zeithorizont bzw. 270-fach höheren im 100-jährigen Zeithorizont (AMON, 1998; HAIDER & HEINEMEYER, 1990; HOUGHTON et al., 1990; IPCC, 2006; PAPEN & SEILER, 1994). So trägt Lachgas wegen seiner langen Verweilzeit in der Atmosphäre wesentlich zum stratosphärischen Ozonabbau bei (AMON, 1998; CRUTZEN, 1981; HAIDER & HEINEMEYER, 1990). Am gesamten Treibhauseffekt liegt sein Anteil bei 5 [%] (EK, 1994; PAPEN & SEILER, 1994).

Für Mensch und Tier stellt Lachgas keine direkte Gefahr dar, da es infolge seiner chemischen Reaktionsträgheit im Organismus nicht verändert wird und für das Gewebe reizlos ist. Die Ausscheidung erfolgt relativ schnell über die Lungen. In geringen Mengen eingeatmet, ruft es rauschartige Zustände und krampfartige Lachlust hervor. In größeren Mengen wirkt es als Narkotikum (HENNIG et al., 1976; HOLLEMAN & WIBERG, 1958; REMY, 1965). Pflanzen hingegen drohen Wachstumsverluste durch Reduktion von Blattflächen und Photosynthese (BORNMAN et al., 1986; SISSON, 1986). Die DFG (2008) legt als Grenzwert für den Arbeitsplatz und damit für die Stallluft 100 [ppm] bzw. 180 [mg m⁻³] fest.

Methan (CH₄)

Unter Normalbedingungen ist Methan ein farbloses, geruchloses und brennbares Gas mit dem Molekulargewicht 16 und einem Siedepunkt von – 161,7 [°C]. Mit Sauerstoff im Molverhältnis 1 : 2 bildet es ein leicht entzündliches, explosives Gasmisch (REMY, 1965; VOLLHARDT & SCHORE, 2000; WALTER & FRANKE, 1998). In Wasser ist es mit 3,5 [ml] in 100 [ml] Wasser bei 22,85 [°C] nur wenig löslich (VOLLHARDT & SCHORE, 2000). Der Methangehalt der Atmosphäre beträgt 1,3 [ppm], hat sich seit dem Jahr 1750 etwa verdoppelt und steigt zur Zeit um 1 bis 2 [%] pro Jahr an (WALTER & FRANCKE, 1998). Die Lebensdauer von Methan in der Atmosphäre liegt bei 10 +/- 2 Jahren (EK, 1994; REMY, 1965; WALTER & FRANKE, 1998) und weist im 20-jährigen Zeithorizont ein 35-fach höheres und im 100-jährigen Zeithorizont ein 11-fach höheres Treibhauspotential als Kohlendioxid auf (EK, 1994; IPCC, 2006).

Nach FROSCH (2004) und MÖLLER (2003) wirkt sich Methan weder toxisch noch gesundheitsschädigend auf Mensch und Tier aus. Auch die DFG (2008) gibt keinen Grenzwert für Methan an. MEHLHORN (1979) weist allerdings daraufhin, dass es bei sehr hohen Konzentrationen zu einem toxischen Sauerstoffdefizit kommen kann.

Geruch

Nach HARTUNG E. (1988) handelt es sich bei Geruch um ein komplexes Gemisch von ca. 150 unterschiedlichen Spurengasen, insbesondere Ammoniak, Fettsäuren, Phenole, Indole, Amine, Schwefelwasserstoff und Mercaptane. Diese Stoffe sind besonders an Stäuben adsorbiert und tragen unterschiedlich zum Gesamteindruck bei. Eine Leitsubstanz kann dabei nicht festgelegt werden. SCHIER (2004) bezeichnet den Geruch als Interpretation spezifischer Reize, die über Chemorezeptoren an das Gehirn geliefert werden. Auch SUMMER (1971) bezeichnet Geruch als Reaktion des Menschen und nicht als Eigenschaft einer Substanz. ZETKIN-SCHALDACH (1985) beschreibt die

Umwandlung von chemischen Geruchsreizen in nervale Erregungen, die ins Gehirn gelangen. Den Geruchssinn fasst er demnach als biochemisches Merkmal auf. Auch nach OLDENBURG (1989) entscheiden die chemischen Eigenschaften einer Substanz, ob Geruch entsteht. STRAUCH et al. (1977) fassen die Intensität, die Qualität, die Zumutbarkeit und die Eindringfähigkeit des Geruchs als Kriterien des Geruchssinns zusammen.

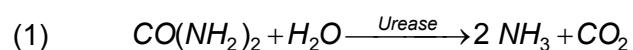
Nach der DFG (2008) gibt es aufgrund möglicher Fehleinschätzungen keine Geruchsschwellenwerte, was mit Gewöhnung, subjektiver Einstellung des Probanden und Interferenz mit anderen Stoffen begründet wird. Die Geruchskonzentration wird je Kubikmeter Luft in Geruchseinheiten (GE) angegeben.

2.3 Bildungsmechanismen der Schadstoffe in Ökosystemen

Ammoniak

Ammoniak entsteht im Stall durch bakterielle und enzymatische Zersetzungsprozesse von stickstoffhaltigen Verbindungen wie unverdaulichem bzw. synthetisiertem Eiweiß und Aminosäuren sowie Harnstoff in den Exkrementen (HARTUNG E., 1995; MEHLHORN, 1979).

In der Schweinemast werden von der täglichen N-Aufnahme mit dem Futter lediglich 30 [%] in Körpersubstanz umgesetzt und 50 [%] in Form von Harnstoff mit dem Harn und 20 [%] weitgehend in Form von bakteriellem Eiweiß mit dem Kot ausgeschieden. Harnstoff ist durch Mesomerie stabilisiert und wird daher durch Säure oder Lauge nur sehr langsam hydrolysiert. Das geschieht dagegen rasch in Gegenwart des Enzyms Urease (VAN DEN WEGHE, 2001; WIELAND & SUCROW, 1982). Nach FROSCH (2004) wird Urease von Mikroorganismen unter aeroben Bedingungen und bei pH 7 bis 9 produziert. Ihre Aktivität steigt mit zunehmender Temperatur, was dann auch zu einer höheren Freisetzung von Ammoniak in den Folgereaktionen führt. Die Gleichung (1) beschreibt die Umsetzung von Harnstoff zu Ammoniak durch Urease.



LOLL (1974) weist auf die Abbaugeschwindigkeit der stickstoffhaltigen Verbindungen in Abhängigkeit von der Temperatur nach dem Gesetz von van't Hoff hin. Die stattfindenden Diffusions-, Adsorptions-, Reaktions-, Desorptions- und Lösungsvorgänge werden mit zunehmender Prozesstemperatur positiv beeinflusst. Die Lage der

Dissoziationsgleichgewichte wird durch die Temperatur und besonders durch den pH entscheidend festgelegt (LOEHR, 1977). Nach BÜSCHER (1996) liegt freies Ammoniak bevorzugt erst im alkalischen Bereich ab $\text{pH} > 8$ vor, das im sauren Bereich ab $\text{pH} < 6$ hauptsächlich in Ammoniumionen überführt wird. Die beschriebenen Zusammenhänge zeigen die nachstehend aufgeführten Gleichgewichte (2) und (3) (HARTUNG E., 2001 b).

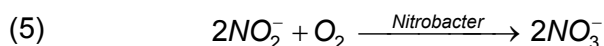
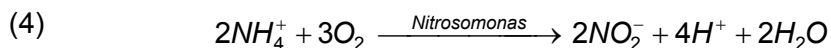


Lachgas

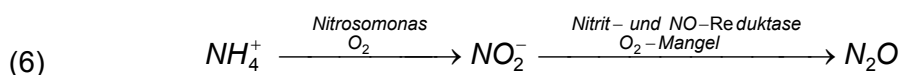
Lachgas entsteht nicht unmittelbar aus N-haltigen organischen Produkten im Futter bzw. verdautem Futter (HARTUNG E. & MONTENY, 2000). Nach ROBERTSEN (1995) kann Lachgas auch bei der Oxidation von Amiden über Nitroso-Verbindungen zu NO_2^- und NO_3^- entstehen. Neben NO entweicht N_2O bei der Nitrifizierung von NH_4^+ zu NO_3^- und bei der Denitrifizierung von NO_3^- zu N_2 als Nebenprodukt (ALLEMAN, 1984; BÉLINE & MARTINEZ, 2002; BÉLINE et al., 2001; HAIDER & HEINEMEYER, 1990; PETERSEN et al., 2005). Nach AMON (1998) beträgt der N_2O -Anteil bei der Nitrifizierung weniger als 1 [%]. Nach POTH & FOCHT (1985) dient die Reduktion von NO_2^- zu N_2O und N_2 den Bakterien unter O_2 -Stress zur Entgiftung des relativ toxischen NO_2^- , zur Einsparung von O_2 und somit zur Fortsetzung des Stoffwechsels. BÉLINE et al. (2001) stellten in einem kontinuierlichen Belüftungsversuch von FM fest, dass während der Denitrifizierung die Hauptproduktion an N_2O stattfindet. Die Gleichungen (4) - (8) beschreiben die Abläufe beider Prozesse.

Nitrifizierung:

Hauptreaktionen

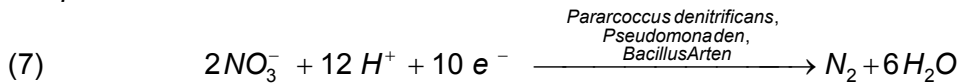


Nebenreaktionen zu Lachgas (SCHIER, 2004; SEILER & CONRAD, 1981; geändert):

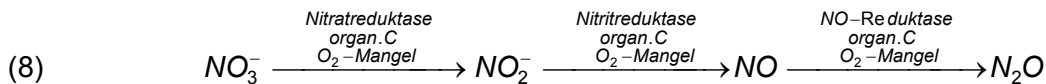


Denitrifizierung:

Hauptreaktionen



Nebenreaktionen zu Lachgas (SCHIER, 2004; SEILER & CONRAD, 1981; geändert):



Die Nitrifizierung wird durch eine hohe Ammoniumkonzentration, eine Temperatur von 30 bis 35 [°C], einen Wassergehalt von 50 bis 60 [%], eine hohe Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff, pH 6 bis 8 sowie ausreichend Phosphat begünstigt (AMON, 1998; BROSE, 2000; GROENENSTEIN & VAN FAASSEN, 1996; HARTUNG E., 2001 a & b; HARTUNG E. & MONTENY, 2000). Wichtigste Voraussetzung einer optimal ablaufenden Nitrifizierung - ohne viel Lachgas als Nebenprodukt - sind aerobe Bedingungen (AMON, 1998; BOCK et al., 1989; BROSE, 2000; GROENENSTEIN & VAN FAASSEN, 1996; HAHN & JUNGE, 1977; HARTUNG E., 2001 a; HARTUNG E. & MONTENY, 2000).

Bei der Denitrifizierung sollte der Sauerstoffgehalt nicht über 5 [%] liegen (OTTOW, 1992). Dann katalysieren das Enzym und die Mikroorganismen sowohl die Nitrit- als auch die Nitrat-Reduktion (BOCK et al., 1988; POTH & FOCHT, 1985; VON SCHULTHESS, 1994). Es werden ein Wassergehalt von > 80 [%], eine Temperatur von ca. 10 [°C], ein hoher Anteil organischen Kohlenstoffs und ein pH zwischen 6 und 8 angestrebt (AMON, 1998; OTTOW & BENCKISER, 1994).

Optimale Bedingungen für die Nitrifizierung und gleichzeitige Denitrifizierung sind im Grenzbereich zwischen aeroben und anaeroben Verhältnissen gegeben, wie in wechselfeuchten Böden und im Festmist (HAHN & JUNGE, 1977; PETERSEN et al., 2005). Selbst in intensiv belüfteten Belebungsbecken können bei hohem Angebot von organischem Material und Stoffumsatz zeitlich und räumlich sauerstoffarme bis anaerobe Zonen auftreten, wodurch die Nitrifizierung und Denitrifizierung zeitlich und räumlich zu einer wichtigen Lachgasquelle werden kann (ROBERTSEN & KUENEN, 1991).

Methan

Methan wird durch anaerobe bakterielle Zersetzungsprozesse von organischem Material besonders von Zellulose gebildet (HARTUNG E., 2001 b; MEHLHORN, 1979; REMY, 1965; WALTER & FRANKE, 1998). Dabei werden die vorliegenden Kohlenstoffketten schrittweise abgebaut (HARTUNG E., 2001 b; MEHLHORN, 1979). Diese Methanogenese läuft in drei Stufen ab: die Hydrolyse, die Fermentation und die Acetogenese (HARTUNG E. & MONTENY, 2000). Auch HEYER (1994) definiert drei Stufen, wobei er in der ersten Hydrolyse und Acidogenese zusammenfasst. Dann folgen die Acetogenese und die Methanbildung. In der Hydrolyse werden die Biopolymere wie Cellulose, Stärke und Proteine sowie Fette in monomere Grundbausteine oder andere lösliche Abbauprodukte zerlegt. Zeitgleich findet die Acidogenese statt, die auch Fermentation genannt wird, bei der die monomeren Zwischenprodukte zu kurzkettigen Fettsäuren, Alkoholen, Ketonen, Aldehyden, Wasserstoff und Kohlendioxid reagieren. Diese organischen Verbindungen werden in der zweiten Stufe, der Acetogenese, zu Essigsäure bzw. dessen Anion, dem Acetat, und Kohlendioxid umgesetzt. In der dritten Stufe, der Methanbildung, wird das Acetat durch methanbildende Bakterien in Methan, Kohlendioxid und Wasser abgebaut. In Abb. 1 sind diese drei Stufen dargestellt.

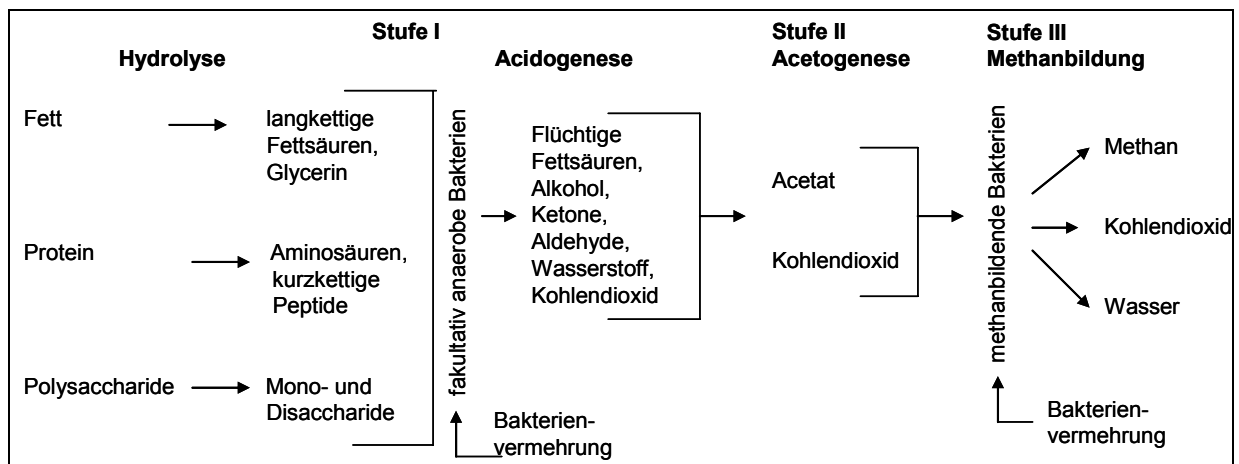


Abb. 1: Prozessstufen der Methangärung (FROSCH, 2004; geändert)

Wichtige Voraussetzungen für die Methanbildung sind die Abwesenheit von Sauerstoff, absolute Dunkelheit und ein Redoxpotential von ≤ -300 [mV]. Begünstigt werden die Reaktionen durch eine ausreichende Menge an leicht abbaubaren organischen Substanzen und durch Temperaturen über 3 [°C] (AHLGRIMM & BREFORD, 1998; AMON, 1998; BENNDORF, 2001; HARTUNG E., 2001 a & b). Nach STEINFELD et al.

(2006) liegt diese Temperaturgrenze erst bei 10 [°C]. Je höher die Temperatur dann liegt, desto schneller läuft die Methanogenese ab. Unter 10 [°C] ist sie stark verlangsamt. AHLGRIMM & BREFORD (1998) zogen die organische Trockensubstanz des FM als Maß für die produzierbare Methanmenge heran.

Mit steigender Temperatur nimmt die Sättigungskonzentration des Sauerstoffs in Wasser ab und seine Diffusionsgeschwindigkeit in dem System zu. Beide Effekte wirken einander entgegengesetzt hinsichtlich der Reaktionsgeschwindigkeit der Abbauprozesse (LOLL, 1978; ZHU et al., 2002). LOLL (1978) begründet mit der geringeren Löslichkeit und damit geringeren Sauerstoffkonzentration eine langsamere Geschwindigkeit mit zunehmender Temperatur. AMON (1998) und HARTUNG E. (2001 a & b) machen keine Aussagen über die Löslichkeit. Nach ihnen kommt es aber bei höheren Temperaturen zu einer höheren Diffusionsgeschwindigkeit des Sauerstoffs, die den mikrobiellen Stoffwechsel positiv beeinflusst. Weiterhin sollte nach ihnen der pH zwischen 6 und 8, das C/N Verhältnis zwischen 10 und 16 und der Wassergehalt über 50 aber unter 80 [%] liegen. Geringe Sulfat- und Nitratkonzentrationen wirken positiv auf die Produktion.

Optimale Bedingungen für die Methanbildung herrschen in den dunklen FM-Kanälen unter dem Spaltenboden im Stall. Nach CLEMENS et al. (2002 b) ist nur in den obersten Millimetern der FM-Oberfläche Sauerstoff vorhanden, ansonsten ist der FM anaerob. Nach BEER et al. (1990), JENSEN (1984), LORIMOR & KOHL (1988), SCHWEITZER (1984) und THAER (1978) schwankt der OTS-Gehalt zwischen 75 und 86 [%] des TS-Gehaltes und nach BURGSTALLER et al. (1998) liegt die Lufttemperatur in einem Maststall zwischen 16 und 24 [°C].

Geruch

Gerüche werden hauptsächlich durch den aeroben mikrobiellen Abbau organischer Substanzen in Kot und Harn produziert (GRIMM, 1997). Hohe Temperaturen, ein niedriges C/N-Verhältnis und Feuchtigkeit begünstigen diesen Vorgang (JANSEN & KRAUSE, 1987). Nach BROSE (2000) liegen der Freisetzung von Gerüchen chemisch-physikalische Grundlagen des Stoffübergangs zugrunde. Die Emissionen werden durch das partielle Dampfdruckgefälle zwischen der Oberfläche des Stoffes und dem Luftraum darüber bestimmt. Das Gefälle wird wiederum von der im Stall herrschenden Luftgeschwindigkeit sowie von der emittierenden Oberfläche und ihres Verschmutzungsgrades bestimmt.

2.4 Entstehungsorte der Schadstoffe in der Landwirtschaft

Nach FLACHOWSKY & BRADE (2007) ist die Landwirtschaft zu 6,3 [%] am gesamten Aufkommen von Treibhausgasen in Deutschland beteiligt, die fast ausschließlich Lachgas und Methan umfassen. In Abb. 2 sind die Emissionen der Treibhausgase in der BRD aufgeführt sowie die Entstehungsorte innerhalb der Landwirtschaft. Einzelheiten dazu werden später unter den Umweltgasen Ammoniak, Lachgas und Methan gebracht.

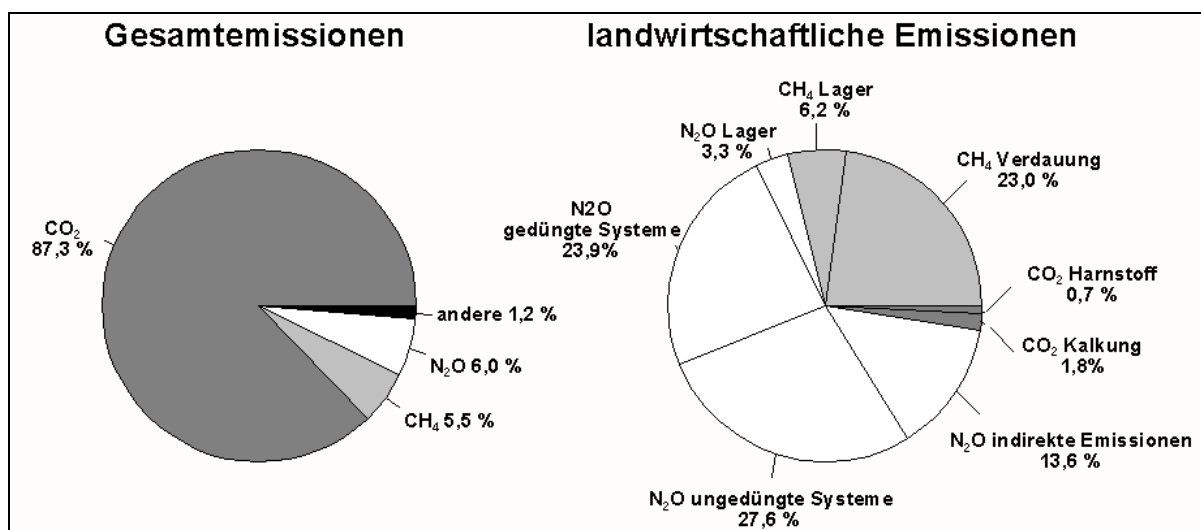


Abb. 2: Emissionen der Treibhausgase in Deutschland und die Anteile der einzelnen Entstehungsorte innerhalb der Landwirtschaft nach FLACHOWSKY & BRADE (2007)

Ammoniak

Ammoniak wird vorwiegend in den Bereichen Stall sowie Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern emittiert (AMON, 1998).

Nach HARTUNG E. (2001 b) werden Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft zu 49 [%] im Stall verursacht. Untersuchungen von KRAUSE & JANSEN (1987) zeigen, dass 20 bis 30 [%] des freigesetzten Ammoniaks in der Stallluft vom FM und 40 bis 50 [%] vom verschmutzten Fußboden herrühren. SIEBER et al. (2003) ordnen dem Stallboden bis zu 50 [%] je nach Ausführungstyp zu. Je mehr FM vorhanden und je stärker er verteilt ist, desto größer sind die Emissionen (AMON, 1998). Weiterhin hängt das Ausmaß der Stallemissionen von der Tierart, dem Stallsystem, der Temperatur (MANNEBECK &

OLDENBURG, 1991; SIEBER et al., 2003), der Tiermasse (VAN DEN WEGHE, 2001) und der Zufuhr stickstoffhaltiger Verbindungen über das Futter ab (BÜSCHER, 1995; HARTUNG E., 1995; VAN DEN WEGHE, 2001). Einzelheiten zu den Emissionen verschiedener Haltungssysteme stehen in Kap. 2.7 mit den Tab. 5 und 6. Ergebnisse von Untersuchungen im Stall zeigen eine mögliche Korrelation zwischen der Lüftungsrate und der Höhe der Ammoniakemissionen in geschlossenen Ställen (BÜSCHER et al., 1996; HARTUNG E. & BÜSCHER, 1995; HAHNE et al., 1999; KRAUSE & LINKE, 2001; SIEBER et al., 2003).

Nach HARTUNG E. (2001 b) werden Ammoniakemissionen zu 42 [%] bei der Lagerung des FM verursacht. Wenn er im Lagerbehälter unangetastet bleibt, ist die Ammoniakausgasung gering. Wird der FM allerdings vor der Ausbringung homogenisiert und in das Güllefass gefüllt, entweicht Ammoniak in erheblichem Umfang (AMON T. et al., 1992; THAER, 1978). Die wesentlichen Einflussfaktoren während der Lagerung sind der pH (SOMMER & HUSTED, 1995 a), die Temperatur, die Inhaltsstoffe - besonders Ammoniumionen und der TS-Gehalt - sowie die Lagerdauer und die Oberfläche des FM (AMON, 1998).

Beim Ausbringen des FM auf den Acker entweichen Ammoniak und andere Geruchsstoffe in erheblichen Mengen (THAER, 1978). Wie im Stall und bei der Lagerung beeinflusst die FM-Zusammensetzung die Ammoniakemissionen am meisten. Die Ausbringtechnik, der Bodentyp und die Witterung zeigen dann zusätzlich eine positive oder negative Auswirkung (AMON, 1998).

Lachgas

Im Unterschied zu Ammoniak führen die chemischen und physikalischen Eigenschaften des Lachgases im Anschluss an seine Bildung zu sehr günstigen Freisetzungsbedingungen. Daher ist keine größere Anreicherung im FM zu erwarten (MONTENY & ERISMAN, 1998). Nach KTBL (2006) werden die Emissionen des Lachgases nach verschiedenen Haltungsverfahren im Stall differenziert. Einzelheiten stehen in Kap. 2.7 und Tab. 8 und 9. Auch der Lagerungsbehälter außerhalb der Stallanlage stellt eine Emissionsquelle dar, weil die natürliche Schwimmdecke im Lagerbehälter zwar gut Ammoniak aber aufgrund ihrer trockenen Konsistenz nicht Lachgas zurückhält, was auch für Abdeckungen mit Stroh gilt (BERG et al., 2006; SCHUMACHER & VANDRÉ, 2003). Nach BERG et al. (2006) liegen die Emissionen nur bei 10 [%] der Methanemissionen.

In der Landwirtschaft findet die Lachgasbildung und -freisetzung durch mikrobielle Umsetzungen von Stickstoffverbindungen überwiegend im Boden statt (KTBL, 2006), die nach BENNDORF (2001) und WEGENER et al. (2006) die global wichtigste Quelle darstellen. MONTENY et al. (2006) wiesen in Praxisversuchen hohe Lachgasemission von landwirtschaftlichen Flächen nach, die mit FM gedüngt waren. Die emittierte Menge ist von der Bodenbeschaffenheit und der Ausbringtechnik abhängig. So stellten WULF et al. (2003) bei Applikation des FM über Injektion dreimal höhere Emissionen als bei der oberflächlichen Ausbringung fest. Am effektivsten hat sich bei diesen Untersuchungen der Schleppschuh erwiesen.

Methan

Die wichtigste Quelle für Methan in der Landwirtschaft ist der Pansen der Wiederkäuer. Eine Milchkuh kann bis zu 400 [g d⁻¹] an die Umwelt abgeben (AMON, 1998; KIRCHGEßNER, 1997). Für Mastschweine werden in der Literatur unterschiedliche Werte für die durchschnittliche Methanabgabe genannt. AHLGRIMM & BREFORD (1998) und CRUTZEN et al. (1986) berichten von 3 und 4 [g d⁻¹ Tier⁻¹], SCHNEIDER & MENKE (1982) haben bis zu 5 [g d⁻¹ Tier⁻¹] ermittelt und JENSEN (1996) schätzt die Methanbildung beim Schwein auf ca. 10 [%] im Vergleich zum Wiederkäuer. Angaben in [g d⁻¹ Tier⁻¹] fehlen.

In der Rinderhaltung stellen neben dem Verdauungsapparat der Tiere, wo am meisten Methan entsteht, auch der FM und die Stallanlagen eine Quelle dar. Dagegen wird in der Schweinehaltung das Gas hauptsächlich durch den FM und die Stallanlagen produziert (MONTENEY et al., 2006). Bei beiden Tierarten liegen je nach Haltungsverfahren unterschiedliche Emissionen vor. Einzelheiten dazu stehen in Kap. 2.7 und Tab. 11 und 12. Mit 70 bis 95 [%] stellt Methan den größten Anteil der Gase, die von unverändertem FM emittiert werden (BERG et al., 2006; SCHUMACHER & VANDRÉ, 2003). Demnach werden am besten klimarelevante Gase aus der Tierhaltung vermindert, wenn die Methanemissionen gesenkt werden (SCHUMACHER & VANDRÉ, 2003). Nach HOLM-MÜLLER (2008) und CLEMENS (2008) ist das FM-Lager eine der wenigen Punktquellen von Treibhausgasen in der Landwirtschaft und damit am besten geeignet, sie hier zu senken. Denn nach der Ausbringung des FM kann nicht mehr eingegriffen werden.

Wird der FM auf die Bodenoberfläche ausgebracht, sinken die Methanemissionen ca. 7 [h] später stark ab. Der Grund dafür ist das im FM gelöste Methan, das während der Lagerung gebildet wurde und nun aufgrund der starken Mechanik freigesetzt wird. Kommt

es zur Ausbringung durch Injektion in den Boden, erfolgen die Emissionen über eine längere Zeit, da sich entweder im Boden anaerobe Zonen bilden, wo die Methanogenese stattfindet, oder die Austauschfläche für die Ausgasung verringert ist (WULF et al., 2003).

Geruch

Die Hauptquellen für Gerüche in der Landwirtschaft sind Tierställe und Lagerstätten von Wirtschaftsdüngern (GRIMM, 1997). MARTINEC et al. (1998) führen aber auch zersetzte Futtermittelreste als Quelle an. OLDENBURG (1989) spezifiziert die Atmung, Schweißabsonderungen, Speichel und Verdauungsabgase als tierspezifische Quellen. Der Geruchsstoffstrom nimmt mit steigender Temperatur, Tierlebendmasse sowie Abluftstrom zu (KRAUSE, 1993). Je nach Tierart und Haltungsverfahren liegen unterschiedliche Emissionen vor. Einzelheiten dazu stehen in Kap. 2.7 und Tab. 13 und 14.

2.5 Emissionsminderung

Ammoniak

In der Literatur werden Verfahren diskutiert, mit denen die Entstehung des Ammoniaks beeinflusst und mit denen entstandenes Ammoniak selektiv aus der Stallluft entfernt werden kann. Zunächst spielen die Größe und der Verschmutzungsgrad der freisetzenden Oberflächen und die Strömungsbedingungen der Stallluft über diesen freisetzenden Flächen eine entscheidende Rolle für die Entstehung und Emission des Ammoniaks (KTBL, 2006). Einfache Maßnahmen zur Reinhaltung des Stalls sind erste Schritte zu einer Minderung der Umweltbelastung mit diesem Gas.

LEINKER et al. (2005) stellten fest, dass durch die Zugabe von Ureaseinhibitoren in den FM und auf die Stalloberflächen die Geschwindigkeit der Harnstoffhydrolyse und damit auch die Freisetzung von Ammoniak vermindert wird, wobei die Wirkung der Additive mit der Zeit abnimmt. Auch KEMME et al. (1993) berichten von Ammoniakminderungen bis zu 36 [%] durch den Einsatz von Ureaseinhibitoren.

Durch Verdünnung des FM mit Wasser und somit Senkung des TS-Gehaltes werden Ammoniakemissionen stark erniedrigt (SCHÜRER, 2000). Auch STEFFENS et al. (1990) und KUNZ (1996) erreichten durch Zusatz von Wasser erhebliche Ammoniakminderungen. Mit Zugabe von 30 [%] Wasser vor der FM-Ausbringung senkten sie die Ammoniakemissionen vor allem auf dem Feld um 25 [%]. Gleichzeitig wurden aber verstärkt Sink- und Schwimmschichten gebildet, und das erheblich größere Volumen des FM führte zu einer Kostensteigerung für Lagerung und Transport.

Die Zugabe von Säuren zum FM unter anaeroben Bedingungen ist in zahlreichen Arbeiten untersucht worden, in denen der pH und die verwendeten Säuren variiert werden. HENDRIKS (1993) stellte beim Einsatz von Säure kombiniert mit einem Spülsystem im Lagerbereich Minderungen der Ammoniakentwicklung von 55 [%] fest, wobei der pH nicht über 6,3 steigen sollte. Nach MONTENY (1992) wird die Ammoniakfreisetzung durch eine FM-Ansäuerung auf $\text{pH} \leq 4,5$ um 30 bis 40 [%] gesenkt. BERG (2002) beobachtete eine vollständige Unterbindung der Ammoniakfreisetzung ab $\text{pH} \leq 4,5$. STEVENS et al. (1989) stellten bei der Zugabe von Schwefelsäure in Schweine- und Rinder-FM auf pH 4,5 bzw. 5,5 eine Minderung der Ammoniakfreisetzung bis zu 95 [%] fest. KROODSMA et al. (1994) und STEFFENS et al. (1990) erzielten durch die Zugabe von Salpetersäure ähnliche Ergebnisse von ca. 90 [%] Minderung der Ammoniakkonzentrationen. HOEKSMAS et al. (1993) beobachteten eine Ammoniakminderung von 60 bis 70 [%] bei Zugabe von Salzsäure. Wenn Mineralsäuren zur Einstellung des pH verwendet werden, müssen auch Probleme bei der Auswahl der Säure berücksichtigt werden. So kann es nach der FM-Düngung zu Chlorschäden bei Kartoffeln kommen, wenn Salzsäure eingesetzt wird. Beim Einsatz von Phosphor- und Salpetersäure wird eine höhere Umweltbelastung durch Phosphat und Nitrat hervorgerufen (FROSCH, 2004). Diese Nachteile werden bei Verwendung von organischen Säuren nicht beobachtet. Auch mit ihnen wird die Ammoniakfreisetzung um 70 bis 80 [%] erniedrigt. Besonders bewährt hat sich Milchsäure, bei deren Einsatz die mindernde Wirkung bis hin zur FM-Ausbringung aufrechterhalten bleibt. Auch nachhaltige Schäden auf Boden und Pflanze sind nicht nachweisbar (BERG et al., 1998; BERG, 1997 b; DEN BROK et al., 1997; FROSCH & BÜSCHER, 2002; HÖRNIG et al., 1998). Gleiche Ergebnisse erzielten MÜLLER et al. (1997) bei einer Absenkung des pH auf $\leq 4,5$ mit dieser Säure. Wegen der niedrigen Dissoziationskonstanten, des hohen Molekulargewichtes und der geringen Stabilität der organischen Säure muss zur pH-Erniedrigung eine große Menge Säure eingesetzt werden, was wiederum mit hohen Kosten verbunden ist (BERG, 1997; FROSCH, 2004). Als Alternative schlagen CLEMENS et al. (2002 a) und RICHTER & BERTHOLD (1998) die Zugabe von Zucker vor, aus denen Mikroorganismen in situ Milchsäure bilden, wobei sich pH 4,7 einstellt. Die Gesamtemissionen an $\text{NH}_4\text{-N}$ konnten so um 54 [%] gemindert werden.

JENSEN (1974) und THAER (1978) haben die Ammoniakaustragung mit steigendem pH und zunehmender Temperatur untersucht. Mit beiden Parametern nimmt sie zu und der Geruch wird ab pH 8,2 bis 8,5 bedeutend.

Nach AMON et al. (2006 b) lässt eine Behandlung des FM mit Luft zur Einstellung aerober Bedingungen die Emissionen an Ammoniak um das Doppelte steigen, wobei auch die Verluste von Ammoniak bei der Ausbringung auf das Feld mitgerechnet sind. Auch THAER (1978) berichtet von einer steigenden Ammoniakaustrübung mit wachsender Belüftungsintensität. LUO et al. (2001) beobachteten gleichzeitig mit der Ammoniakentwicklung einen Anstieg des pH von 1,0 pro Tag durch eine Belüftung.

Auch in der Auswahl der Futterzusammensetzung sind Möglichkeiten zur Minderung der Ammoniakemissionen gegeben. Durch einen Zuschlag von Ca-Sulfaten zum Futter wird eine pH-Senkung im Urin der Mastschweine erreicht, was allerdings nicht zu einem niedrigeren pH im FM wegen der Pufferkapazität des Kotes führt. Durch den Einsatz von Ca-Sulfaten findet daher keine Minderung der Ammoniakemissionen statt (MROZ et al., 2000). Im Unterschied dazu berichten CANH et al. (1998) eine Absenkung des pH im FM durch die Zugabe von Ca-Sulfaten zum Futter und als Folge davon eine Minderung der Ammoniakemissionen um ca. 20 [%]. Durch den Einsatz von Nicht-Stärke-Polysacchariden im Futter werden verstärkt flüchtige Fettsäuren produziert. Diese Fettsäuren senken den pH im FM und so auch die NH₃-Emissionen, um bis zu 26 [%] (MROZ et al., 2000).

HAHNE (2006) empfiehlt einen sauren Abluftwäscher für die Behandlung der abgesaugten Stallluft, um gebildetes Ammoniak zu entfernen und so die Umwelt zu schützen. Er setzt verd. H₂SO₄ bei pH kleiner 5 ein und wäscht das Schadgas zu mehr als 70 [%] aus der Abluft. Ähnliche Empfehlungen geben auch HÖLSCHER & BÜSCHER (2005) und SCHIER (2004).

Lachgas

Durch den Einsatz von Nitrifizierungshemmern können die Lachgasemissionen stark gesenkt werden (MONTENY et al., 2006). Da diese Additive im FM wenig stabil sind, ist ihr Verbrauch und damit die Kosten für diese Maßnahme allerdings sehr hoch (CLEMENS, 2008; HOLM-MÜLLER, 2008). Durch eine unvollständige Nitrifizierung kann es zu einer Konzentrationserhöhung von Nitrit kommen, das dann zu Lachgas reduziert wird (s. Gleichung 6). Nur durch eine nach Gleichung 4 und 5 vollständige oder eine gänzlich unterbundene Nitrifizierung kann die Entstehung von Lachgas unterbunden werden, was aus dem angegebenen Reaktionsmechanismus folgt (ZHENG et al., 1994).

Die Senkung des pH durch Zugabe von Säure unter anaeroben Bedingungen fördert die Entstehung von Lachgas. So beobachteten KROODSMA & OGINK (1997) bei Zugabe

von Salpetersäure einen Anstieg der Emissionen um 203 [%]. Auch BERG et al. (1998), BERG (1997 a), HÖRNIG et al. (1998) sowie HÖRNIG et al. (1996 a) stellten bei der Zugabe von Salpetersäure erhöhte Lachgasemissionen nach der Ausbringung fest. Die Autoren diskutieren aber nicht, dass beim Einsatz von Salpetersäure zur Senkung des pH auch die Konzentration an Nitraten im FM erhöht wird, die nach Gleichung 8 in Nebenreaktionen der Denitrifizierung auch Lachgas liefern können. Danach kann nicht entschieden werden, ob die Senkung des pH oder die Konzentrationserhöhung des Nitrates oder beide Maßnahmen die Lachgasentwicklung erhöhen. Im Unterschied zu diesen Ergebnissen berichtet BERG (2002) keine Lachgasemissionen bei der Lagerung des FM bei $\text{pH} \leq 4,5$.

Bei einer Veränderung der FM-Zusammensetzung durch Zugabe von Wasser steigen die Lachgasemissionen (KUNZ, 1996; STEFFENS et al., 1990).

Unter aeroben Bedingungen oxidieren die Mikroorganismen Ammoniak zu Nitrat, oder der Gesamtstickstoff in allen Verbindungen wird in elementarem Stickstoff überführt und in die Atmosphäre abgegeben. Bei der Parallelreaktion zu elementarem Stickstoff können bis zu 20 [%] des Gesamtstickstoffs als Lachgas emittieren. AMON et al. (2006 b) beobachteten deutlich niedrigere Lachgasemissionen bei belüftetem FM im Gegensatz zu unbehandeltem FM, was durch Einstellen eines geeigneten Redoxpotentials über die Belüftungsintensität gesteuert werden kann. Bei -70 [mV] und pH 8,3 kann der Wert des Lachgases bis auf 1,2 [%] abgesenkt werden (PAHL et al., 1997). BÉLINE & MARTINEZ (2002) stellten bei intermittierender Belüftung eine Stickstoffminderung bis 54 [%] fest, die BÉLINE et al. (2004) in einer späteren Publikation sogar auf 60 bis 70 [%] erhöhten. PAN & DRAPCHO (2001) berichten von einem Rückgang des Stickstoffgehaltes des FM in der Höhe von 42 [%] bei seiner intermittierenden Belüftung. Schon wesentlich früher machten SMITH & EVANS (1982) ähnliche Beobachtungen. Die herangezogenen Analysen erlauben jedoch keine Unterscheidung der Produkte. Möglich sind elementarer Stickstoff oder Lachgas. OSADA et al. (1995) verglichen eine kontinuierliche Belüftung mit einer intermittierenden und stellten im ersten Fall deutlich höhere Lachgasemissionen fest.

Methan

Ein niedriger pH in dem FM kann die Entwicklung von Methan unter anaeroben Bedingungen vermindern. Dazu sollte der pH aber deutlich unter 6 liegen, was zusätzlich auch für die Herabsetzung von Ammoniak gilt (BERG et al., 2006). Nach Untersuchungen von anderen Autoren wird bei pH 4,5 die Methanbildung sogar vollständig unterbrochen,

solange die Temperatur 18 [°C] nicht übersteigt (BERG, 2002; BERG et al., 1998; BERG, 1997 a; HÖRNIG et al., 1998; HÖRNIG et al., 1996 b). Durch die Absenkung des pH mit organischen Säuren beobachteten die Autoren allerdings nach Ausbringung des FM erhöhte Emissionen, wofür sie keine Erklärung geben.

Beim Belüften des FM liegen die Gesamtemissionen von Methan inkl. Ausbringung um die Hälfte niedriger als bei unbehandeltem FM. Selbst wenn die Umweltbelastungen durch den Kompressor berücksichtigt werden, liegen die Gesamtemissionen bei dem belüfteten FM um ca. 40 [%] unter denen des unbehandelten. Die Belüftung erfolgt intermittierend mit 1 bis 3 [m³] Luft pro Kubikmeter FM und Tag (AMON et al., 2006 b). Auch STEINFELD et al. (2006) haben durch die aerobe Behandlung des FM sinkende Methan- und Geruchsemissionen beobachtet.

Der Wechsel von der unkontrollierten Stalllagerung zur kontrollierten Lagerung des FM in einer Biogasanlage stellt eine weitere Möglichkeit dar, die Methanemissionen deutlich zu mindern. MONTENEY et al. (2002) und STEINFELD et al. (2006) nennen eine Minderung zwischen 50 und 75 [%] durch die Nutzung des FM in Biogasanlagen.

Auch die Tierernährung bietet Möglichkeiten zur Minderung der Methanemissionen. FLACHOWSKY & BRADE (2007) fordern eine stärkereiche Ration, die arm an Zellwandfasern ist, wobei natürlich eine wiederkäuergerechte Rationsgestaltung unbedingt zu berücksichtigen ist. Auch der Einsatz von Grundfuttermitteln mit schnell fermentierbaren Zellwandbestandteilen wirkt sich positiv aus. Weiterhin empfehlen die Autoren verschiedene Fettquellen einzusetzen, damit die methanogenen Mikroorganismen in ihrer Anzahl gesenkt werden.

Geruch

HARTUNG (1986) führt an, dass bei Entfernung des Stallstaubes aus der Stallluft die Geruchsemissionen um 65 [%] gesenkt werden können. Auch HAHNE (2006), HOLSTE & MANNEBECK (1997) und HENDRIKS (1997) empfehlen den Einsatz von Biowäschern sowie Biofiltern, um die Geruchsemissionen um 50 bis 83 [%] zu senken.

HENDRIKS (1997) setzte dem FM weiterhin noch Duftstoffe zu und versprühte diese in die Stallluft, um die Emissionen zu mindern. Er gibt aber zusätzlich an, dass Minderungen nur bei Einsatz einer großen Menge dieser Duftstoffe erreicht werden konnten, was mit hohen Kosten verbunden ist. KLASINK et al. (1996) beobachteten durch die Zugabe von Alzotur eine Minderung von 40 [%]. Durch Zugabe von Mineralsäuren konnten viele

Autoren die Ammoniakemissionen bis zu 90 [%] mindern. Da Ammoniak auch Bestandteil von Geruch ist, wird so auch die Geruchsemission gemindert. Gezielte Angaben dazu sind allerdings nicht angegeben. MORGNER (2001) erreichte mit Zugabe von Nitrosomonas und Nitrobacter in Gelatinekapseln eine Geruchsminderung von 100 [%].

In den Ställen mit FM-Lagerung wird durch Belüftung des FM eine Geruchsminderung erzielt. Untersuchungen zu Oxidationsgräben in Schweineställen zeigten eine Minderung der Geruchsbelastung durch das Einbringen von Luft in die Gülle (SIMONS, 1976; WOLFERMANN, 1975).

Zur Minderung der Geruchsemissionen bei der FM-Lagerung um bis zu 95 [%] empfiehlt GRIMM (1997) Schwimmfolien, Granulatschüttungen oder eine Betondecke als Behälterabdeckungen. Auch STEINFELD et al. (2006) beobachteten niedrigere Geruchsemissionen unter aeroben Bedingungen.

2.6 Belüftungsverfahren

In der Literatur wurden kontinuierliche und intermittierende Belüftungsverfahren angewendet, wobei die Luft durch den FM geleitet oder auch nur über die Oberfläche des FM geführt wurde. Es wurden Versuche im Labor und im großtechnischen Maßstab durchgeführt.

Bereits sehr früh schlugen JEFFREY et al. (1964) in den USA vor, FM von Schweinen im Stall mit Hilfe von Kompressoren zur Minderung von Schadgasen zu belüften. Nach LI (2000) hängt die dabei eintretende Schaumbildung stark von der Größe der Luftblasen im FM bei der Belüftung ab. Viele feine Blasen führen zu einer starken Schaumbildung, während es bei großen Blasen zu weniger Schaum kommt. Für einen guten Stofftransport empfiehlt THAER (1978) Luftblasen mit kleinem Volumen zur Belüftung und damit einem großen Verhältnis Oberfläche/Volumen. Nach seinen Arbeiten findet die Diffusion des Ammoniaks vom FM in die Blasen viel schneller statt als die des Sauerstoffs von den Blasen in den FM. Danach ist die Ammoniakkonzentration im Gas der Blasen und im FM rasch im Gleichgewicht (Gleichung 2), was nicht für Sauerstoff gilt. DRIEMER & VAN DEN WEGHE (1997) belüfteten den FM in einem Reaktor aus Duran Glass mit einem nutzbaren Volumen von 6 [l]. Zwischen dem Gasraum und dem FM ist eine poröse Silikonplatte zur Schaumzerstörung angebracht. SOMMER & HUSTED (1995 b) verwendeten in Laborversuchen Silikonöl zur Schaumbekämpfung. Auch CUMBY (1987)

und KARHUNEN (1988) setzten Silikonöle in ihren Versuchen mit Erfolg ein. Sie raten allerdings vom betrieblichen Einsatz der Chemikalie wegen zu hoher Kosten und eines Restrisikos für die Düngequalität ab.

SMITH & EVANS (1982) setzten in kontinuierlichen Belüftungsversuchen Behälter mit einem Volumen von 15 [l] ein. Die Belüftung erfolgt durch ein Rührwerk mit Flügelrädern aus Polypropylen. Der Gasdurchfluss reicht von 0,1 über 1 bis 5 [l min.⁻¹]. ZHU et al. (2002) belüfteten in Plexiglasbehältern kontinuierlich mit einem Luftdurchfluss von 0,129 [(l min.⁻¹) je Liter FM. Auch OECHSNER (1991) behandelte den FM kontinuierlich mit Luft in einer Versuchsanlage aus einem Behälter mit 550 [l] Nutzinhalt. Ein Tauchmotorbelüfter brachte 0,87 bis 0,98 [m³] Luft pro Kubikmeter FM und Stunde in den FM und stellte so aerobe Bedingungen her.

LUO et al. (2001) verwendeten zylindrische Behälter mit einem Volumen von 15 [l] in ihren Versuchen. Die Belüftung erfolgte in kontinuierlichen und intermittierenden Versuchen über eine Luftpumpe. Der Durchfluss betrug 1 [l min.⁻¹] und die Intervalle waren 2 [h].

BÉLINE et al. (2004) behandelten in unterschiedlichen Belüftungsversuchen ein großes FM-Volumen von 13,5 und 19,5 [m³ d⁻¹]. Die Belüftung erfolgte intermittierend in drei Varianten, wobei die Intervalle von 20 [min.], über 1-2 [h] bis zu 20 [h] reichen. In der ersten Variante wird ein untergetauchtes Rührwerk eingesetzt, in der zweiten ein Oberflächenbelüfter und in der dritten ein Kompressor mit Düsen zur Erzeugung von feinen Blasen. BÉLINE & MARTINEZ (2002) verwendeten zur Belüftung im Technikumsmaßstab eine Anlage aus einem 10 l -Glasreaktor, einem 5 l -Vorratstank und einem 5 l -Entleerungstank. Intermittierend fand die Belüftung mit 300 [l h⁻¹] statt.

PAN & DRAPCHO (2001) verwendeten für Belüftungsversuche gefilterten FM in 2 l-Behältern, den sie über Luftsteine und eine Druckpumpe belüfteten. Sie strebten dabei einen Sauerstoffgehalt von 7 [mg l⁻¹] an. BALSSEN (1981) entwickelte im Rahmen seiner Dissertation zwei Belüftungsanlagen für Technikumsversuche. Zunächst einen Rundbehälter mit 300 l -Fassungsvolumen und Klöpperboden. Über einen Hohlwellenmotor mit einer Leistung von 0,75 [kW] wurde ein Laufrad angetrieben, das den FM umwälzte und homogenisierte. Die zweite Anlage bestand aus drei Rundbehältern mit je einer Kapazität von 500 [l]. In diese offenen Kunststoffbehälter wurde je ein Umwälzbelüfter mit 90 [W] Leistung eingesetzt.

PAHL et al. (1997) aktivierten den FM in einem 10 l -Behälter durch kontinuierliche Belüftung. Danach wurden davon 200 ml -Proben gezogen und in 3 l -Behälter gegeben. Im Gasraum über der FM-Oberfläche wurden durch Zugabe von Stickstoff unterschiedliche Sauerstoffkonzentrationen eingestellt. BERG & HÖRNIG (1997) nutzten Tanks mit einem Fassungsvermögen von 75 [kg] FM, die nur während der Messungen geschlossen waren und sonst eine offene Oberfläche aufwiesen. Die Belüftungsrate der FM-Oberfläche lag bei 1000 [l h⁻¹]. Für die Belüftungsversuche mit Wirtschaftsdüngern entwickelte das ILT der Universität für Bodenkultur Wien einen mobilen Emissionsraum mit der Grundfläche von 3 [m] x 9 [m], auf die der Dünger als Festmisthaufen ausgebracht wurde. Die Konzentrationen von Reaktionsprodukten wurden abwechselnd in der Zu- und Abluft des Raumes bestimmt (AMON et al., 2006 a).

Die ersten Versuche im großtechnischen Maßstab mit 34 [m³] FM-Volumen führte SIMONS (1976) schon vor über 30 Jahren mit einem Oxydationsgraben in einem Milchviehstall in den USA durch. Ein Mixer zirkulierte den FM im FM-Keller, wobei Sauerstoff eingebracht wurde. Danach wurde der FM zur Lagerung in eine aerobe Lagune gepumpt. Auch HEMMERSBACH (1984) führte schon früh Belüftungsversuche in der Praxis durch. Über einen Rührer wurden 25 [m³] FM in einem Getreidesilo intermittierend im 10 [min.] Intervall belüftet.

2.7 Emissionsfaktoren der Schadstoffe

Ammoniak

In Tab. 4 sind die jährlichen Ammoniakemissionen für die verschiedenen Entstehungsorte in [10⁶ t a⁻¹] angegeben. Nach heutigem Kenntnisstand betragen sie global zwischen 53,6 und 60,0 [10⁶ t] Ammoniak. Davon stammen 75 bis 95 [%] direkt aus der Landwirtschaft, wobei der Anteil der Tierhaltung auf über 50 [%] geschätzt wird. Als weitere Quellen des globalen Anteils werden vorrangig die mineralische Stickstoffdüngung mit 14 [%] und Ausgasungen natürlicher Böden mit 5 [%] genannt (AMON, 1998; FUG, 2001; HARTUNG E., 2001 b). Die Ammoniakemissionen in Deutschland liegen nur bei ca. 2 [%] der globalen Emissionen. Davon beträgt der Anteil der Rinder- und Schweinehaltung 46 [%], was dem globalen Verhältnis von 50 [%] nahe kommt.

Tab. 4: Ammoniakemissionen (AMON, 1998; DÄMMGEN, 2007; FUG, 2001; HARTUNG E., 2001 a)

Entstehungsort	NH ₃ [10 ⁶ t a ⁻¹]
Welt	53,6 -60
Tierhaltung global	ca. 32
Deutschland (BRD)	0,6 – 1,1
Rinderhaltung (BRD)	0,356
Schweinehaltung (BRD)	0,142

Die Ammoniakemissionen schwanken je nach Haltungsverfahren in der Tierproduktion stark. In Tab. 5 und 6 sind die Emissionen in der Schweinemast und Rinderhaltung nach KTBL (2006) aufgeführt. Bei der Schweinemast liegen der mittlere Wert und die Spanne der Einzelwerte von den Emissionsfaktoren für Entmistungssysteme mit Festmist höher als für FM-Entmistung. Das gilt in geschlossenen, wärmegeämmten Ställen und Außenklimaställen. In der Rinderhaltung gibt es keine Unterschiede zwischen Fest- und Flüssigentmistung. Hier liegen bei Laufställen im Vergleich mit Anbindehaltung dreimal so hohe Werte vor.

Tab. 5: Ammoniakemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Schweinemast nach KTBL (2006)

Haltungsverfahren	Entmistung	Emissionsfaktoren [kg NH ₃ TP ⁻¹ a ⁻¹]	
		mittlerer Wert	Spanne
Geschlossene, wärmegeämmte Ställe			
Vollspalten	Flüssigmist	3	2-4
Teilspalten		3	2-5
Tiefstreu inkl. Kompoststall	Festmist	4	2-6
Außenklimaställe			
Kistenstall	Flüssigmist	2	-
	Festmist	2	-
Tiefstreu inkl. Kompoststall	Festmist	3-4	-

Tab. 6: Ammoniakemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Rinderhaltung nach KTBL (2006)

Haltungsverfahren	Entmistung	Emissionsfaktoren [kg NH ₃ TP ⁻¹ a ⁻¹]
Anbindehaltung	Flüssigmist	4
	Festmist	4
Laufställe		
Liegeboxenlaufstall	Flüssigmist	12
	Festmist	12
Andere eingestreute Laufställe	Tiefstreu	12
	Tretmist	13

Lachgas

Die Emissionen von Lachgas [10^6 t a^{-1}] werden in Tab. 7 angegeben, wobei nach Entstehungsort differenziert ist. Global werden jährlich ca. 8 [10^6 t] Lachgas freigesetzt, der Anteil der landwirtschaftlichen Tierhaltung liegt bei 77,5 [%] davon (KROEZE et al., 1999). Nach SCHÖN et al. (1995) ist der Beitrag von Deutschland an den globalen Emissionen zwischen 5 und 20 [%]. Davon spricht DÄMMGEN (2007) der Rinderhaltung 0,39 [%] zu und der Schweinehaltung 0,09 [%].

Tab. 7: Lachgasemissionen (DÄMMGEN, 2007; KROEZE et al., 1999; SCHÖN et al., 1995)

Entstehungsort	N ₂ O [10^6 t a^{-1}]
Welt	8
Tierhaltung global	6,2
Deutschland (BRD)	0,4 - 1,74
Milchviehhaltung (BRD)	0,00670
Schweinehaltung (BRD)	0,00152

Auch hier schwanken die Lachgasemissionen mit dem jeweiligen Haltungsverfahren. Die Tab. 8 und 9 stellen sie für die Schweinemast und Rinderhaltung in [$\text{kg TP}^{-1} \text{ a}^{-1}$] dar. Nach den genannten Autoren liegen in der Rinder- und Mastschweinehaltung die Lachgasemissionen in der strohlosen Haltung um Größenordnungen niedriger als im eingestreuten Stallsystem.

Tab. 8: Lachgasemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Schweinemast nach KTBL (2006)

Haltungsverfahren	N ₂ O [$\text{kg TP}^{-1} \text{ a}^{-1}$]	Autoren
Vollspaltenboden	0,02-0,15	HAHNE et al. (1999), KAISER (1999)
Strohlose Haltung	0,15-0,31	HOY et al. (1997), THELOSEN et al. (1993)
Teilspaltenboden	0,02-0,14	SNEATH et al. (1997), RATHMER (2002)
Tiefstreu/Kompost	0,59-3,73	GROENENSTEIN & VAN FAASSEN (1996), HOY (1997), KAISER (1999), THELOSEN et al. (1993)
Schrägmist	1,6-2,4	HESSE (1994)
Außenklima/strohlos	0,11-0,15	NIEBAUM (2001)
Außenklima/ Kompoststall	0,4-0,8	NIEBAUM (2001)

Tab.9: Lachgasemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Rinderhaltung nach KTBL (2006)

Haltungsverfahren	N ₂ O [kgTP ⁻¹ a ⁻¹]	Autoren
Anbindestall	0,06-0,52	AMON et al. (1998)
Boxenlaufstall	0,13-1,27	BROSE (2000)
Tretmiststall	0,88	AMON et al. (1998)

Methan

Tab. 10 zeigt die Methanemissionen in Abhängigkeit von den Entstehungsorten. Nach UMWELTBUNDESAMT (2008) liegen sie global bei 347 [10⁶ t], wobei die Landwirtschaft daran in einem erheblichem Ausmaß beteiligt ist (STEINFELD et al., 2006). Der Anteil der Tierhaltung liegt bei 39 [%] (AMON, 1998). Nach STEINFELD et al. (2006) liegen die verdauungsbedingten Emissionen in der Region Westeuropa bei 6,7 [%]. Vom Wirtschaftsdünger stammen 23 [%] (STEINFELD et al., 2006). Nach FUG (2001) werden in der BRD im Durchschnitt jährlich 6,6 [10⁶ t] Methan freigesetzt, was ca. 2 [%] der globalen Emissionen entspricht. Davon spricht DÄMMGEN (2007) der Rinderhaltung einen Anteil von 17 [%] und der Schweinehaltung von 1,5 [%] zu.

Tab. 10: Methanemissionen (AMON, 1998; UMWELTBUNDESAMT, 2008; DÄMMGEN, 2007; FUG, 2001; STEINFELD et al., 2006)

Entstehungsort	CH ₄ [10 ⁶ t a ⁻¹]
Welt	347
Tierhaltung global	135
Deutschland (BRD)	6,6
Rinderhaltung (BRD)	1,14
Schweinehaltung (BRD)	0,10

Je nach Haltungssystem wird der Dünger im Stall oder außerhalb gelagert. In Tab. 11 und 12 sind die Emissionen in der Schweinemast und Rinderhaltung bei unterschiedlichen Haltungssystemen angegeben. Bei beiden Tierarten liegen die Einzelwerte für alle Aufstallungen in einer breiten Spanne. Da deren Streubereiche sich zum Teil überlappen, können optimale Haltungsverfahren nach diesen Werten nicht angegeben werden.

Tab. 11: Methanemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Schweinemast nach KTBL (2006)

Haltungsverfahren	CH ₄ -Emissionen [kg TP ⁻¹ a ⁻¹]	Autoren
Vollspaltenboden	1-5,8	HAHNE et al. (1999), GALLMANN (2003)
Teilspaltenboden	4-30	SNEATH et al. (1997), RATHMER (2002)
Tiefstreu/Kompost	1,6-18	MÜLLER (1993)
Außenklima/strohlos	0,7-3,3	NIEBAUM (2001), GALLMANN (2003)
Außenklima/Einstreu	0,8-2,8	RATHMER (2002)
Außenklima/ Kompoststall	4,7-7,6	NIEBAUM (2001)

Tab. 12: Methanemissionen der unterschiedlichen Haltungsverfahren bei der Rinderhaltung nach KTBL (2006)

Haltungsverfahren	CH ₄ -Emissionen [kg TP ⁻¹ a ⁻¹]	Autoren
Anbindehaltung	52,6-143,2	KINSMANN et al. (1995), AMON et al. (1998)
Boxenlaufstall	87,6-170,8	SNEATH et al. (1997), SEIPELT (1999), BROSE (2000), HILTHORST et al. (2004)
Tretmiststall	342,5	SEIPELT (2004)

Geruch

In Tab. 13 sind die Geruchsemissionsfaktoren für verschiedene Tierarten angegeben. In der Geflügel- und Schweineproduktion liegen sie mit 60 bis 170 [GE s⁻¹ GV⁻¹] bzw. 40 bis 50 [GE s⁻¹ GV⁻¹] am höchsten. In Tab. 14 sind die Geruchsemissionsfaktoren für verschiedenen Haltungssysteme in der Mastschweinehaltung aufgeführt. Bei Teilspaltenböden liegen sie mit 47 [GE s⁻¹ GV⁻¹] am höchsten und mit 32 [GE s⁻¹ GV⁻¹] am niedrigsten.

Tab. 13: Geruchsemissionsfaktoren für verschiedene Tierarten

Tierart	Geruchsemissionsfaktor [GE s ⁻¹ GV ⁻¹]
Milchvieh	12
Mastkälber	30
Mastschweine	45-50
Sauen	13-25
Ferkel	75
Legehennen	45-50
Masthähnchen	60-170
Mastputen	30-50

Tab. 14: Spezifische Geruchsstoffemissionen verschiedener Haltungsformen in der Mastschweinehaltung

Haltungsverfahren	Geruchsemissionsfaktor [GE s ⁻¹ GV ⁻¹]	Autoren
Vollspaltenboden	39	HESSE et al. (1995)
Teilspaltenboden	47	HESSE et al. (1995)
Festmist	41	OLDENBURG (1989)
Schrägmist	32	HESSE et al. (1995)

2.8 Analysenverfahren

Schadgasemissionen

Zur Ermittlung von Massenströmen der umweltrelevanten Gase [g h⁻¹] aus Tierställen müssen die Konzentration und der Abluftstrom bekannt sein. Die Messungen beider Größen sollte parallel zueinander erfolgen (AMON, 1998; BÜSCHER & FROSCH, 2001; BÜSCHER et al., 2001; HARTUNG E., 1995; JUNGBLUTH & BÜSCHER, 1996). Weiterhin fordern AMON (1998) und BÜSCHER et al. (2001) eine kontinuierliche Erfassung der beiden Parameter.

Zur Messung der Ammoniakkonzentration empfiehlt HARTUNG E. (1995) Geräte mit absorptionsspektroskopischen Messprinzip. Zur Erfassung der Konzentrationen von Ammoniak, Lachgas und Methan eignet sich nach AMON et al. (2006 a) ein hochauflösendes FTIR-Spektrometer. Auch IR-Gasanalytoren eignen sich hinsichtlich der Auflösung und Genauigkeit (AHLGRIMM & BREFORD, 1998; DRIEMER & VAN DEN WEGHE, 1997; HOY, 1995). BÜSCHER & FROSCH (2001) berichten ähnliches über den photoakustischen Multigasmonitor der Firma Lumasense Technologies. Auch BRUNSCH (1997) bewertet diesen Multigasmonitor zur Analyse der Stallluft positiv. MEISSNER & VAN DEN WEGHE (2003) haben zur Analyse von Abluft in Mastschweinehallen mit Vollspaltenböden die in Tab. 15 stehenden Geräte eingesetzt. Nach ihnen werden Geräte mit dem Messprinzip der UV- und IR-Absorption bevorzugt herangezogen. Eine Ausnahme stellen die Analysen des Gesamtkohlenstoffs und des Gesamtsauerstoffs dar. Der angegebene Messbereich für Ammoniak von 0 bis 30 [ppm] reicht nicht für die gestellte Aufgabe. Dagegen bei Lachgas und Methan genügt er voll.

Tab. 15: Geräte und Messprinzipien zur Gasanalyse nach MEISSNER & VAN DEN WEGHE (2003)

Parameter	Gerät/Messprinzip	Messbereich
Ammoniak (NH ₃)	Optas/ UV-Absorption	0 - 30 [ppm]
Lachgas (N ₂ O)	FTIR 9100/ IR-Absorption	0 - 20 [ppm]
Stickoxide (NO _x)	Optas/ UV-Absorption	0 - 10 [ppm]
Methan (CH ₄)	FTIR 9100/ IR-Absorption	0-500 [ppm]
Gesamtkohlenstoff (C _{ges.})	Flammenionisation	0-100 [ppm]
Kohlenmonoxid (CO)	FTIR 9100/ IR-Absorption	0 - 10 [ppm]
Kohlendioxid (CO ₂)	Multor 610/IR-Absorption	0 - 1 [Vol %]
Sauerstoff (O ₂)	Multor 610/Magnetomechanisch	18- 22 [Vol %]
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	Optas/ UV-Absorption	0 - 10 [ppm]

Zur Erfassung des Volumenstroms sollten ebenfalls kontinuierlich arbeitende Verfahren verwendet werden, um der jeweiligen Konzentration den entsprechenden Volumenstrom zuordnen zu können. Es stehen Methoden für eine direkte und indirekte Volumenstrombestimmung zur Verfügung. Aufgrund der guten Handhabung und der Möglichkeit, dynamisch veränderte Luftraten bei kritischer Prüfung der Randbedingungen exakt zu erfassen, bieten sich Messventilatoren zur direkten Bestimmung an. Es handelt sich dabei um groß dimensionierte Flügelradanemometer, deren Flügelraddurchmesser im Idealfall dem Kanaldurchmesser des Rundkamins entspricht. (BÜSCHER & FROSCH, 2001; BÜSCHER et al., 2001; HARTUNG E., 1995).

Zur Bestimmung der Ammoniakmenge arbeiteten DRIEMER & VAN DEN WEGHE (1997) mit einem nasschemischen Verfahren. Ammoniak wurde in 0,1 n H₂SO₄ mit bekannten Volumen aus der Abluft absorbiert und die nicht umgesetzte Säure zurücktitriert. Das gleiche Verfahren empfehlen auch GUIZIOU & BÉLINE (2005). OECHSNER (1991) setzte eine sehr niedrige Konzentration von 0,02 n H₂SO₄ in zwei nacheinander geschalteten Waschflaschen zur Absorption des Ammoniaks aus der Abluft ein, um durch Rücktitration mit Natronlauge die Emission zu bestimmen.

3 Material und Methode

3.1 Technikum

3.1.1 Entwicklung einer Pilotanlage

Gemäß der Projektzielstellung bestand die Aufgabe der Pilotanlage darin, die Betriebsverhältnisse im kleintechnischen Maßstab zu simulieren, um große Anlagen anwendungstechnisch zu entwickeln und verfahrens-technische Fragen in Vorversuchen im Technikumsmaßstab zu beantworten. Aufwendige Betriebsversuche wurden dadurch auf ein Minimum beschränkt und zielgerichtet geplant.

3.1.1.1 Konstruktion eines Reaktionsbehälters

In der Pilotanlage sollten die Abhängigkeit der biochemischen Reaktionen des FM von den Parametern möglichst nahe an den Betriebsverhältnissen untersucht werden. Die Tiefe des FM im Kanal unter dem Spaltenboden des Stalles und seine Auswirkungen auf den Stofftransport von der gasförmigen zur flüssigen Phase und umgekehrt beim Belüften des heterogenen FM-Systems waren nachzustellen. Als Reaktionsbehälter wurde ein senkrecht stehendes Rohr aus Polyvinylchlorid (PVC) mit einer Länge von 1,5 [m] und einem Durchmesser von 16 [cm] gewählt (CLEMENS, 2006). Damit wurde die maximale FM-Tiefe im Keller von 1,0 [m] nachgestellt und eine Schaumbildung beim Durchleiten des Gases beherrscht. Bei diesem Material wurden zusätzlich die Reaktionen der Methanbildner durch Licht nicht gestört, die auch im dunklen FM-Kanal eines Betriebes ablaufen.

Vorversuch mit Glaszylinder

Das Schaum- und Blasenbild während der Versuche wurde vorab mittels eines Glaszylinders in einem Vorversuch geprüft, der einen Durchmesser von 23,7 [cm] und eine Höhe von 59 [cm] besaß und mit ca. 22 [l] FM befüllt war. Luft wurde über 2 Ausströmsteine in den FM geleitet. Bei allen untersuchten Durchflussgeschwindigkeiten von 0,4 bis 5 [l min.⁻¹] bildete sich eine Schaumhöhe von 4,0 bis 4,5 [cm]. Gasblasen mit einem Durchmesser von 1 bis 2 [mm] waren über das gesamte FM-Volumen gleichmäßig verteilt, und es wurden keine großen Blasen an der Oberfläche beobachtet. Da danach keine Störungen in der Pilotanlage und später im Betrieb durch Schaum und eine ungünstige Blasenbildung zu erwarten waren, war eine optische Kontrolle des FM während der Versuche nicht erforderlich.

Reaktionsbehälter

Aus PVC wurden drei Reaktionsbehälter nach Abb. 3 und A 1 gefertigt.



Abb. 3: Reaktionsbehälter der Pilotanlage (Frontansicht)

Ein 150 [cm] langes PVC-Rohr mit einem Durchmesser von 16 [cm] wurde oben und unten mit handelsüblichen Deckeln aus dem gleichen Material verschlossen. Über die Ventile 10 und 11 erfolgte die Gaszufuhr 12 [cm] über dem Boden durch Ausströmsteine. Zum Auslassen des FM wurden vier Hähne im Abstand von 20 [cm] vorgesehen, wobei auf einer Höhe von 30 [cm] über dem Boden begonnen wurde. Zur Gasentnahme und zum Druckausgleich dienten die vier Ventile 6 bis 9, die 34 [cm] unter dem oberen Deckel - also 16 [cm] über der FM-Oberfläche - angebracht waren. Zur pH- und Temperaturmessung lag 30 [cm] unter dem oberen Deckel eine Bohrung, die nur während der Messung geöffnet und sonst mit einem Gummistopfen verschlossen war. Ein Edelstahlsieb mit zwei Lagen im Abstand von 8 [cm] befand sich 28 [cm] unter dem oberen Deckel. Damit wurden Spritzer des FM aus dem Ansaugkanal des Multigasmonitors ferngehalten, die beim Zerplatzen der Gasblasen des Trägergases an der Oberfläche entstanden. Der obere Deckel wurde mit den weiteren vier Ventilen 1 bis 4 versehen, die der Gasentnahme und dem Druckausgleich dienten.

Wegen des großen Gasraumvolumens über dem FM konnten die acht Ventile 6 bis 9 und 1 bis 4 angebracht werden, die variabel zur Gasentnahme und zum Druckausgleich genutzt wurden. Durch die große räumliche Trennung beider Stellen wurde bei der Gasentnahme ausgeschlossen, dass durch den Druckausgleich Fremdluft in die Gasprobe gelangte und diese verdünnte. Zur besseren Standsicherheit wurde der

Versuchsstand auf einer quadratischen (55 [cm] x 55 [cm]) Bodenplatte montiert. Für die Versuche wurde der Reaktionsbehälter bis auf eine Höhe von 100 [cm] mit FM befüllt, wofür 19 [l] erforderlich waren.

Belüftungsapparatur für die Reaktionsbehälter

Die Regelung des Gasdurchflusses erfolgte durch eine Apparatur nach Abb. 4 mit einem Druckluftfilter, einem Druckminderer und vier Durchflussreglern. So wurden Feststoffpartikel und Wassertröpfchen aus der Luft entfernt, der Kompressordruck konnte von 10 bis 1 [bar] herunterreguliert und der Luftdurchfluss für jeden Reaktionsbehälter separat von 2,5 bis 5000 [ml min.⁻¹] eingestellt werden. Die Steuerung der Messungen erfolgte je nach Versuch von Hand oder durch softwaregesteuerte Magnetventile.



Abb. 4: Apparatur zur Regelung des Gasdurchflusses im Technikum

3.1.1.2 Auswahl eines Analysenverfahrens

In den Technikumsversuchen wurde der Multigasmonitor Innova 1312 von der Firma LumaSense Technologies an eines der Ventile 1 bis 4 des Reaktionsbehälters oder an einen Probenbeutel angeschlossen und die aus dem FM leicht austreibbaren Gase Ammoniak, Lachgas und Methan wurden in [Vol. ppm] analysiert, während das Trägergas den FM weiter durchströmte. Dazu saugte das Gerät nach einer Spülung der Leitung mit dem zu messenden Gas 400 [ml] Gas in 10 [s] an. Die Messintervalle betragen von 15 [min.] bis 7 [h].

Das Messprinzip des analytischen Verfahrens beruhte auf der IR-Spektroskopie. Durch Umsetzung der Lichtenergie in Wärme kommt es zu einer Druckerhöhung. Diese führt dazu, dass ein Schall entsteht, der anhand von Mikrofonen detektiert wird. Für jedes Gas existiert eine charakteristische Wellenlänge, so dass eine selektive Konzentrationsmessung in Gasgemischen möglich ist. Eine steigende Gaskonzentration bewirkt eine

proportional steigende Lichtenergie. In Tab. 16 sind die technischen Daten des Gerätes aufgeführt, genaue Einzelheiten zum Messprinzip beschreibt HÖLSCHER (2006).

Tab. 16: Technische Daten des Multigasmonitors Innova 1312 der Fa. LumaSense Technologies

Technische Daten	NH ₃	N ₂ O	CH ₄
Messbereich [ppm]	0,2 bis 2000	0,03 bis 300	0,4 bis 4000
Nachweisgrenze [ppm]	0,2	0,03	0,4
Reproduzierbarkeit	1 [%] des Messwertes		
Bereichsdrift	+/- 2,5 [%] des Messwertes je 3 Monate		
Temperatureinfluss	+/- 0,3 [%] des Messwertes je [°C]		
Druckeinfluss	- 0,01 [%] des Messwertes je mbar		
Querempfindlichkeit	Bei allen Gasen, die in einem bestimmten Bereich IR-Licht absorbieren		

Vor Beginn der Messungen war das Gerät für die Gase Ammoniak, Lachgas und Methan kalibriert worden, was für die gesamte Versuchszeit im Technikum und später noch im Betrieb nach Angaben des Geräteherstellers ausreichte.

3.1.1.3 Gasentnahme zur Analyse

Gasentnahmestelle für den Monitor (Versuch 1-3)

Unter Raumtemperatur wurde Luft durch die Reaktionsbehälter 1 bis 3 mit einem Durchsatz von 800 [ml min.⁻¹] geleitet, die mit je 19 [l] FM befüllt waren. Nach festgelegten Zeiten wurde die Gasführung im Raum über dem FM zur Vorbereitung und Durchführung der Gasanalyse verändert. Sie erfolgte in den drei Reaktionsbehältern unterschiedlich:

Reaktionsbehälter 1 (R1): Messung mit dem Probenbeutel

1. Die Ventile 1 bis 4 oben wurden geöffnet und 6 bis 9 unten geschlossen.
2. Vor der Messung wurde über die Ventile 6 bis 9 unten zusätzlich 800 [ml min.⁻¹] Luft zum Spülen des Gasraumes 20 [min.] durchgeleitet, um Konzentrationsgefälle einzelner Gase dort auszuschließen.
3. Das Spülgas wurde abgestellt und die Ventile 6 bis 9 unten geschlossen.

Nach 20 [min.] war das Gas im Gasraum von 8 [l] etwa zweimal ausgetauscht. Zur Messung wurde an Ventil 6 ein Probenbeutel angeschlossen und alle übrigen Ventile geschlossen, so dass sich der Probenbeutel durch den entstehenden Überdruck füllte. Nach 3 [min.] wurde das Ventil 6 geschlossen, der gefüllte Probenbeutel abgenommen, die Ventile 1 bis 4 oben geöffnet und der Inhalt des Probenbeutels mit dem Gasmonitor analysiert.

Reaktionsbehälter 2 (R2): Manuelle Messung

1./2./3. wie bei der Messung mit dem Probenbeutel

Auch hier begann der Messvorgang erst [20 min.] nach der Spülung, um Verdünnungsfehler sicher auszuschließen. Während der Messung waren die Ventile 6 bis 9 unten zum Druckausgleich geöffnet, 1 bis 3 oben verschlossen und an Ventil 4 fand die Gasprobenahme durch den Gasmonitor statt. Nach der Analyse wurden die Ventile von Hand oben geöffnet und unten geschlossen.

Reaktionsbehälter 3 (R3): Online-Messung

Die dritte Gasentnahme bot die Möglichkeit zur Online-Messung. Auch hier wurde die Gasprobe an Ventil 4 oben vom angeschlossenen Monitor entnommen, während die Ventile 1 bis 3 oben geschlossen und die Ventile 6 bis 9 unten geöffnet waren. Vor der Messung fand keine Spülung des Gasraumes und zur Messung keine Veränderung der Ventilstellungen statt, so dass über Softwaresteuerung und Magnetventile kontinuierlich gemessen werden konnte.

Die Versuche bei der Messung mit dem Probenbeutel und der manuellen Messung wurden zwei Tage ohne Gasraumspülungen weiter geführt.

Die Ergebnisse und Einzelheiten zu den Versuchsbedingungen enthalten Abb. 20 und Tab. 18. Zur Auswertung wird auf Kap. 3.3. hingewiesen.

Konzentrationsgradient

Mit dem Gasmonitor wurde die Zusammensetzung des Gasgemisches über dem FM in vier verschiedenen Höhen analysiert. Dazu wurde nach dem Ende von Versuch 2 und 3 weiter Luft mit $800 \text{ [ml min.}^{-1}]$ durch R 2 geleitet, wobei die Ventile 5 bis 8 unten geschlossen und 1 bis 4 oben geöffnet waren. In Abständen von 20 [min.] wurde in den Höhen 0, 10, 19 und 31 [cm] das Gas analysiert. Bei den Höhen 0 und 10 [cm] waren Ventil 2 bis 4 oben geschlossen und Ventil 6 bis 9 unten geöffnet. Bei der Höhe 19 und

31 [cm] war unten geschlossen und oben geöffnet. Der Versuch wurde analog dazu auch mit R 3 wiederholt. Der einzige Unterschied bestand in der Ventilstellung während der Belüftung. Hier war unten geöffnet und oben geschlossen. Die Ergebnisse an beiden Reaktionsbehältern sind in Tab. 19 zusammengefasst.

3.1.1.4 Saurer Gaswäscher

Anlage

Die im Betrieb unterflur abgesaugte Abluft sollte durch einen Gaswäscher mit verd. H_2SO_4 geleitet werden, in der bevorzugt das im FM freigesetzte Ammoniak absorbiert wird. Zur Ermittlung der erforderlichen Säurekonzentration und -menge wurde ein weiterer Reaktionsbehälter für Technikumsversuche entwickelt und an eine Absorptionsanlage angeschlossen. Abb. 5 zeigt die Konstruktion der Gesamtanlage, die aus Reaktionsbehälter und Absorptionsanlage besteht.



Abb. 5: Saurer Gaswäscher zur Ammoniakabsorption im Technikum

Ein 150 [cm] langes PVC-Rohr mit einem Durchmesser von 16 [cm] wurde oben und unten mit handelsüblichen Deckeln aus dem gleichen Material verschlossen. Über die Ventile 10 und 11 erfolgte die Gaszufuhr 12 [cm] über dem Boden durch Ausströmsteine. Im oberen Deckel gab es eine Bohrung mit dem Ventil 1, über die das Trägergas mit den ausgetriebenen Gasen nach draußen gelangte (Abb. A 2). Ventil 1 wurde mit einer aus der Chemie bekannten Apparatur zum Einleiten von Gasen verbunden, wie von WIELAND & SUCROW (1982) beschrieben. Sie bestand hier aus vier Gefäßen. Zur

Absorption wurden zwei 1000 ccm-Dreihalskolben mit verd. Säure eingesetzt, vor und nach denen je eine Sicherheitsflasche angeschlossen war.

Bestimmung der im Versuch entwickelten Masse Ammoniak

In drei Versuchsreihen wurden die Reaktionsbehältern R 3 und R 4 mit jeweils 19 [l] FM aus dem gleichen Fasse befüllt und gleichzeitig unter gleichen Bedingungen mit 800 [ml min.⁻¹] Luft bei Raumtemperatur durchströmt. Das Ammoniak im Trägergas von R 3 wurde mit dem Gasmonitor analytisch erfasst und das von R 4 wurde in den beiden Dreihalskolben mit je 600 [ml] 0,01 n H₂SO₄ absorbiert und anschließend nasschemisch durch Rücktitration der nicht umgesetzten Säure in einer Doppelbestimmung ermittelt. 20 [ml] Lösung wurden dazu mit 0,01 n NaOH gegen Methylrot titriert. Als Indikator wurden nach KÜSTER et al. (1962) und BILTZ & BILTZ (1960) 0,2 [g] Dimethylamino-azo-benzol-o-karbonsäure in einer Mischung aus 60 [ml] Ethanol und 40 [ml] deionisiertem Wasser aufgelöst.

Tab. 20 beinhaltet die Volumina der Laugen bis zum Umschlagspunkt, die daraus ermittelten Mole Ammoniak, die im Wäscher absorbiert wurden, und die mit dem Gasmonitor gefundenen Mole Ammoniak.

3.1.1.5 Flüssigmist

Probenahme

Zum Zeitpunkt der Probenahme waren die FM-Kanäle des Stallabteils bis zu einer Tiefe von ca. 50 [cm] gefüllt (s. Kap. 3.2.1). Ein mobiler Spaltenmischer wurde durch den Spaltenboden insgesamt an drei Stellen der zwei Buchten auf der rechten Seite in den FM eingeführt und rührte ihn an jeder Stelle zweimal je 15 [min.]. Damit war dem Augenschein nach ein homogenes System hergestellt. An der mittleren Position wurde eine 600 l-Probe unter kontinuierlichem Rühren mit einem 10 l-Eimer genommen und in zehn 60 l-HDPE-Fässer abgefüllt.

Charakterisierung

Die Tiere des Abteils waren mit einem Gewicht von ca. 30 [kg] aufgestallt und hatten zur Zeit der FM-Probenahme ein Gewicht von ca. 60 [kg]. Die Hauptkomponenten der Futtermischungen bestanden aus 20 [%] Gerste, 53 [%] Weizen und 20 [%] Sojaschrot. Die Tiere waren nicht mit Medikamenten behandelt worden, und der FM wurde im Frühjahr nicht mit Additiven versetzt, wie es zum Sommer hin immer geschah, wenn das Präparat Alzogur R mit einer Konzentration von 3 [l m⁻³] zur Bekämpfung von Fliegen und Krankheitserregern im FM eingesetzt wurde. Die Basis des Produktes ist Cyanamid, das

nach RUPERT et al. (1985) und ALZCHEM (2006) in diesem System innerhalb von drei Monaten unwirksam wird und sich zersetzt hat. Danach wurden die biochemischen Reaktionen des FM nicht durch Additive beeinflusst.

Mit einem Bohrmaschinenrührer fand nach der Probenahme in jedem Fass eine Homogenisierung für 5 [min.] statt. Direkt danach wurde der pH im Fass gemessen und drei 250 ml-Proben zur Kennzahlbestimmung wurden genommen. In Tab. 21 sind die Ergebnisse aufgeführt.

Lagerung des FM

Die Lagerung der mit FM gefüllten Fässer erfolgte schattig in einer geschlossenen Halle auf der Lehr- und Forschungsstation Frankenforst bei Außentemperaturen, wobei der Deckel lose auf der Öffnung lag. Die Temperatur während der Lagerzeit erfasste die Wetterstation des Betriebes. Die Werte zeigt Abb.21.

3.1.1.6 Reproduzierbarkeit

Zwei Versuchsreihen wurden zur Überprüfung der Pilotanlage auf Reproduzierbarkeit durchgeführt. Die Befüllung aller drei Reaktionsbehälter mit je 19 [l] FM fand unter gleichen Bedingungen und mit Ausgangsmaterial aus einem Lagerfass statt. In der ersten Versuchsreihe wurden mit $800 \text{ [ml min.}^{-1}]$ Luft aerobe Bedingungen eingestellt. Bei der zweiten Versuchsreihe erfolgte die Gaszufuhr durch $800 \text{ [ml min.}^{-1}]$ Stickstoff, so dass anaerobe Bedingungen herrschten. In den Abb. 22 und 23 ist die Methankonzentration in beiden Trägergasen gegen die Zeit dargestellt.

3.1.2 Reaktionen des Flüssigmistes

3.1.2.1 Reaktionen unter aeroben und anaeroben Bedingungen

Die drei Reaktionsbehälter wurden mit je 19 [l] FM befüllt, der Gasmonitor wurde angeschlossen, durch den einen Reaktionsbehälter wurde Luft und durch die zwei anderen Stickstoff mit jeweils einem Durchfluss von $800 \text{ [ml min.}^{-1}]$ geleitet. Das Messgerät erfasste online in festgelegten Zeiten die Konzentrationen der leicht austreibbaren Gase in den beiden Trägergasen. In Abb. 24-26 sind deren Konzentrationen gegen die Zeit graphisch aufgetragen. Die Tab. 22 und 23 zeigen die charakteristischen Kenngrößen dieser Kurven sowie die Bedingungen der Reaktionen (s. Kap. 3.3).

3.1.2.2 Variation des Luftdurchsatzes

Je 19 [l] FM wurde in die drei Reaktionsbehälter gefüllt, mit denen dann der Gasmonitor verbunden wurde. Der Luftdurchsatz erfolgte von 10 bis 4000 [ml min.⁻¹] bei Raumtemperatur in 7 Stufen. Bei den niedrigen Durchflüssen von 10 und 50 [ml min.⁻¹] wurde die Gasentnahme mit dem Probenbeutel durchgeführt, der dazu seitlich direkt über der FM-Oberfläche an dem Ventil 7 angebracht und mit der durchströmenden Luft aufgefüllt wurde (s. Kap. 3.1.1.3). Bei den anderen höheren Durchflüssen erfolgte die Gasentnahme wie üblich online am oberen Deckel über das Ventil 4. Die Einzelheiten zu den Versuchsbedingungen und den Ergebnissen beinhalten Tab. 24 und 25 sowie Abb. 27-30 (s. Kap. 3.3).

3.1.2.3 Variation des pH unter aeroben Bedingungen

Vor der Befüllung der Reaktionsbehälter wurde der pH des FM in einem 60 l-Fass mit konz. H₂SO₄ auf 3,5 und 4,5, mit konz. HNO₃ auf 4,5 und mit konz. KOH auf 8,2 eingestellt. Weiterhin wurde auch unbehandelter FM mit pH 6,5 eingesetzt. Als Trägergas wurde Luft mit einem Durchfluss von 800 [ml min.⁻¹] bei Raumtemperatur eingesetzt. Die Konzentrationen an leicht austreibbaren Gasen im Trägergas wurden bestimmt und gegen die Zeit aufgetragen. Neben Tab. 26 erläutern die Abb. 31-33 Einzelheiten zu den Versuchsbedingungen sowie den Ergebnissen (s. Kap. 3.3).

3.1.2.4 Zusatz einer grenzflächenaktiven Substanz

Bei dem hohen Luftdurchsatz von 4000 [ml min.⁻¹] in Versuch 26 trat nach einem Tag eine starke Schaumentwicklung ein. Dennoch konnte der Versuch, wie geplant, zu Ende geführt werden. Nach Abschluss der Versuchszeit wurden 2 Tropfen mit dem Gewicht von 61 [mg] des Entschäumers Baysilon (100 [%]) auf den FM im Reaktionsbehälter gegeben, und der Versuch wurde zwei Tage fortgesetzt. Die Einzelheiten zu den Versuchsbedingungen und Ergebnissen sind in Abb. 34-36 zu finden.

besseren Leerung der FM-Kanäle bei 1,3 [m] über eine Fläche von 6,07 [m] x 1,5 [m]. Die Abb. 7 zeigt den Grundriss der FM-Kanäle.

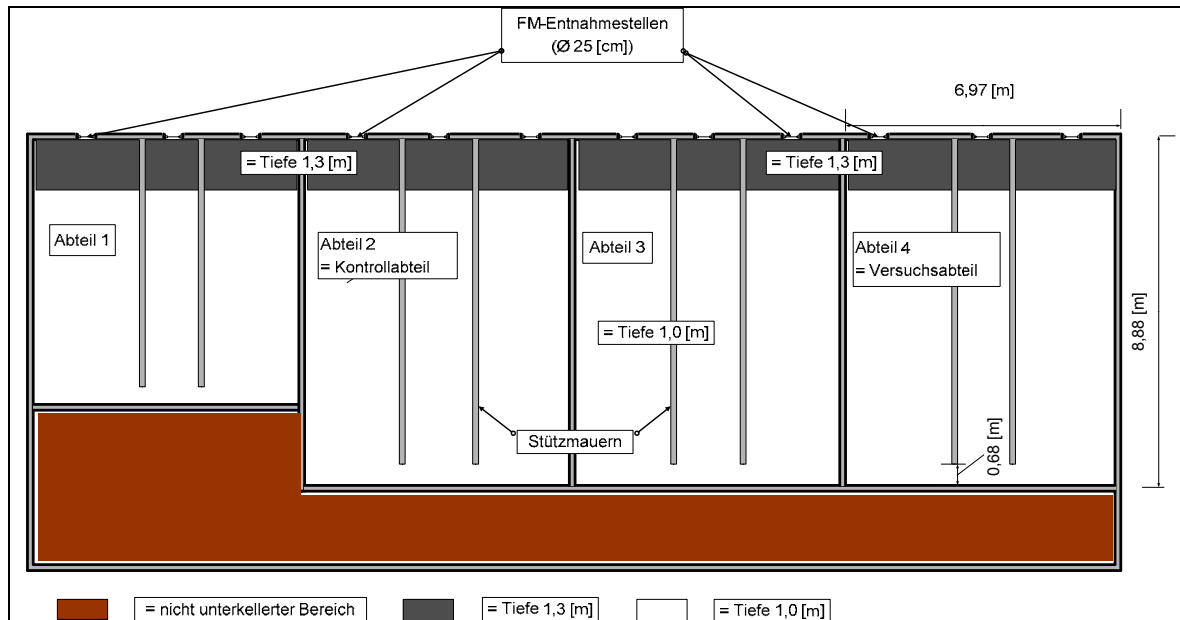


Abb. 7: Grundriss der FM-Kanäle

Die Zuluft wurde über stirnseitige Strahl Lüftung in die Abteile eingebracht und die Abluft über eine dezentrale Oberflurabsaugung abgeführt. Das System verfügte über eine temperaturabhängige Schaltung, die mit der Heizung gekoppelt war. Die Solltemperatur im Abteil war in den ersten drei Wochen der Mast auf 20 [°C] und später dann konstant auf 18 [°C] eingestellt. Die Forschungsstation betrieb die Anlage mit der Winterluftrate von 60 [m³ Tier⁻¹ h⁻¹] bei einer Geschwindigkeit von 3 [m s⁻¹] und der Sommerluftrate von 170 [m³ Tier⁻¹ h⁻¹] bei einer Geschwindigkeit von 5 bis 6 [m s⁻¹].

3.2.2 Versuchsaufbau im Stall

Die Abb. 8 und 9 zeigen im Querschnitt den Versuchsaufbau und die für die Massenstrombestimmung erforderliche Technik im Kontrollabteil und im Versuchsabteil. Die Belüftungs- und Abluftanlage sowie der Abluftwäscher werden nachfolgend im Detail vorgestellt.

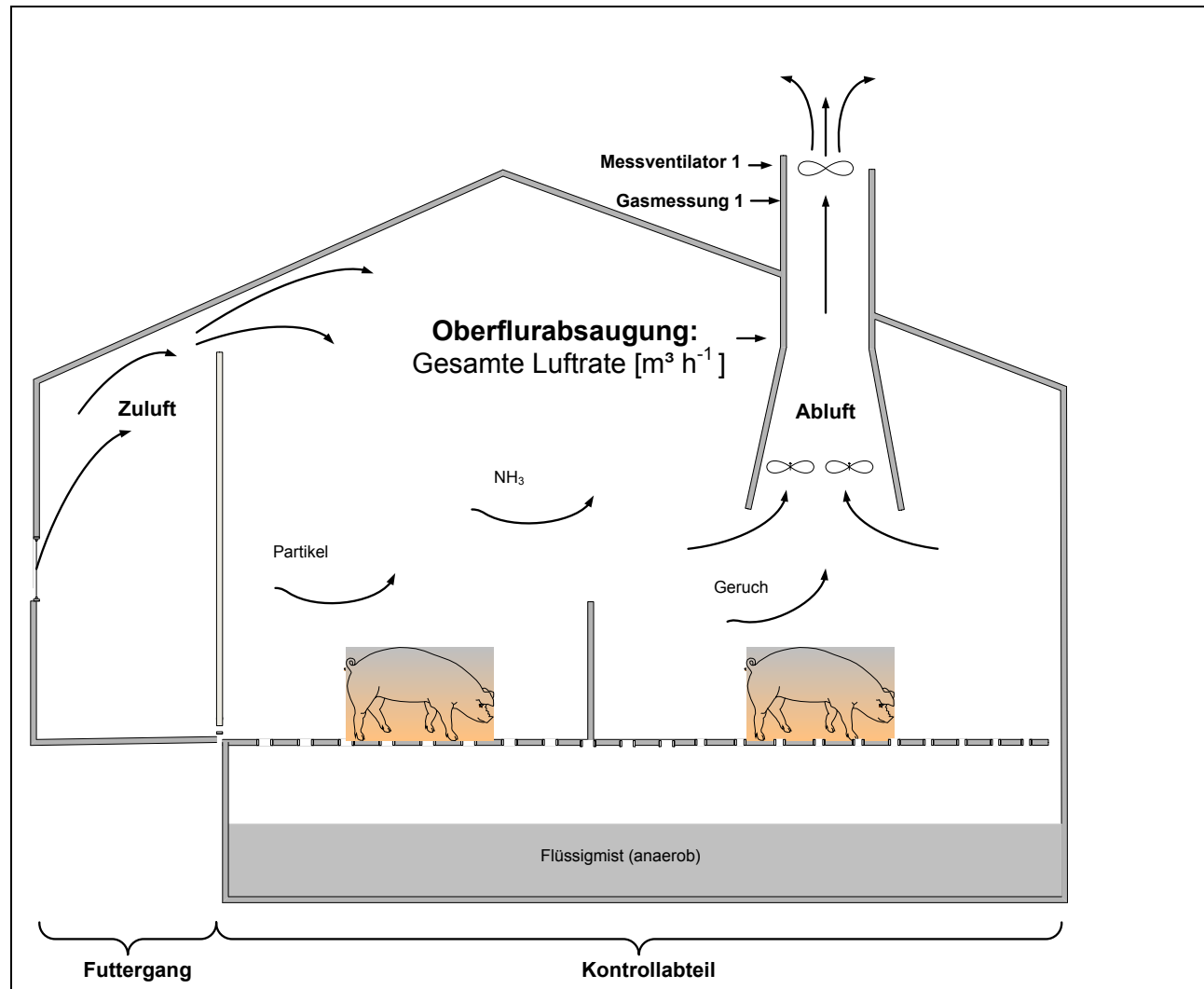


Abb. 8: Querschnitt des Kontrollabteils

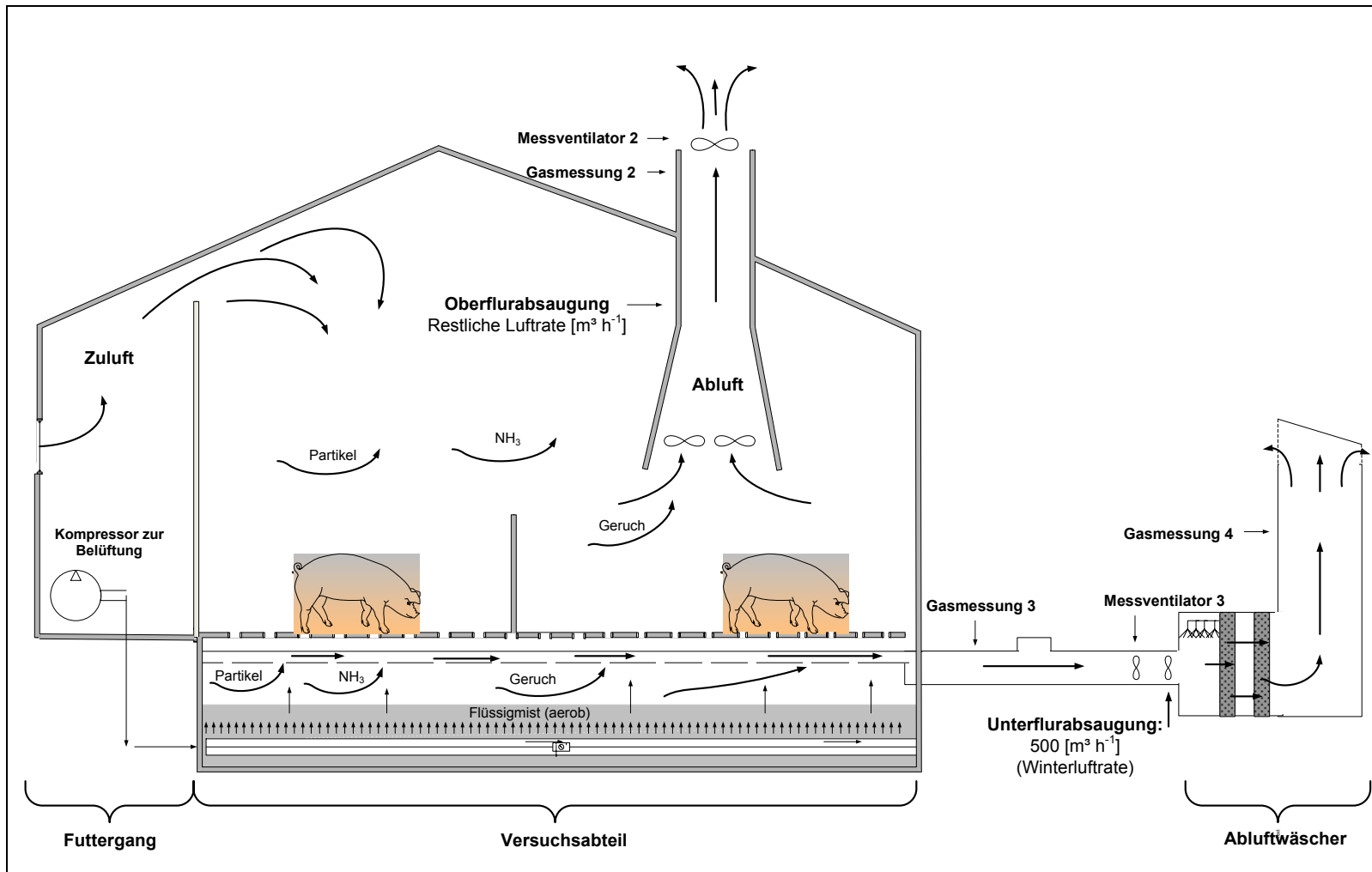


Abb. 9: Querschnitt durch das Versuchsabteil mit Abluftreinigung

3.2.3 Belüftungsanlage im Versuchsabteil

Konstruktion

Der FM-Kanal unter dem Futtergang war nur durch zwei kleine Öffnungen in der Größe 68 [cm] x 65 [cm] erreichbar, so dass bei der Installation einer Belüftungsanlage neben verfahrenstechnischen auch gesundheitsgefährdende Schwierigkeiten auftreten würden. Eine alleinige Installation in den beiden äußeren Kanälen hätte hingegen zur Folge gehabt, dass der FM unter dem Futtergang eine anaerobe Zone darstellte. Daher wurden die Verbindungen dieses Kellerbereichs unter dem Futtergang zum mittleren Kanal mit V2A-Stahlblechen verschlossen. Diese Veränderungen wurden im Kontrollabteil und im Versuchsabteil vorgenommen, damit während der Versuche in beiden Abteilen die gleichen Bedingungen herrschten. Danach erfolgte die FM-Lagerung während der Versuche nur in den beiden äußeren Kanälen.

Zur Belüftung im Versuchsabteil wurden zwei gleiche Gitter nach Abb. 10 aus Bewässerungsschläuchen des Gartenbaus mit einem Durchmesser von 16 [mm] entwickelt. Jedes Gitter maß 1,7 [m] x 7,5 [m] und bestand aus einer rechteckigen Ringleitung aus PE-Schläuchen mit einem Durchmesser von 32 [mm] sowie 28 Querverstrebungen (s. Abb. 11) aus den Bewässerungsschläuchen im Abstand von 27 [cm]. Mit einer Fläche von 12,75 [m²] füllte ein Belüftungsgitter den Großteil eines FM-Kanals mit 18,20 [m²] aus, so dass aerobe Bedingungen in beiden FM-Kanälen gewährleistet waren.



Abb. 10: Belüftungsgitter der Praxisanlage



Abb. 11: Querverstrebung am Belüftungsgitter

In Vorversuchen in einem Wasserbecken im Technikum zeigten die Schläuche bei einem Luftdurchfluss von $2,0 \text{ [l min.}^{-1} \text{ m}^{-1}]$ viele kleine Luftblasen, die gleichmäßig über die gesamte untersuchte Schlauchlänge von $1,0 \text{ [m]}$ verteilt waren. Diese Beobachtung und die Ergebnisse der FM-Reaktionen zur Variation des Pressluftdurchsatzes im Technikum legten die Anzahl der Querverstrebungen fest. Nach dem Zusammenbau des Gitters wurde es in weiteren Vorversuchen in dem Wasserbecken untersucht. Dabei wurde unter Variation des Luftdurchflusses $[\text{l min.}^{-1}]$ gleichzeitig an der 1., 14. und 28. Querverstrebung der Innendruck gemessen. In Abb. 37 sind die Ergebnisse dargestellt.

Installation

Über Ringschrauben im FM-Kanalboden und Verknotungen mit Seilen sowie deren Befestigung an der Seitenwand unter den Spalten an acht Stellen pro Gitter wurde verhindert, dass die Belüftungsgitter im FM auftrieben (s. Abb. 12). Zur zusätzlichen Stabilität und Fixierung am Boden wurden an den Längsseiten der Gitter V2A-Stahlstangen angebracht. Nach dieser Installation hätte das Gitter bei Bedarf während der Versuchszeit aus dem FM-Kanal geholt, repariert und wieder zurückgebracht werden können.



Abb.12: Installation der Belüftungsgitter im FM-Kanal des Versuchsabteils

Luftquelle

Im Vergleich von Kolben- und Schraubenkompressoren arbeitet ein Schraubenkompressor wesentlich leiser. Um die Tiere des Versuchsabteils nicht durch einen erhöhten Lärmpegel unter Stress zu setzen und so ein verändertes Verhalten hervorzurufen, das die Emissionen erhöhen kann (NANNEN, 2007; PETERSEN, 1993), wurde ein Schraubenkompressor mit einer Leistung von $7,5 \text{ [kW]}$, einem Behälterinhalt von 500 [l] und einem max. Druck von 10 [bar] als Luftquelle gewählt. Er stand auf dem Versorgungsgang vor dem Versuchsabteil und belieferte von dort aus die beiden

Belüftungsgitter kontinuierlich mit Druckluft. Durch einen Wasser- und Ölfilter fand die Abscheidung aller Partikel statt, die die feinen Poren des Ausströmschlauches verstopfen bzw. die Umsetzungen im FM beeinflussen konnten. Die Regulation des Luftdurchflusses erfolgte über einen Druckminderer an dem Kompressor. Die hinter dem Kompressor installierten Turbinengaszähler mit einem Messbereich von 3,5 bis 100 [m³ h⁻¹] zeigten den Durchfluss für den eingestellten Druck vor jedem Belüftungsgitter an.

3.2.4 Abluftanlage im Versuchsabteil

3.2.4.1 Unterflurabsaugung

Konstruktion

Zur Gewährleistung des Tier- und Arbeitsschutzes wurden das Trägergas mit den ausgetriebenen Schadgasen gleichmäßig unter dem Spaltenboden abgesaugt, wozu KG-Rohre DN 100 aus PVC ausgewählt wurden. Die Kalkulationsgrundlage zur Auslegung der Unterflurabsaugung stellte nach der DIN 18910 die Winterluftrate in Höhe von 500 [m³ h⁻¹] für 40 Tiere sowie die Sollgeschwindigkeit von 4 [m s⁻¹] im Abluftrohr dar. Für jedes Belüftungsgitter wurden zwei Rohre zur Absaugung eingebaut, von denen jedes eine Länge von 8,0 [m] und Bohrungen von 13 Löchern mit einem Durchmesser von 20 [mm] im Abstand von 60 [cm] besaß. Um jedes gebohrte Loch wurden Tropf- und Abrisskanten aus Silikon gespritzt, so dass ein Mitreißen von Flüssigkeiten verhindert wurde.

In einem Vorversuch wurde die Absaugleistung an allen Bohrungen der Rohre bei der gewünschten Winterluftrate ermittelt. In Abb. 38 sind die Ergebnisse graphisch aufgetragen.

Installation

Über jedem FM-Kanal des Versuchsabteils wurden zwei Rohre unter dem Spaltenboden nebeneinander mittels Lochband an drei Stellen aufgehängt (s. Abb. 13) und über ein T-Stück miteinander verbunden. Die Verlängerung der T-Stücke wurde durch eine FM-Entnahmestelle nach draußen geführt (s. Abb. 14) und dort an den Ventilator angeschlossen. Der Ventilator mit einer Leistung von 2000 bis 7000 [m³ h⁻¹] drückte die abgesaugte Luft in den Abluftwäscher (s. Abb. 15). Die gereinigte Abluft wurde nicht über den Oberflurabluftkamin geleitet, sondern sofort nach dem Wäscher in die Umwelt entlassen.



Abb. 13: Unterflurabsaugung über KG-Rohre im Versuchsabteil



Abb. 14: Unterflurabsaugung durch eine FM-Entnahmestelle im Versuchsabteil



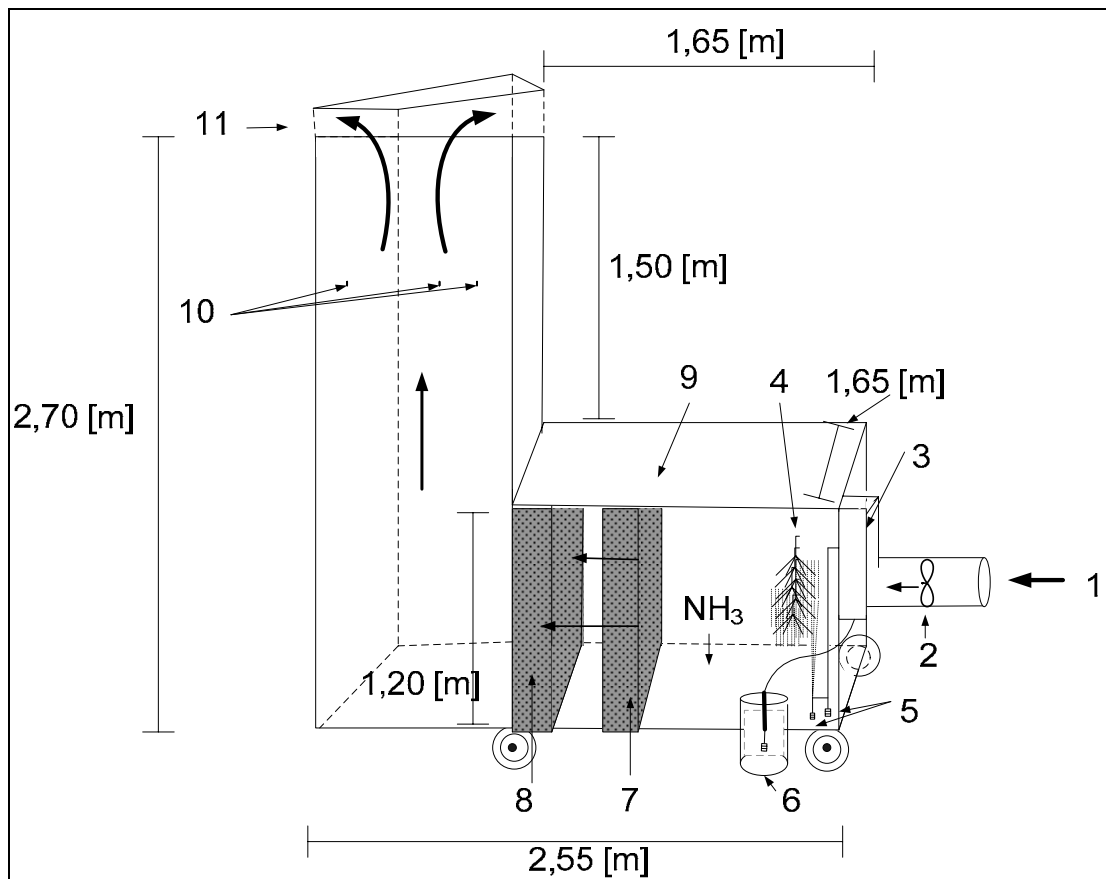
Abb.15: Unterflurabsaugung im Außenbereich bis zum Wäscher

3.2.4.2 Abluftwäscher

Konstruktion

Um Ammoniak aus der unterflurabgesaugten Abluft zu entfernen, wurde auf Basis der KTBL-Kennndaten ein Abluftwäscher in Zusammenarbeit mit dem Industriepartner Fa. Hölscher und Leuschner entwickelt, der durch Einsatz von verd. H_2SO_4 bei fachgemäßem Betrieb Reinigungsleistungen zwischen 70 und 95 [%] verspricht (HÖLSCHER & BÜSCHER, 2005; HAHNE, 2006; SCHIER, 2004). Nach dem Kreuzstromverfahren wurde im Abluftwäscher die horizontal durchgedrückte Luft vertikal mit schwefelsaurem Wasser durch 7 Düsen besprüht. Nach Abb. 16 hatte der entwickelte Wäscher eine Gesamtlänge von 2,55 [m] und eine Gesamttiefe von 1,02 [m]. Über eine Länge von 1,65 [m] maß er eine Höhe von 1,2 [m]. So konnte in den Waschbereich noch gut über eine Plexiglasscheibe eingesehen und bei Störungen eingegriffen werden. Im hinteren Bereich

lag die Höhe bei 2,7 [m] für eine Länge von 0,9 [m]. Die Messstelle zur Gasanalyse hinter dem Wäscher konnte so über den Absorptionsbereich und hinter den Tropfenabscheider gelegt werden, so dass die Gefahr von mitgerissenen Aerosolen in der Probenluft weiter minimiert war. Die in Tab. 17 aufgeführten Parameter beschreiben die Dimensionen des Abluftwäschers und so auch seine Einsatzmöglichkeit. Die Kapazität des Abluftwäschers mit einer Filterflächenbelastung von $4400 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}]$ und einer Filtervolumenbelastung von $7300 \text{ [m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}]$ liegt deutlich über dem hier gewählten Volumenstrom von $500 \text{ [m}^3 \text{ h}^{-1}]$. Hohe Absorptionsgrade des Ammoniaks sollten durch eine pH-gesteuerte Säurepumpe bei einem konstanten pH zwischen 1 und ≤ 5 , einer langen Verweilzeit des Gases mit der Säure und einer Vergrößerung der Austauschoberfläche durch Füllkörperelemente aus Plastik mit Wabenstruktur ($1,2 \text{ [m]} \times 1,02 \text{ [m]} \times 0,2 \text{ [m]}$) erreicht werden.



1 Abluftstrom
2 Ventilator
3 Steuerungskasten
4 Sprühdüse
5 pH-Elektrode und
Säuredosierung

6 Fass mit Säurekanister
7 Füllkörperelement
8 Tröpfchenabscheider
9 Plexiglasscheibe
10 Messstellen
11 Austritt in die Umwelt

Abb. 16: Funktionsprinzip und Bauelemente des Abluftwäschers**Tab. 17: Dimensionskenndaten des entwickelten Abluftwäschers**

Kenndaten	Einheit	Größe
Filterflächenbelastung	$[\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}]$	4400
Filtervolumenbelastung	$[\text{m}^3 \text{ m}^{-3} \text{ h}^{-1}]$	7300
Verweilzeit	[s]	9,7
Dicke der Füllkörperpackung	[m]	0,2
pH des Waschwassers	-	3

Die schwefelsaure Waschflüssigkeit enthielt das entfernte Ammoniak als Ammoniumverbindung und konnte über einen Schlauch in handliche Behälter abgefüllt werden. Zur Füllstandsregelung im Wäscher war eine Frischwassereinspeisung mit Niveauregelung installiert.

Zu Beginn der Arbeiten erfolgte für alle eingesetzten Materialien eine Materialprüfung, um die Funktionstauglichkeit auch bei stärkerer Beanspruchung zu gewährleisten. Dazu wurden Prüfkörper aus den vier Werkstoffen 1 Monat in 1 n H_2SO_4 bei Raumtemperatur getaucht. Ihre Masse wurde vor und nach dieser Behandlung mit einer Analysenwaage ermittelt und ihre Beständigkeit beurteilt. Die Ergebnisse dazu sind in Abb. 39 dargestellt.

Installation

Der Abluftwäscher wurde in der Nähe zum Versuchsabteil hinter dem Stall aufgestellt (s. Abb. 17) und über Reduziermuffen mit dem vorgeschalteten Ventilator von der Unterflurabsaugung verbunden. Der pH der Waschflüssigkeit wurde nach den Ergebnissen der Technikumsversuche konstant durch automatisches Zudosieren von Schwefelsäure auf 3 gehalten. Für einen Zeitraum von drei Monaten waren 66 [l] einer 25 %-igen H_2SO_4 nötig. Wie angeliefert, wurde die 25 %-ige H_2SO_4 in einem 10 l-Kanister eingesetzt, der aus Sicherheitsgründen in einem 60 l-Fass stand. Dieses Fass war am Wäscher befestigt.

Zur Einstellung des korrekten Luftvolumenstroms in der Höhe von $500 [\text{m}^3 \text{ h}^{-1}]$ wurde ein kalibrierter Messventilator vor den Ventilator des Abluftwäschers montiert. Durch einen spezifischen Umrechnungsfaktor konnten die übertragenen Drehfrequenzen in einen Luftvolumenstrom umgerechnet werden.



Abb. 17: Abluftwäscher zur Abluftreinigung hinter dem Versuchsabteil

3.2.5 Messungen

Massenstrom

Um die Emissionen der einzelnen Gase berechnen zu können, wurde neben ihren Konzentrationen in der Abluft auch der Luftvolumenstrom benötigt.

Nach den Versuchen im Technikum wurde für die Praxisversuche im Betrieb zur Konzentrationsbestimmung der leicht austreibbaren Gase das gleiche Analysenverfahren ausgewählt. Es kam der Multigasmonitor Innova 1312 der Fa. LumaSense Technologies zum Einsatz, wobei hier die Messungen ausschließlich automatisch und online durchgeführt wurden. Über eine im Institut entwickelte Steuerungssoftware wurde mit Hilfe einer Relaiskarte das Ventil für den entsprechenden Messpunkt frei geschaltet. Je nach Versuchsvariante konnte an vier verschiedenen Punkten die Gasanalyse vorgenommen werden (s. Kap. 3.2.6). Im Bypass beförderte eine Labor-Membranpumpe die Probenluft in beheizten PTFE-Schläuchen bis zur Probeentnahmestelle, die aus zwei hintereinander geschalteten 1 l-Propylenflaschen bestand (s. Abb. 18). Da die Probenahme vor der Membranpumpe stattfand, war das Ansaugen von Falschluff ausgeschlossen.



Abb. 18: Gasprobenahme bei den Praxisversuchen

Wäre es zu Einzelausfällen von Kompressor oder Abluftwäscher oder aber auch zu einem kompletten Stromausfall gekommen, hätte das ein über die Relaiskarte gesteuertes Alarmsystem durch ein SMS gemeldet. Durch dieses System wären lange Fehlzeiten bei den Messungen unterbunden gewesen und gleichzeitig war der Tierschutz gewährleistet.

Da die Ventilatoren allerdings nicht auf einen konstanten Luftvolumenstrom eingestellt werden konnten, sondern entsprechend der Solltemperatur gesteuert wurden, übermittelten die Messventilatoren (s. Abb. 19) die Drehfrequenz des im Stall installierten Ventilators an den Datenlogger. Mit einem für jeden Messventilator spezifischen Umrechnungsfaktor erfolgte dann die Ermittlung des Luftvolumenstroms. So waren für die Messungen sowohl in der Oberflurabsaugung des Kontroll- und Versuchsabteils als auch in der Unterflurabsaugung über den Abluftwäscher je ein Messventilator eingesetzt.



Abb. 19: Messventilator an der Oberflurabsaugung zur Luftvolumenstrombestimmung

Geruchsemissionen

Während der niedrigen und hohen Luftzufuhr bei den Praxismessungen (s. Kap. 3.2.6) wurde die Geruchsstoffkonzentration gleichzeitig im Kontroll- wie im Versuchsabteil bestimmt. Die Probenahme erfolgte mit dem Probennehmer der Firma ECOMA Emissionstechnik und Consult Mannebeck GmbH. Über eine Vakuumpumpe füllt sich der in einem Kunststoffrohr befestigte Plastikbeutel mit dem Probegas. Im Kontrollabteil wurden für jede Variante drei Proben in der Oberflurabsaugung genommen. Im Versuchsabteil fand die Probenahme in der Oberflurabsaugung sowie vor und nach dem Abluftwäscher statt. Auch hier wurden jeweils drei Proben genommen.

Die olfaktorische Analyse der Proben erfolgte gemäß der VDI Richtlinie 3881 innerhalb von 24 [h] nach Probenahme mit dem TO8 der Firma ECOMA Emissionstechnik und Consult Mannebeck GmbH und vier geeigneten Probanden. Für jede Analyse wurde zwei Wiederholungen durchgeführt. Die ermittelten Geruchseinheiten (GE) pro Kubikmeter wurden dann mit dem entsprechenden Luftvolumenstrom multipliziert, um die Geruchsemission je Stunde zu erhalten. In Tab. 35 sind die Ergebnisse aufgeführt.

Konzentrationen im Abteilinnenraum

Im Innenraum der beiden Abteile fanden im Tier- und im Arbeitsbereich Konzentrationsmessungen mit dem Gasmonitor statt, wobei pro Versuchsvariante (s. Kap. 3.2.6) in jedem Abteil und Bereich sechs Messwerte ermittelt wurden. Die Probenahme fand gleichmäßig verteilt in einer Höhe von 50 [cm] im Tierbereich und einer Höhe von 1,5 [m] im Arbeitsbereich statt. In Tab. 31 sind die Ergebnisse wiedergegeben.

Temperatur, pH, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt

Während der Praxismessungen im Betrieb wurden bei jeder Versuchsvariante (s. Kap. 3.2.6) die Temperatur, der pH, das Redoxpotential und der Sauerstoffgehalt in beiden Abteilen mit den entsprechenden Elektroden gemessen, die mit dem Ahlborn Datenlogger 2890 verbunden waren. An drei Stellen pro FM-Kanal wurden in beiden Abteilen je drei Werte erfasst. Der Bestimmungsort aller Parameter lag immer an der Oberfläche des FM. Die Ergebnisse zeigt Tab. 32.

Energieverbrauch

Um neben der Emissionsbetrachtung auch Aussagen über die Kosten der FM-Belüftung machen zu können, wurde während jeder Versuchsvariante (s. Kap. 3.2.6) der Energieverbrauch [kWh] über Stromzähler bei Kompressor und Abluftwäscher ermittelt. Die Ergebnisse stehen in Tab. 34.

3.2.6 Inbetriebnahme

Ein qualitativer Unterschied des FM zwischen den Technikums- und Praxisversuchen wird ausgeschlossen. In jedem Abteil waren 40 Tiere mit gleichem Gewicht aufgestellt, die Futtermischungen wiesen keine Differenzen zu den früheren auf, es waren keine Medikamente zum Einsatz gekommen, und der FM war nicht mit Additiven versetzt. Einzelheiten sind in Kap. 3.1.1.5 aufgeführt.

Nach Installation der Versuchseinrichtungen wurde in das Kontroll- und Versuchsabteil so viel FM vom mittleren Abteil gepumpt, dass eine FM-Tiefe von ca. 30 [cm] erreicht wurde und die Belüftungsanlage im Versuchsabteil bedeckt war. Eine Überprüfung der FM-Tiefe zeigte im Kontrollabteil einen Wert von 25 [cm] und im Versuchsabteil einen von 38 [cm]. Diese Differenz wird bei der Auswertung der Versuchsergebnisse berücksichtigt.

Die Messungen der Schadgase in den Abluftströmen des Kontroll- und Versuchsabteils liefen kontinuierlich über einen Zeitraum von 6 Wochen durch. Nach festgelegten Zeiten wurden Variationen in der Luftzufuhr des Versuchsabteils durchgeführt. Weiterhin wurde dem FM eine grenzflächenaktive Substanz zugesetzt. Diese Veränderungen schlugen sich in der Zusammensetzung der Abluft nieder und werden im Detail diskutiert. Während dieser Versuchszeit wurden bei jeder Variante die Konzentrationen im Abteilinnenraum gemessen und charakteristische Kennzahlen bestimmt (s. Kap. 3.2.4).

Emissionen im Ist-Zustand des Betriebes

Um in einem Vergleich die Wirkung der Belüftung feststellen zu können, erfolgte in beiden Abteilen zunächst die Ermittlung des Ist-Zustandes, wobei keine Luft im Versuchsabteil eingeleitet wurde. Dazu wurde über die PC-Steuerung die Abluft in der Oberflurabsaugung des Kontrollabteils und danach in der des Versuchsabteils mit dem Gasmonitor analysiert. Das Messintervall für den Wechsel der Ventilschaltung betrug 15 [min.], so dass innerhalb einer Stunde für jede Messstelle zwei Werte vorlagen. Gleichzeitig wurde mit den Messventilatoren der Luftvolumenstrom erfasst. Die Messungen erfolgten kontinuierlich über einen Zeitraum von acht Tagen.

Emissionen bei den Versuchen im Betrieb

Variante 1: geringe Luftzufuhr

Sofort nach Ermittlung des Ist-Zustandes wurde der FM im Versuchsabteil mit 160 [l min^{-1}] über den Schraubenkompressor belüftet und der Abluftwäscher mit einer Unterflurabsaugung von ca. 500 [$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$] dazugeschaltet. Im Kontrollabteil hingegen fand

keine Veränderung statt. Über die PC-Steuerung wurde nun nacheinander die Abluft an vier verschiedenen Messpunkten analysiert. Es wurde wieder in der Oberflurabsaugung des Kontrollabteils begonnen und dann in der des Versuchsabteils fortgefahren. Danach erfolgte die Analyse in der Abluft von der Unterflurabsaugung vor und nach dem Wäscher. Das Messintervall für den Wechsel der Ventilschaltung betrug auch hier 15 [min.], so dass innerhalb einer Stunde für jede Messstelle ein Wert vorlag. Gleichzeitig erfassten die drei Messventilatoren den Luftvolumenstrom. Der Versuch lief unter diesen Bedingungen ohne Störungen kontinuierlich acht Tage.

Variante 2: Hohe Luftzufuhr

Im unmittelbaren Anschluss an die Variante mit geringer Luftzufuhr wurde die FM-Belüftung auf einen Durchfluss von 320 [l min.⁻¹] verdoppelt. Die Unterflurabsaugung, die Oberflurabsaugung in beiden Abteilen und die Erfassung des Luftvolumenstroms blieben unverändert. Auch die Softwaresteuerung zur Gasanalyse blieb in ihrer Einstellung gleich. Die Versuchsdauer betrug ohne Unterbrechung acht Tage.

Variante 3: Hohe Luftzufuhr und Zugabe einer grenzflächenaktiver Substanz

Der Versuch von Variante 2 mit hoher Luftzufuhr wurde nach der Zugabe von 2,5 [l] einer 5 %-igen Lösung von Baysilon in Isopropanol weitere acht Tage fortgesetzt.

Variante 4: Intermittierende hohe Luftzufuhr:

Im direkten Anschluss an Variante 3 erfolgte die Luftzufuhr nicht mehr kontinuierlich, sondern intermittierend mit einem einstündigem Intervall. Auch unter diesen Bedingungen wurde acht Tage gemessen.

Die Abb. 43-46 und die Tab. 27-30 und 33 stellen die Ergebnisse der Versuche nach den vier Varianten dar.

3.3 Auswertung der Ergebnisse

Die Versuche im Technikum und Betrieb lieferten Konzentrationen der drei leicht austreibbaren Gase Ammoniak, Lachgas und Methan in den Trägergasen Luft und Stickstoff bei jedem Messpunkt. Das führte zu einer großen Anzahl von Einzelwerten, die in graphischen Darstellungen als Kurvenverläufe dargestellt werden. Gemeinsam ist allen ein stetiger Kurvenverlauf, wobei im gewählten Zeitraum nach einem kurzen Anfangsbereich ein langer konstanter Abschnitt folgt. Danach wurden diese Kurven durch charakteristische Kenngrößen beschrieben. Es wurde der konstante Konzentrationsbereich $c_{\text{konst.}}$ und die tägliche Massenfreesetzung in diesem Bereich m_{1d} angegeben. Ein typisches Beispiel für die gemessenen Kurven stellt Abb. 20 dar, in der die Lachgaskonzentration im Trägergas gegen die Zeit dargestellt ist, und Tab. 18, die die charakteristischen Kenngrößen $c_{\text{konst.}}$ und m_{1d} der Kurvenverläufe von allen Gasen bei dieser Versuchsserie zeigt.

4 Ergebnisse

4.1 Pilotanlage

Konstruktion des Reaktionsbehälters

Nach Vorversuchen mit einem Glaszylinder wurden Störungen durch Schaumbildung beim Durchleiten eines Gases durch den FM im Technikum und im Betrieb ausgeschlossen. Weiterhin lieferten die Ausströmsteine ein gleichmäßiges Blasenbild über einen hinreichend weiten Bereich der Durchflussgeschwindigkeiten, setzten sich über alle Versuche hinweg nicht mit dem schlammigen FM zu und brauchten nicht gereinigt oder ausgewechselt zu werden. Mit der entwickelten Anlage konnten Strömungsgeschwindigkeiten von Luft und Flaschengasen in weiten Grenzen von 2,5 bis 5000 [ml min.⁻¹] eingestellt werden.

Die gewählte Geometrie des Reaktionsbehälters erlaubte eine Kontrolle der FM-Reaktionen hinsichtlich pH und Temperatur, das Mitreißen von Spritzern in das Messgerät fand nicht statt, Schaum trat nicht in störenden Ausmaß auf, der FM konnte leicht eingefüllt und ausgelassen werden, die Gase konnten online analysiert, aber auch manuell gesteuert analysiert werden.

Auswahl eines Analysenverfahrens

Das gewählte Analysenverfahren mit dem Gasmonitor hat sich bei allen späteren Gasanalysen der Arbeit bewährt, was auch die nasschemischen Verfahren mit dem Gaswäscher im Technikum bestätigen, über die später berichtet wird. Dabei stimmten die Ergebnisse von den Analysen des Ammoniaks aus dem Gaswäscher mit denen des Gasmonitors überein, wie Versuch 8 in Tab. 20 belegt.

Gasentnahme zur Analyse

Das zu untersuchende Gasgemisch wurde an drei verschiedenen Stellen im Gasraum über dem FM bei Parallelversuchen in den drei Reaktionsbehältern entnommen. An der ersten Gasentnahmestelle im Reaktionsbehälter 1 (R1) kam ein Probenbeutel zum Einsatz, der vom durchströmenden Gas gefüllt wurde. An der zweiten im Reaktionsbehälter 2 (R2) saugte der Gasmonitor die zu untersuchende Gasmischung an, wobei manuell Ventile bedient wurden. An der dritten im Reaktionsbehälter 3 (R3) wurde eine automatische Online-Messung ohne Eingriffe von außen durchgeführt. Bei den ersten

beiden Entnahmestellen wurde mit und ohne Gasraumspülung vor der Gasentnahme gearbeitet.

In Abb. 20 sind am Beispiel für Lachgas die Konzentrationen gegen die Zeit an den drei verschiedenen Entnahmestellen mit und ohne Spülung graphisch aufgetragen. Alle Messwerte ließen sich durch eine Ausgleichskurve verbinden. Es lagen somit keine Unterschiede bei der Gasentnahme hinsichtlich der Konzentrationen von Lachgas im Trägergas vor. Auch die Spülungen des Gasraumes zeigten keinen Einfluss auf die Messwerte. Die Ausgleichskurven für die Gase Ammoniak und Methan zeigten einen qualitativ gleichen Verlauf. Sie sind unter Abb. A 3 und A 4 im Anhang graphisch aufgeführt.

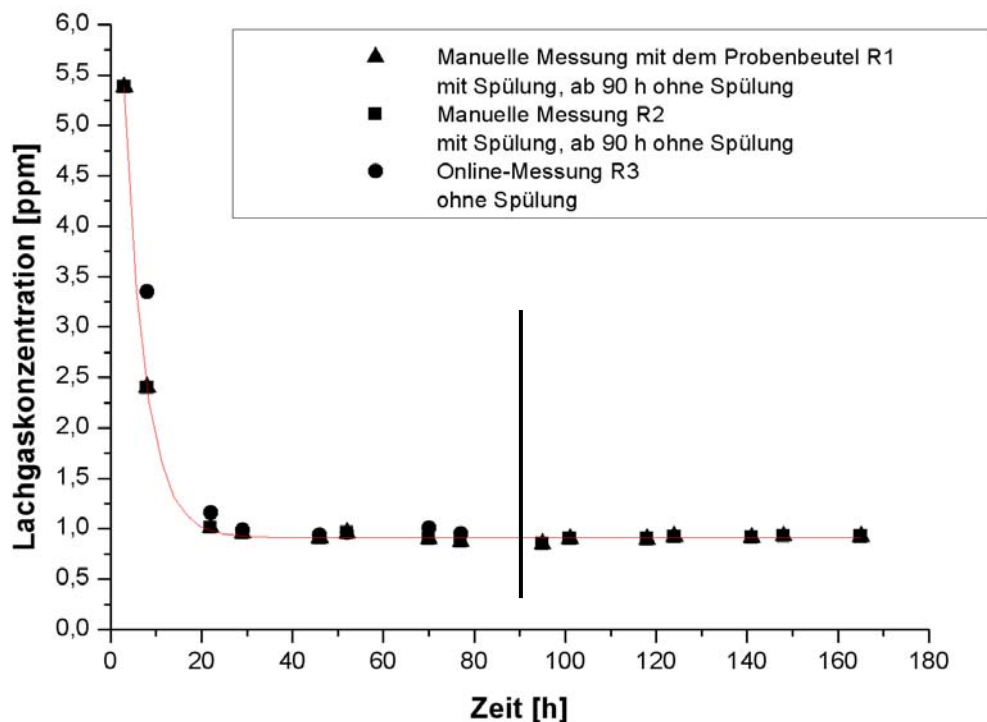


Abb. 20: Lachgaskonzentration in Abhängigkeit von der Zeit, verschiedene Verfahren der Gasentnahme für die Analyse mit dem Gasmonitor im Technikum

In Tab.18 sind die Temperaturen während der Versuche in den drei Reaktionsbehältern, der pH und die charakteristischen Kenngrößen $c_{\text{konst.}}$ und m_{1d} der Kurven von allen Gasen wiedergegeben (s. Kap. 3.3). Die Einheitlichkeit der Werte bestätigt, dass zwischen den Ergebnissen von den verschiedenen Entnahmeverfahren keine Unterschiede bestehen, was auch die Variationskoeffizienten demonstrieren.

Tab. 18: Versuchsbedingungen der Zersetzungsreaktionen des FM und charakteristische Kenngrößen zur Festlegung des Verfahrens von der Gasentnahme im Technikum

Versuche	T [°C]	pH	Charakteristische Kenngrößen					
			c _{konst.} [ppm]			m _{1d} [mg]		
			NH ₃	N ₂ O	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	CH ₄
1	20,5-24,3	6,43-6,54	18,0	0,9	29,0	14,0	1,8	22,0
2	20,5-24,3	6,47-6,54	17,0	0,9	29,0	13,0	1,8	22,0
3	20,5-24,2	6,43-6,61	18,0	1,0	27,0	14,0	2,0	20,0
Mittelwert	20,5-24,3	6,44- 6,56	17,7	0,9	28,3	13,7	1,9	21,3
VK [%]	0-0,2	0,29-0,50	2,6	5,4	3,3	3,4	4,8	4,4

Konzentrationsgradient

In den Reaktionsbehältern R 2 und R 3 wurde nach den Versuchen 2 und 3 weiter Luft durchgeleitet und der Ansaugstutzen für den Gasmonitor in vier verschiedenen Höhen über dem FM fixiert. An diesen Stellen wurden die Konzentrationen der leicht austreibbaren Gase im Trägergas analysiert. Die Ergebnisse sind in Tab. 19 aufgeführt. Nach den Variationskoeffizienten der Gase lag kein Konzentrationsgradient im Gasraum über dem FM vor.

Tab. 19: Konzentrationsgradient im Gasraum der Reaktionsbehälter über dem FM

Versuch	Abstand [cm]	NH ₃ [ppm]		N ₂ O [ppm]		CH ₄ [ppm]	
		Reaktionsbehälter		Reaktionsbehälter		Reaktionsbehälter	
		2	3	2	3	2	3
4	19	16,03	19,17	0,866	0,908	27,37	26,2
5	10	16,33	16,90	0,862	0,874	29,37	26,2
6	31	16,50	17,93	0,901	0,893	27,50	25,2
7	0	16,87	18,60	0,865	0,882	27,60	27,7
Mittelwert	-	16,43	18,15	0,874	0,889	27,96	26,325
VK [%]	-	2,1	5,4	2,06	1,7	3,4	3,9

Im Vergleich der drei verschiedenen Verfahren zur Gasentnahme für die Analyse zeigten sich keine Unterschiede der gemessenen Gaskonzentrationen, und ein Konzentrationsgradient der Gase im Gasraum über dem FM lag nicht vor. Für die weiteren Arbeiten eignete sich danach die Messung mit dem Probenbeutel sehr gut bei den Reaktionen im Technikum mit niedrigen Durchflüssen des Trägergases von 10 und 50 [ml min.⁻¹]. Für alle anderen Durchflüsse stellte die Online-Messung die optimale Lösung dar.

Saurer Gaswäscher

In den beiden Reaktionsbehältern R 3 und R 4 wurden zur gleichen Zeit und unter gleichen Bedingungen Durchströmungsversuche mit Luft durchgeführt. Das Ammoniak im Trägergas von R 3 wurde mit dem Gasmonitor analytisch erfasst und das von R 4 wurde im Gaswäscher mit verd. H_2SO_4 absorbiert (s. Abb. 5) und anschließend nasschemisch durch Rücktitration der nicht umgesetzten Säure bestimmt. In Tab. 20 sind die Ergebnisse von drei Versuchsreihen nach 4 [d] Reaktionszeit dargestellt.

Tab. 20: Analyseergebnisse vom Gaswäscher und Gasmonitor zur Bestimmung der Ammoniakentwicklung im Technikum

Versuch	Titration				Gasmonitor
	1. Absorptionsflasche		2. Absorptionsflasche		
	Verbrauch 0,01 n Säure [ml]	NH_3 [mmol]	Verbrauch 0,01 n Säure [ml]	NH_3 [mmol]	NH_3 [mmol]
8	18,6	5,6	0	0	5,6
9	12,7	3,8	0	0	7,5
10	6,9	2,1	0	0	3,6

Versuch 8 zeigte eine Übereinstimmung der Ergebnisse von den beiden analytischen Verfahren mit 5,6 [mmol] Ammoniak. Versuche 9 und 10 zeigten das nicht. Die niedrigeren Titrationswerte im Gaswäscher wurden hier durch Undichtigkeiten der Anlage erklärt, bei denen Ammoniak entwichen ist. In allen Fällen wurde in der zweiten Absorptionsflasche kein Ammoniak gefunden, so dass die Absorption, wie erwartet, quantitativ in der ersten Absorptionsflasche stattfand. Das steht in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von einer Überprüfung des Trägergases auf Anwesenheit von Ammoniak nach der zweiten Sicherheitsflasche mit angefeuchtetem pH-Papier. Auch bei diesem Test war bei allen Versuchsreihen kein Ammoniakdurchbruch nachzuweisen.

Nach Versuch 8 wurden 5,6 [mmol] Ammoniak in 19 [l] FM innerhalb von 4 [d] entwickelt. Danach werden für den Betrieb ca. 66 [l] einer 25 %-igen H_2SO_4 für eine Versuchszeit von 3 Monaten benötigt.

Die entwickelte Anlage aus Reaktionsbehälter und Absorptionsanlage war geeignet zur Festlegung der erforderlichen Konzentration und Menge der Säure. Zur Bestimmung der insgesamt frei gewordenen Ammoniakmenge sind noch weitere Arbeiten erforderlich, die das Ergebnis des Versuchs 8 bestätigen.

Flüssigmist

Probenahme

Die Bearbeitung des FM unter dem Spaltenboden mit dem mobilen Spaltenmischer erzeugte ein homogenes System, aus dem dann eine 600 l-Probe für die Untersuchungen im Technikum gezogen und auf zehn 60 l-Fässer aufgeteilt wurde.

Charakterisierung

In jedem 60 l-Fass wurde der pH gemessen und aus jedem Fass wurden drei Proben zur Bestimmung des TS-Gehaltes nach dem Standardverfahren genommen (BALSSSEN, 1981). Die Mittelwerte von je drei Einzelmessungen stehen in Tab. 21. Die Variationskoeffizienten lagen bei 3,2 [%] für den TS-Gehalt und bei 0,60 [%] für den pH. Danach lag eine repräsentative Probe für die Technikumsversuche vor.

Tab. 21: Kenngrößen der FM-Probe in den Lagerfässern

Fass Nr.	pH	TS Gehalt [%]
1	6,24	8,5
2	6,23	9,0
3	6,24	9,2
4	6,22	9,4
5	6,25	9,3
6	6,22	9,5
7	6,14	9,5
8	6,23	9,6
9	6,15	9,5
10	6,14	9,6
Mittelwert	6,21	9,3
VK [%]	0,60	3,2

Lagerung

Die Lagerzeit der FM-Probe für die Technikumsversuche betrug ca. vier Monate. Nach Abb. 21 lagen die Außentemperaturen während dieser Zeit bevorzugt in einem Schwankungsbereich von 12 bis 20 [°C].

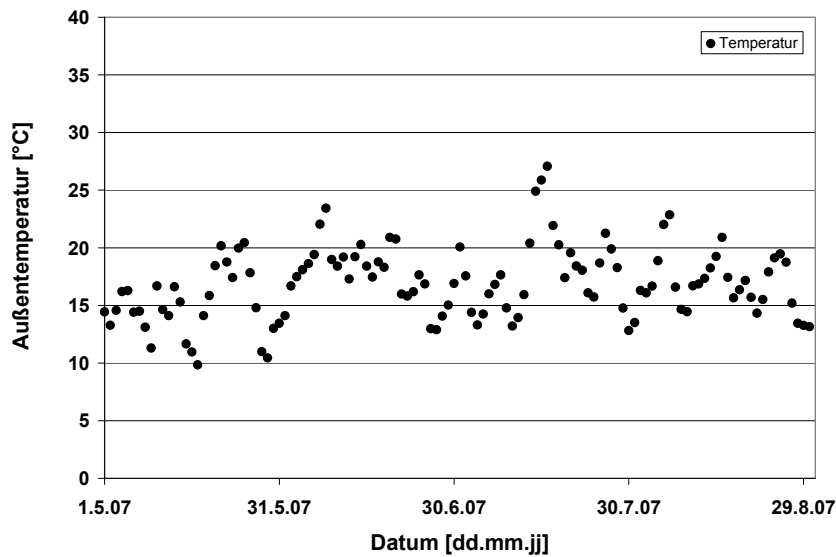


Abb. 21: Außentemperaturen während der Lagerzeit der FM-Probe

Reproduzierbarkeit

In zwei voneinander unabhängigen Versuchsreihen mit jeweils allen drei Reaktionsbehältern wurde die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse in der Pilotanlage geprüft, wobei aerobe und anaerobe Bedingungen im FM durch Luft bzw. Stickstoff eingestellt wurden. In Abb. 22 sind am Beispiel Methan die Konzentrationen unter aeroben und in Abb. 23 unter anaeroben Bedingungen aufgetragen. Die Werte jedes Gases von allen drei Behältern ließen sich durch eine Ausgleichskurve beschreiben. Ihr mittlerer Variationskoeffizient im linearen Bereich betrug unter aeroben Bedingungen 10,7 [%] bei einem Mittelwert von 28,7 [ppm] für Methan und unter anaeroben Bedingungen 6,6 [%] bei einem Mittelwert von 207,5 [ppm] für Methan. Die entwickelte Pilotanlage lieferte somit reproduzierbare Ergebnisse und wurde in den folgenden Versuchen zur Untersuchung der Reaktionen des FM verwendet.

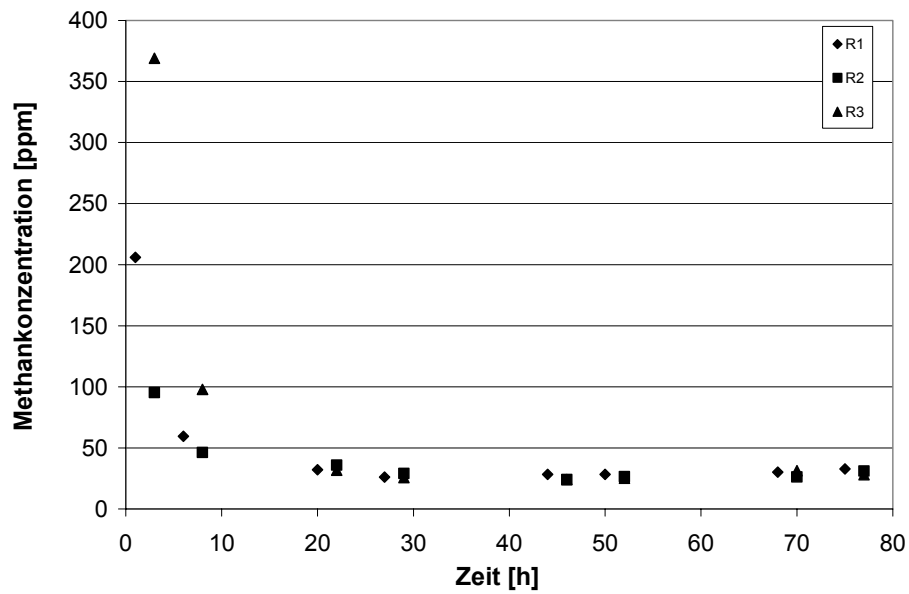


Abb. 22: Methankonzentration in der Abhängigkeit von der Zeit, Überprüfung der Pilotanlage auf Reproduzierbarkeit unter *aeroben* Bedingungen (Versuche 11-13)

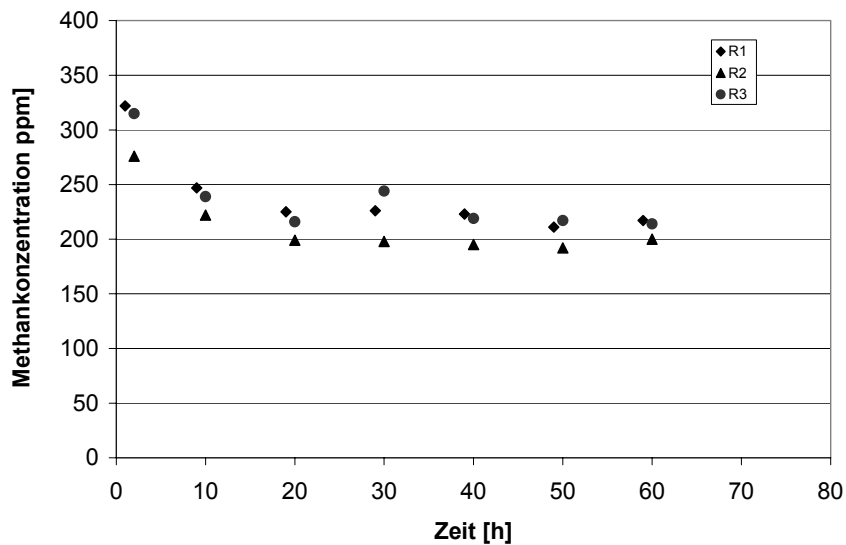


Abb. 23: Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit, Überprüfung der Pilotanlage auf Reproduzierbarkeit unter *anaeroben* Bedingungen (Versuche 14-16)

4.2 Variation der Reaktionsbedingungen im Technikum

Aerobe und anaerobe Bedingungen

Die Gaszufuhr bei den drei gleichzeitig durchgeführten Versuchen mit den vorhandenen drei Reaktionsbehältern erfolgte mit konstantem Durchfluss von 800 [ml min.⁻¹] bei Raumtemperatur, wobei ein Reaktionsbehälter mit Luft und zwei mit Stickstoff betrieben wurden. Die Konzentrationen an Ammoniak, Lachgas und Methan in den beiden Trägergasen wurden mit dem Gasmonitor bestimmt und sind in Abb. 24-26 in Abhängigkeit von der Durchströmungszeit graphisch dargestellt. Die Temperatur lag bei allen vier Versuchen um 22 [°C] und der pH geringfügig über 6 (s. Tab. 22). Die Versuche wurden jeweils nach Erreichen des konstanten Kurvenbereichs beendet.

Tab. 22: Versuchsbedingungen der Reaktionen des FM bei aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum

Versuche	Trägergas	T [°C]	pH
17	Luft	18,2-23,5	6,03-6,14
18	Stickstoff	19,6-26,5	6,01-6,19
19	Stickstoff	21,5-23,5	6,01-6,23

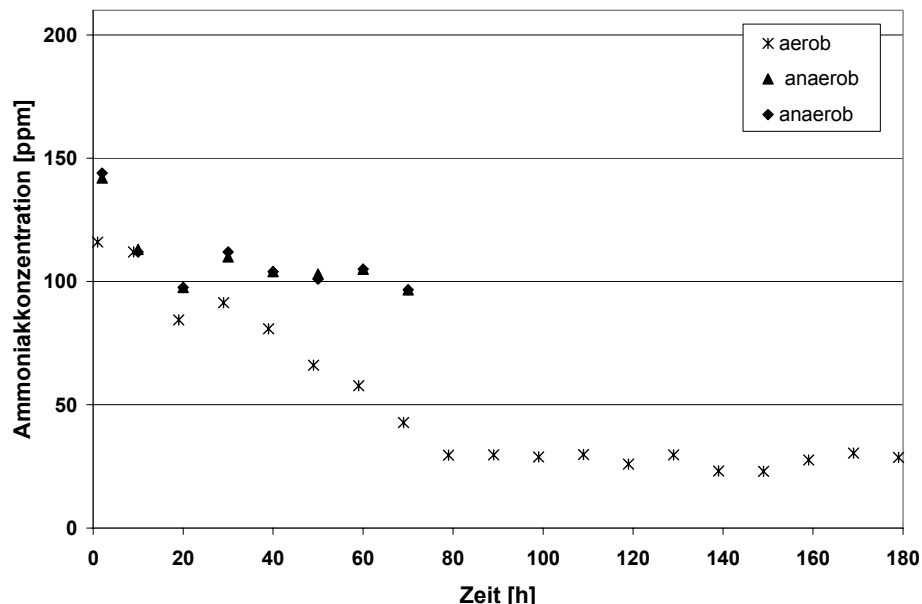


Abb. 24: Ammoniakkonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Durchfluss von 800 [ml min.⁻¹] unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum

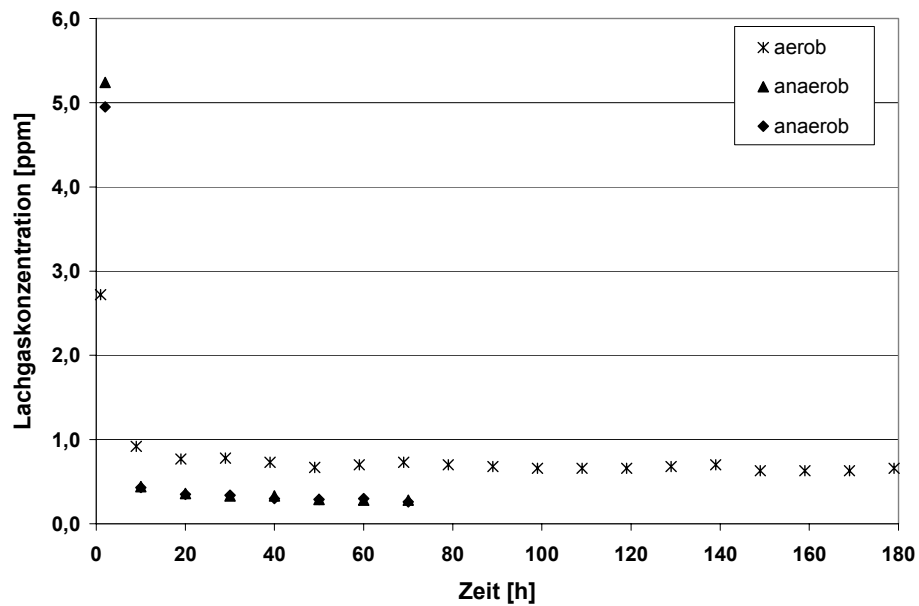


Abb. 25: Lachgaskonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Durchfluss von $800 \text{ [ml min.}^{-1}]$ unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum

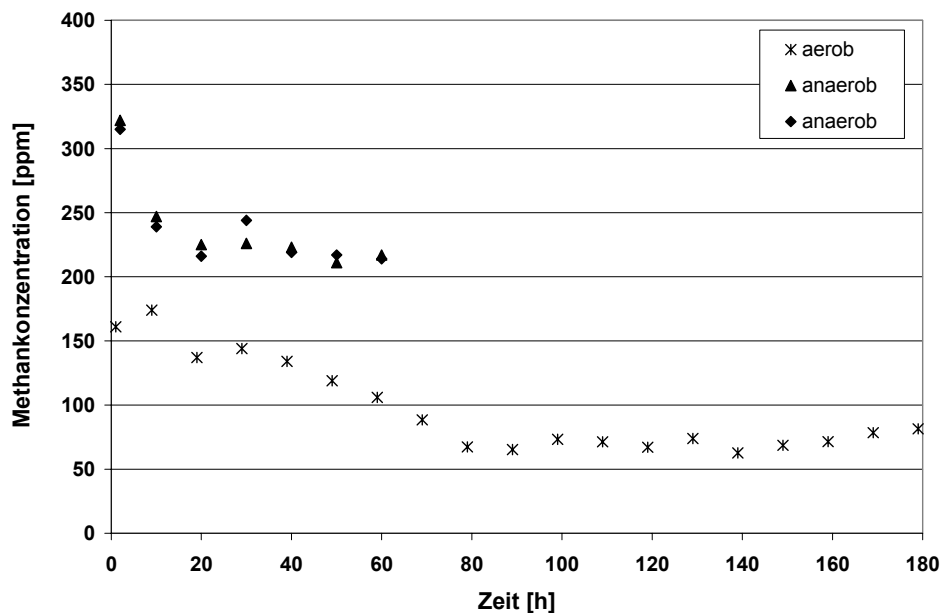


Abb. 26: Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Durchfluss von $800 \text{ [ml min.}^{-1}]$ unter aeroben und anaeroben Bedingungen im Technikum

Nach Abb. 24-26 fielen bei Ammoniak, Lachgas und Methan sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen Kurven mit qualitativ ähnlichem Verlauf an. Nach einem Abfall von hohen Anfangswerten liefen sie in einen konstanten Bereich ein.

Die charakteristischen Kenngrößen $c_{\text{konst.}}$ und m_{1d} der Kurven von diesen vergleichenden Versuchen unter aeroben und anaeroben Bedingungen sind in Tab. 23 dargestellt (s. Kap. 3.3.1). Danach wurde je Tag unter aeroben Bedingungen ca. 70 [%] weniger Ammoniak und Methan produziert als unter anaeroben Bedingungen. Die Produktionsrate des Lachgases hingegen stieg unter aeroben Bedingungen von 0,6 auf 1,4 [mg d^{-1}] und lag somit ca. 130 [%] höher.

Tab. 23: Charakteristische Kenngrößen der aeroben und anaeroben Reaktionen des FM im Technikum

Versuche	Trägergas	Charakteristische Kenngrößen					
		$c_{\text{konst.}}$ [ppm]			m_{1d} [mg]		
		NH_3	N_2O	CH_4	NH_3	N_2O	CH_4
17	Luft	29	0,7	70	23	1,4	52
18	Stickstoff	103	0,3	212	82	0,6	159
19	Stickstoff	103	0,3	215	82	0,6	161

Variation des Luftdurchsatzes

In sieben Versuchen erfolgte ein Luftdurchsatz von 10 über 50, 100, 400, 800, 1200 bis 4000 [ml min.^{-1}]. Nach den Ergebnissen der Versuche zum Festlegen von Entnahmeverfahren für die Analysenprobe wurde bei den Durchflüssen von 10 und 50 [ml min.^{-1}] mit dem Probenbeutel und bei den anderen Durchflüssen mit dem Online-Verfahren gemessen (s. Kap. 4.1). Die Temperaturen schwankten zwischen 18,2 und 26,5 [$^{\circ}\text{C}$], und der mittlere pH-Anstieg lag bei 0,36. In Tab. 24 und 25 sind Einzelheiten zu den Versuchsbedingungen sowie die Ergebnisse in Form der charakteristischen Kenngrößen aufgeführt (s. Kap. 3.3).

Tab.24: Versuchsbedingungen der Reaktionen des FM bei unterschiedlichen Luftdurchsätzen im Technikum

Versuche	Luftdurchsatz [ml min.^{-1}]	T [$^{\circ}\text{C}$]	pH
20	10	22,3-26,5	6,28-6,45
21	50	18,8-22,9	6,32-7,01
22	100	18,7-22,9	6,33-7,13
23	400	18,2-23,5	6,03-6,10
24	800	18,2-23,5	6,03-6,14
25	1200	18,2-23,5	6,05-6,18
26	4000	22,1-25,7	7,02-7,55

Tab. 25: Charakteristische Kenngrößen der Reaktionen des FM bei unterschiedlichen Luftdurchsätzen im Technikum

Versuche	Luftdurchsatz [ml min. ⁻¹]	charakteristische Kenngrößen					
		C _{konst.} [ppm]			m _{1d} [mg]		
		NH ₃	N ₂ O	CH ₄	NH ₃	N ₂ O	CH ₄
20	10	-	-	-	-	-	-
21	50	17	6	410	1	0,8	19
22	100	14	4	180	1,4	1	17
23	400	31	0,8	112	12	0,8	42
24	800	29	0,7	70	23	1,4	52
25	1200	28	0,7	60	33	2,2	46
26	4000	78	0,5	22	310	5	82

Bei einem Durchsatz von 50 bis zu 4000 [ml min.⁻¹] sanken die Konzentrationen im konstanten Kurvenbereich von Lachgas und Methan im Trägergas, die täglichen Massenemissionen hingegen nahmen mit steigendem Durchfluss zu. Ammoniak verhielt sich anders. Hier stiegen mit zunehmendem Durchsatz nicht nur die Massenemissionen, sondern auch die Konzentrationen. Die Analyse bei dem niedrigen Durchsatz von 10 [ml min.⁻¹] zeigte für alle drei Gase stark streuende Werte in hohen Konzentrationsbereichen. Diese Werte besaßen keinen stetigen Kurvenverlauf, wie am Beispiel für Methan in Abb. 27 demonstriert ist. Die Kurven für Ammoniak und Lachgas sind unter Abb. A 5 und A 6 im Anhang aufgeführt.

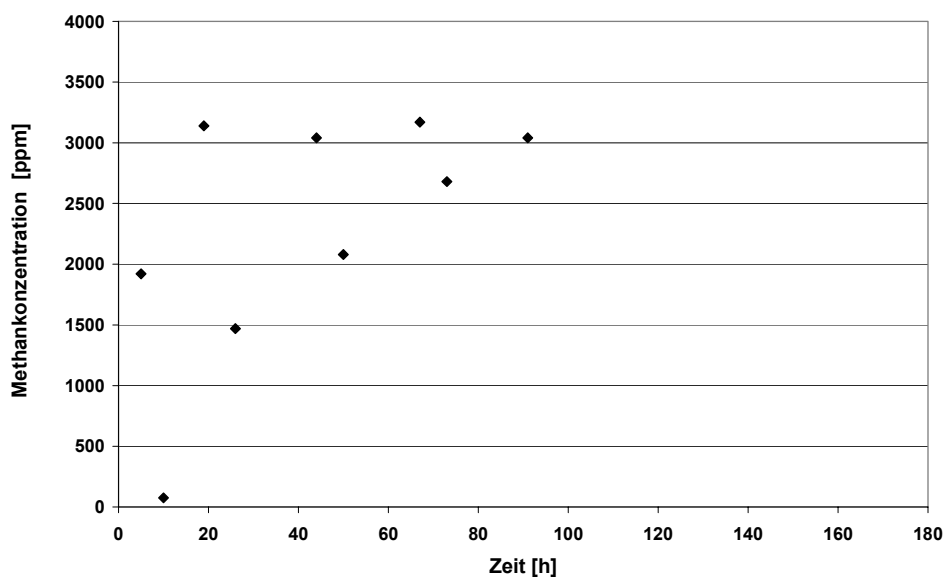


Abb. 27: Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei 10 [ml min.⁻¹] Luftdurchfluss im Technikum

In Abb. 28-30 wird die tägliche Belastung [mg d^{-1}] mit Ammoniak, Lachgas und Methan in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Luftdurchflüssen graphisch dargestellt. Nach Abb. 28 stiegen die Ammoniakemissionen bis zu einem Durchfluss von $1200 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ langsam linear an. Bei dem danach eingestellten Wert von $4000 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ erfolgte eine sprunghafte Zunahme um mehr als 500 [%]. Die Lachgasemissionen in Abb. 29 nahmen wie Ammoniak mit steigendem Durchfluss zu. Im unteren Bereich von 50 bis $400 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ schwankten sie zwischen 0,5 und $1,0 \text{ [mg h}^{-1}\text{]}$. Die Methanemissionen in Abb. 30 verhielten sich ähnlich, mit steigendem Durchfluss nahmen die Emissionen zu, wobei die sprunghafte Zunahme bei $4000 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ Luftdurchfluss nur knapp unter 100 [%] liegt. Der minimale noch reproduzierbare Wert für die Emissionen von allen drei Gasen liegt bei einem Durchfluss von $100 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$. Daraus folgte für einen Betriebsversuch ein Durchfluss von ca. $160 \text{ [l min.}^{-1}\text{]}$, mit dem später auch gearbeitet wurde.

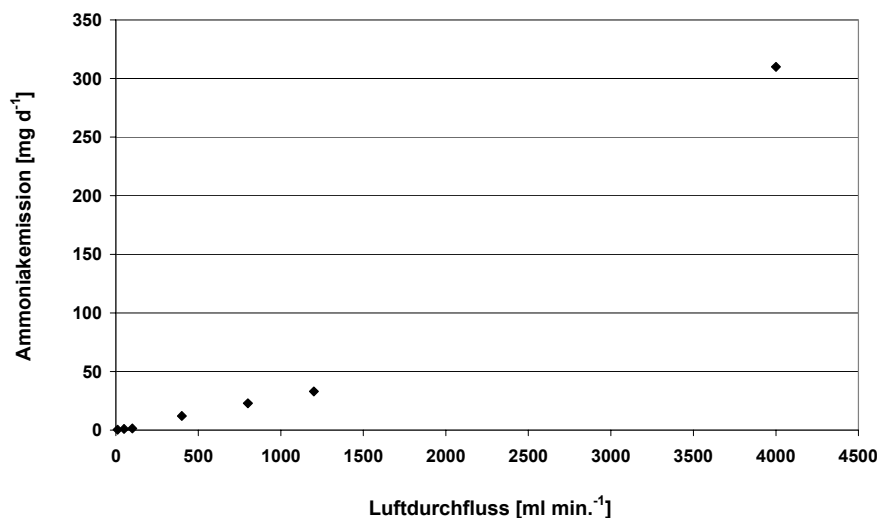


Abb. 28: Ammoniakemissionen bei verschiedenen Luftdurchflüssen im Technikum

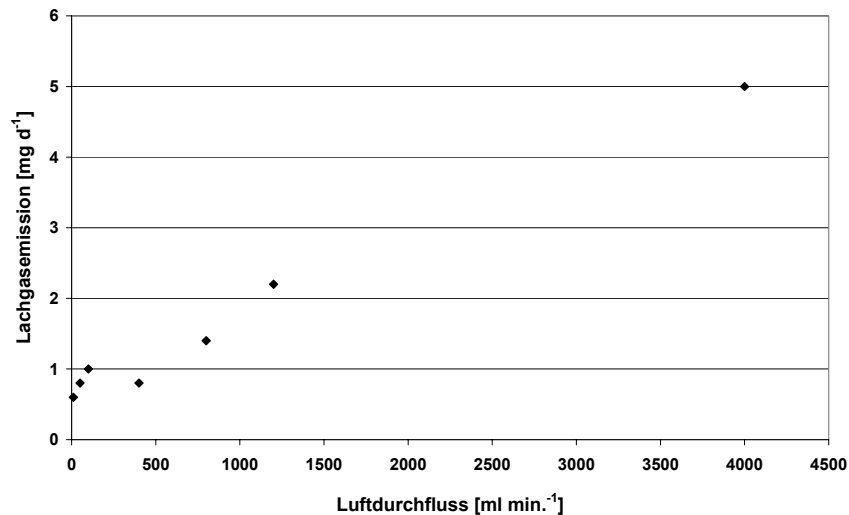


Abb. 29: Lachgasemissionen bei verschiedenen Luftdurchflüssen im Technikum

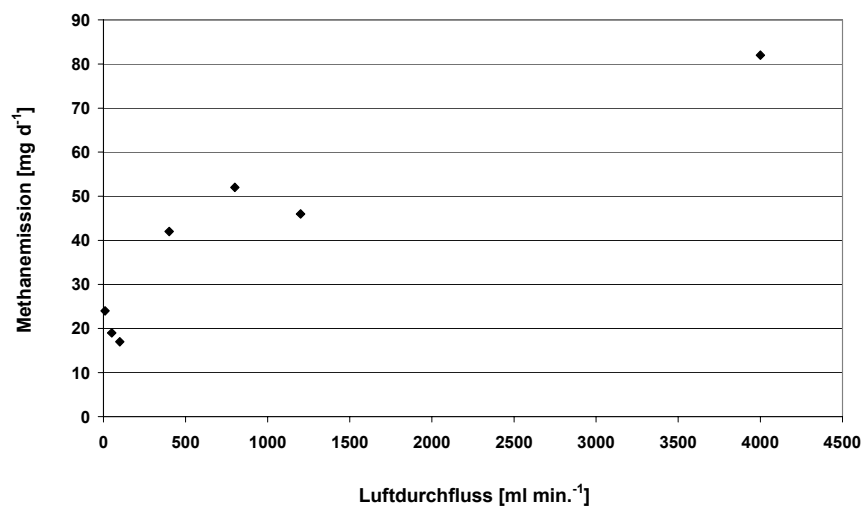


Abb. 30: Methanemissionen bei verschiedenen Luftdurchflüssen im Technikum

Variation des pH unter aeroben Bedingungen

Der pH des FM wurde durch konz. H_2SO_4 auf 3,5 und 4,5 und mit konz. HNO_3 auf 4,5 sowie mit konz. KOH auf 8,2 eingestellt. Zum Vergleich wurde ein Versuch mit unverändertem FM durchgeführt, der pH 6,5 besaß. Bei allen Versuchen wurden Raumtemperatur und ein Trägergasstrom von 800 [ml min.⁻¹] Luft gewählt. In Tab. 26 sind die Einzelheiten zu den Versuchsbedingungen dargestellt. Die Temperaturen lagen zwischen 19,5 und 26,0 [°C]. Der pH stieg auch hier durch die Belüftung im Laufe der Zeit an. Im sauren Bereich nahm er nur geringfügig um 0,04 bis 0,05 zu, im neutralen stieg er jedoch um 0,16 und im leicht alkalischen Bereich um 0,13 an.

Tab. 26: Versuchsbedingungen der Reaktionen des FM bei Variation des pH unter aeroben Bedingungen im Technikum

Versuche	T [°C]	pH- Anstieg
27	20-26	3,57-3,62
28	20-25,5	4,47-4,51
29	19,5-23	4,42-4,49
30	19,5-23	6,56-7,72
31	19,5-23	8,18-8,31

In den Abb. 31 bis 33 sind die Emissionen pro Tag (m_{1d}) für Ammoniak, Lachgas und Methan bei unterschiedlichem pH für den konstanten Kurvenbereich dargestellt (s. Kap. 3.3). Zum Einstellen der sauren Bedingungen wurde konz. H_2SO_4 und der alkalischen Bedingungen konz. KOH verwendet. Nach Abb. 31 lagen die Ammoniakemissionen im untersuchten Bereich von pH 3,5 bis 6,5 in vergleichbarer Höhe bei 60 [$mg\ d^{-1}$]. Bei Anhebung des pH auf 8,2 trat eine starke Steigerung auf ca. 190 [$mg\ d^{-1}$] ein. Die Lachgasemissionen lagen bei pH 3,5 mit 1,0 [$mg\ d^{-1}$] am niedrigsten. Mit Steigerung des pH stiegen auch die Emissionen bis sie bei pH 6,5 dann 1,6 [$mg\ d^{-1}$] betrug. Eine weitere Anhebung des pH auf 8,2 bewirkte keine zusätzliche Steigerung der Emission. Im Unterschied dazu sanken die Methanemissionen nach Abb. 33 mit steigendem pH. Bei pH 3,5 lagen 75 [$mg\ d^{-1}$] Methanemission vor, die auf 20 [$mg\ d^{-1}$] bei pH 6,5 bis 8,2 abfallen.

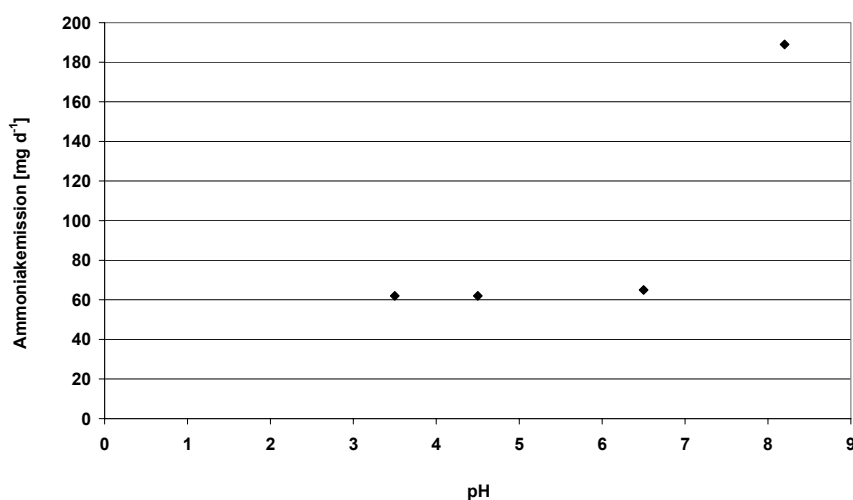


Abb.31: Ammoniakemissionen bei unterschiedlichem pH im Technikum

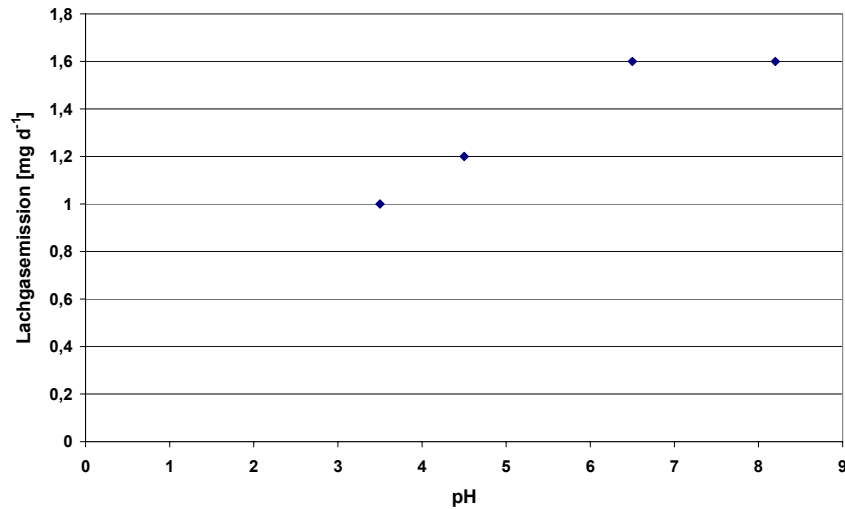


Abb.32: Lachgasemissionen bei unterschiedlichem pH im Technikum

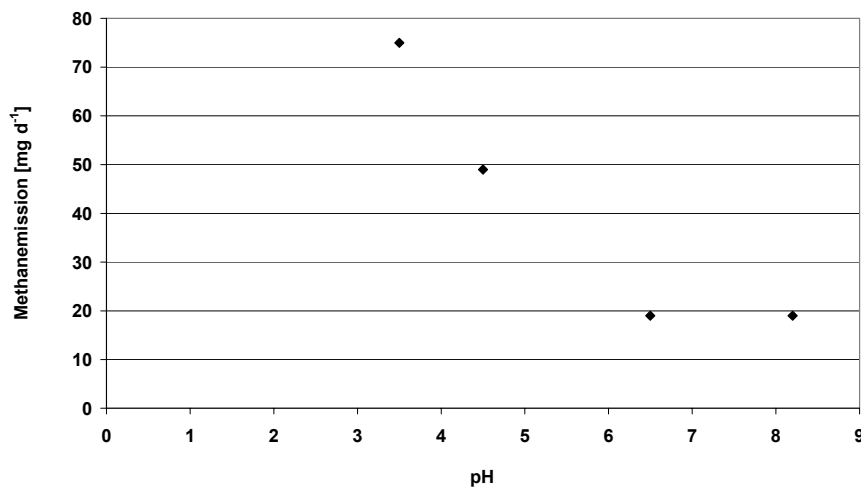


Abb. 33: Methanemissionen bei unterschiedlichem pH im Technikum

Der Versuch mit pH 4,5 wurde wiederholt, wobei konz. HNO_3 statt konz. H_2SO_4 eingesetzt wurde. Unabhängig von der Art der beiden verwendeten Mineralsäuren zeigte sich hinsichtlich der Emissionen kein Unterschied.

Um unter aeroben Verhältnissen minimale Emissionen an Treibhausgasen zu erzielen, war ein pH des FM im neutralen bis schwach alkalischen Bereich zu wählen. Danach wurde in den Betriebsversuchen keine Veränderung des pH vorgenommen.

Zusatz grenzflächenaktive Substanzen

Bei Weiterführung des Versuches 26 mit einer Belüftung von $4000 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ und der Zugabe des Silikonöls Baysilon zur Schaumbekämpfung, brach unmittelbar danach der Schaum vollständig zusammen. Weiterhin wurde die Konzentration der emittierten Gase Ammoniak und Methan verringert. Die Konzentrationen von Lachgas blieben dagegen unverändert. Einzelheiten zeigen Abb. 34-36.

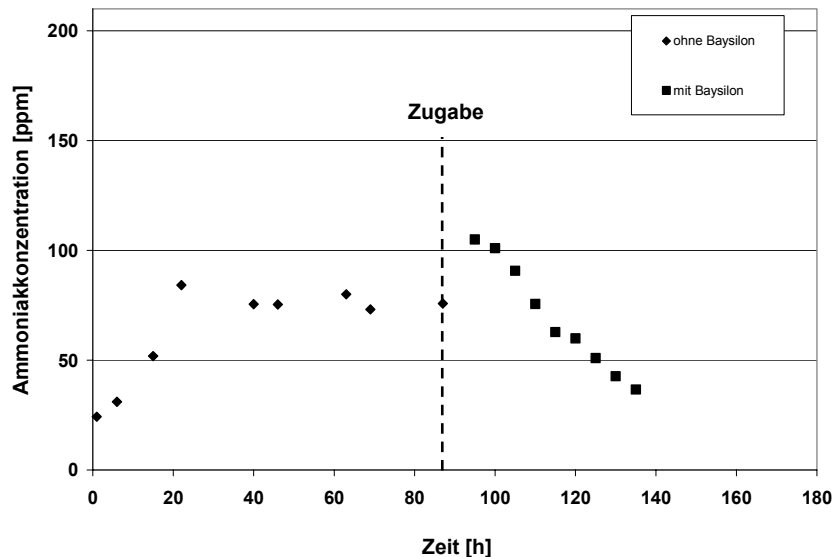


Abb.34: Ammoniakkonzentration im Trägergas in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Luftdurchfluss von $4000 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ vor und nach Zugabe von Baysilon im Technikum

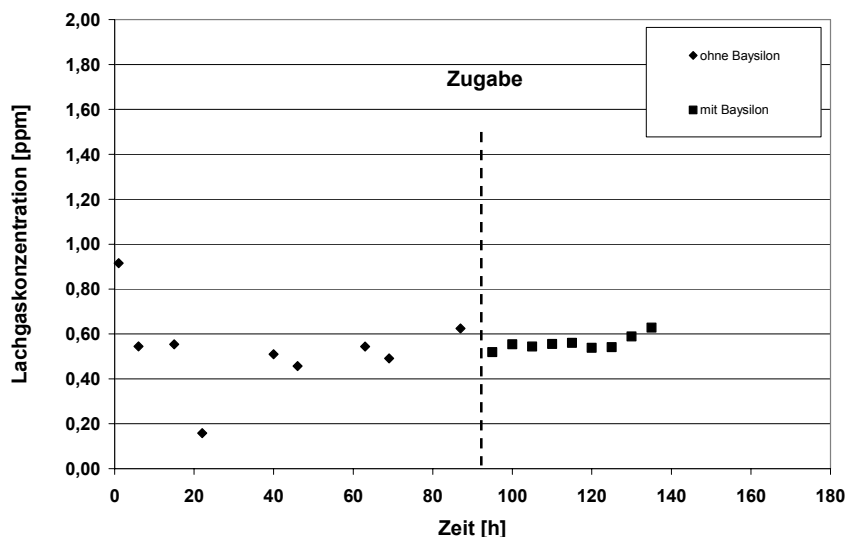


Abb. 35: Lachgaskonzentration im Trägergas in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Luftdurchfluss von $4000 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ vor und nach Zugabe von Baysilon im Technikum

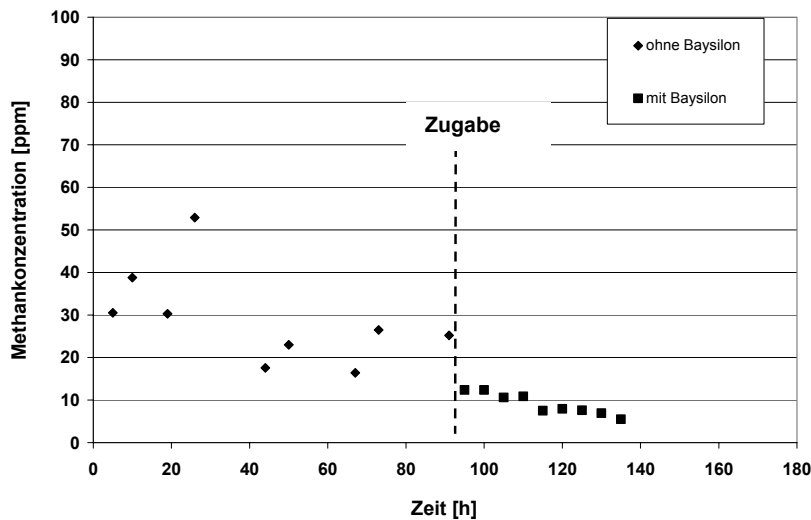


Abb. 36: Methankonzentration im Trägergas in Abhängigkeit von der Zeit bei einem Luftdurchfluss von $4000 \text{ [ml min.}^{-1}]$ vor und nach Zugabe von Baysilon im Technikum

4.3 Praxisanlage

Zwei Abteile des Maststalls der Lehr- und Forschungsstation Frankenforst wurden für die Versuche umgebaut und waren dann für die Scale-Up Versuche der Technikumsergebnisse geeignet. Der Umbau erfolgte mit den drei Modulen: Belüftungsanlage, Unterflurabsaugung und Abluftwäscher.

Konstruktion Belüftungsgitter

In den Technikumsversuchen mit Luftdurchflüssen von $10 \text{ [ml min.}^{-1}]$ wurden extrem hohe Schadgasemissionen beobachtet, die auf Mischverhältnisse zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen zurückgeführt wurden (s. Abb. 27). Danach waren gleichmäßig aerobe Bedingungen in den FM-Kanälen des Betriebes durch einen Umbau einzustellen. Die FM-Lagerung erfolgte nur noch in den beiden äußeren der drei Kanäle, und die Durchbrüche zum mittleren Kanal wurden mit V2A-Stahlblechen verschlossen. Auch im Kontrollabteil wurde diese Veränderung vorgenommen, damit in beiden Fällen gleiche Lagerbedingungen herrschten. Mit zwei flächenabdeckenden Belüftungsgittern von $1,7 \text{ [m]} \times 7,5 \text{ [m]}$ im Versuchsabteil wurden anaerobe Zonen während der Belüftung ausgeschlossen. In den Gittern wurde die Luft über eine rechteckige Versorgungsleitung in die 28 Querverstrebungen aus den Bewässerungsschläuchen geführt, über die sie in den FM austrat.

In einem Vorversuch wurde durch das Belüftungsgitter in einem Wasserbecken Luft geleitet. Dazu wurde mit Hilfe eines Druckminderers der angestrebte Luftdurchfluss eingestellt und der Druck an der 1., 14. und 28. Querverstrebung bestimmt. Bei 80 [l min.⁻¹] betrug der Eingangsdruck 0,5 bis 0,6 [bar], wobei über das gesamte Gitter gleichmäßig aus allen Öffnungen Luft strömte. Abb. 37 zeigt den mittleren Druck an den Querverstreubungen im Gitter und die Spannweite des relativen Fehlers bei den jeweiligen Durchflüssen. Mit sinkendem Durchfluss nahmen der Druckmittelwert und die Fehler-spannweite ab. Danach war der Druckverlust von der ersten Querverstrebung bis zur letzten bei den unterschiedlichen Durchflüssen zu vernachlässigen bzw. es lag eine homogene Luftverteilung vor.

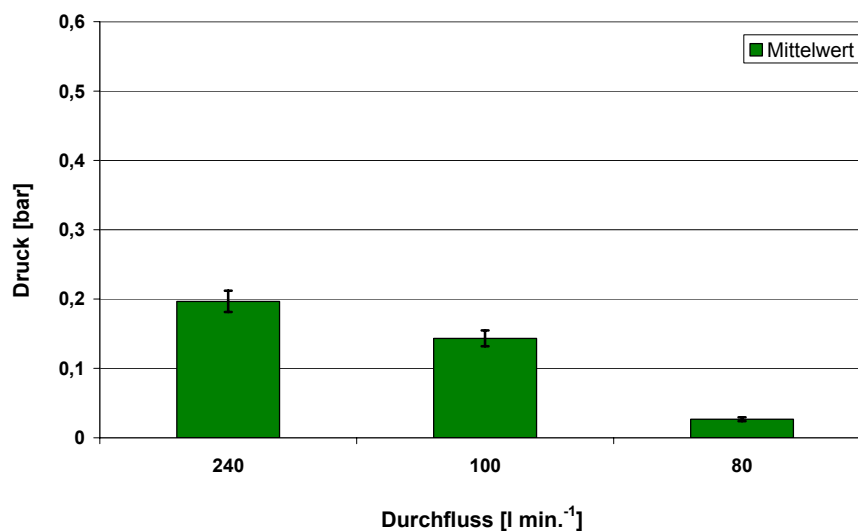


Abb. 37: Druckverluste innerhalb des Belüftungsgitters der Praxisanlage

Die gleichmäßige Verteilung der Luftblasen, wie sie im Vorversuch mit Wasser beobachtet wurde, zeigte sich auch in den FM-Kanälen während der Versuche über den gesamten Zeitraum von ca. 6 Wochen. Die feinen Poren der Ausströmschläuche setzten sich nicht durch Partikel auf der Gasseite zu. Auch kam es nicht zu Verstopfungen mit schlammigen Anteilen des FM.

Luftquelle

Bei voller Leistung des Schraubenkompressors wurde bei geschlossenen Türen im Stall keine größerer Geräuschpegel wahrgenommen. Die Schweine zeigten beim Ein- und Ausschalten des Gerätes kein verändertes Verhalten.

Konstruktion Unterflurabsaugung

Unter dem Spaltenboden über jedem Belüftungsgitter des Versuchsabteils im Betrieb wurden zwei miteinander verbundene KG-Rohre mit einer Länge von 8 [m] und einem Durchmesser von DN 100 zur Unterflurabsaugung montiert, die jeweils 13 Löcher mit je einem Durchmesser von 20 [mm] in einem Abstand von 60 [cm] aufwiesen. In einem Vorversuch wurde die mittlere Luftgeschwindigkeit über alle 13 Öffnungen mit unterschiedlichen Drehfrequenzen des Absaugventilators gemessen. Abb. 38 zeigt die Ergebnisse und die Schwankungsbreiten der Luftgeschwindigkeiten zwischen den Öffnungen in Form des relativen Fehlers. Danach ging mit einer Erhöhung der Drehfrequenz auch eine Erhöhung der mittleren Luftgeschwindigkeit einher. Der relative Fehler lag mit 2 bis 8 [%] bei allen Frequenzen etwa im gleichen Bereich. Eine gleichmäßige Absaugleistung über das gesamte Abteil war somit gewährleistet.

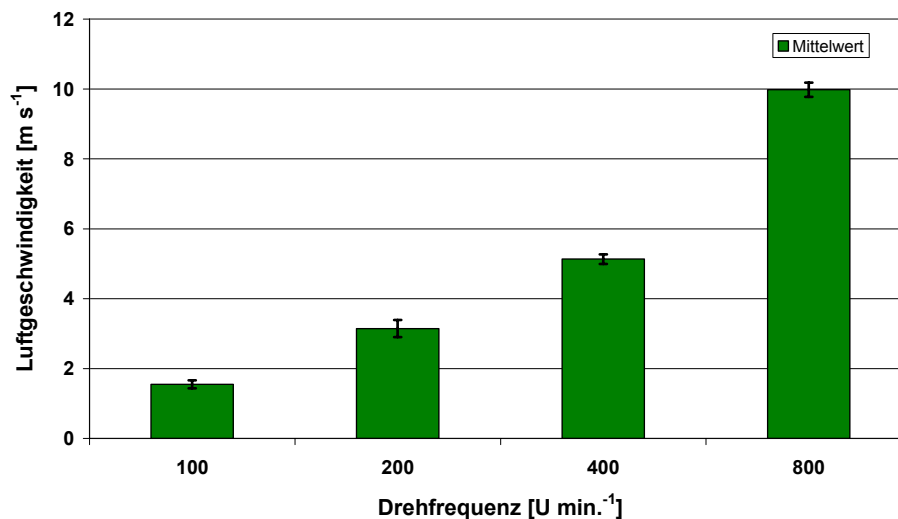


Abb. 38: Luftgeschwindigkeit in Abhängigkeit von der Drehfrequenz des Ventilators bei der Unterflurabsaugung und ihre Schwankungen in der Praxisanlage

Konstruktion Abluftwäscher

Die vier einzusetzenden Werkstoffe wurden in einer Materialprüfung in 1 n H_2SO_4 bei Raumtemperatur über 1 Monat auf ihre Beständigkeit hin überprüft. In Abb. 39 ist die Masse der Prüfkörper vor und nach der schwefelsauren Behandlung graphisch dargestellt. Da keine anderen Veränderungen vorlagen, konnten die Materialien zum Bau des Abluftwäschers eingesetzt werden.

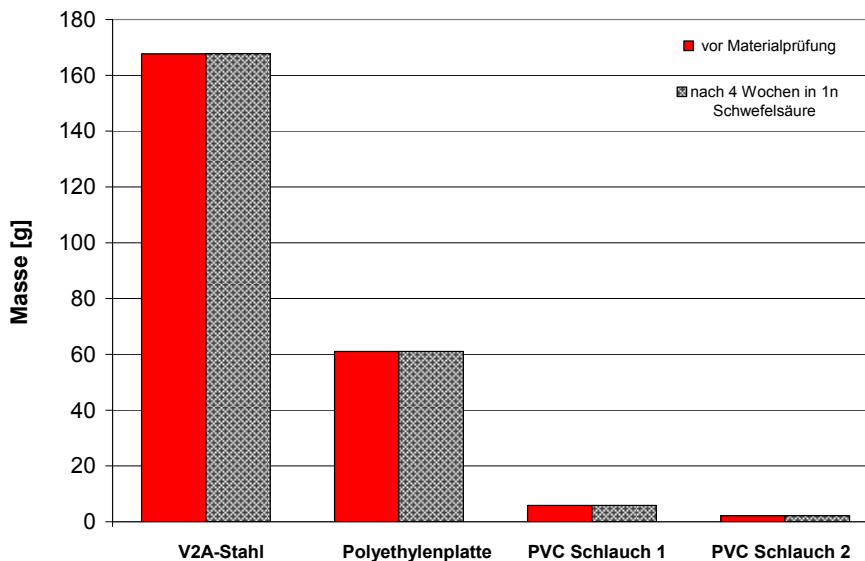


Abb. 39: Materialprüfung auf Massenveränderung für den Abluftwäscher in 1 n H_2SO_4 über einen Monat

Wie in der Literatur angegeben, wurde das Ammoniak aus dem Abluftstrom zu 80 bis 87 [%] entfernt. Das Kreuzstromverfahren, die Füllkörperelemente mit Wabenstruktur und eine sehr niedrige Konzentration der Säure hatten sich bewährt. Weitere Einzelheiten zu der Ammoniakabsorption im Abluftwäscher stehen in Kap. 4.4.5.

Analytik

Der Multigasmonitor Innova 1312 der Fa. LumaSense Technologies, die Auswahl von PTFE-Schläuchen zur Probenahme, deren Beheizung, die Erfassung des Luftvolumenstroms mit Messventilatoren und das Design der Gesamtanlage hatten sich bei den eigenen Untersuchungen bewährt.

4.4 Reaktionen des Flüssigmistes in der Betriebsanlage

Nach der Befüllung beider Abteile mit FM wurde im Kontrollabteil eine FM-Tiefe von 25 [cm] gemessen und im Versuchsabteil eine von 38 [cm]. Die in beiden Abteilen angestrebte gleiche Tiefe von 30 [cm] konnte aufgrund der betrieblichen Bedingungen nicht eingestellt werden. Deshalb war eine Korrektur der gemessenen Werte erforderlich.

4.4.1 Messwertkorrektur

Während des Betriebsversuches wurde zu festgelegten Zeiten die Tiefe des FM in den Kanälen gemessen und mit den Emissionen graphisch ausgewertet. Die in den Reaktionen entstehende Menge der Schadgase Ammoniak, Lachgas und Methan ist abhängig von der FM-Tiefe und damit vom FM-Volumen, wobei nach Abb. 40-42 eine lineare Beziehung für den untersuchten Bereich besteht, wie die Korrelationskoeffizienten von 0,94 bis 0,99 bestätigen. Danach wurden die Emissionen in Abb. 43-45 mit der gemessenen FM-Tiefe korrigiert und in den Tab. 27-29 wiedergegeben. In der Beschreibung der Kurven für das Kontrollabteil stehen die korrigierten Zahlen in den Klammern (s. Kap. 4.4.2).

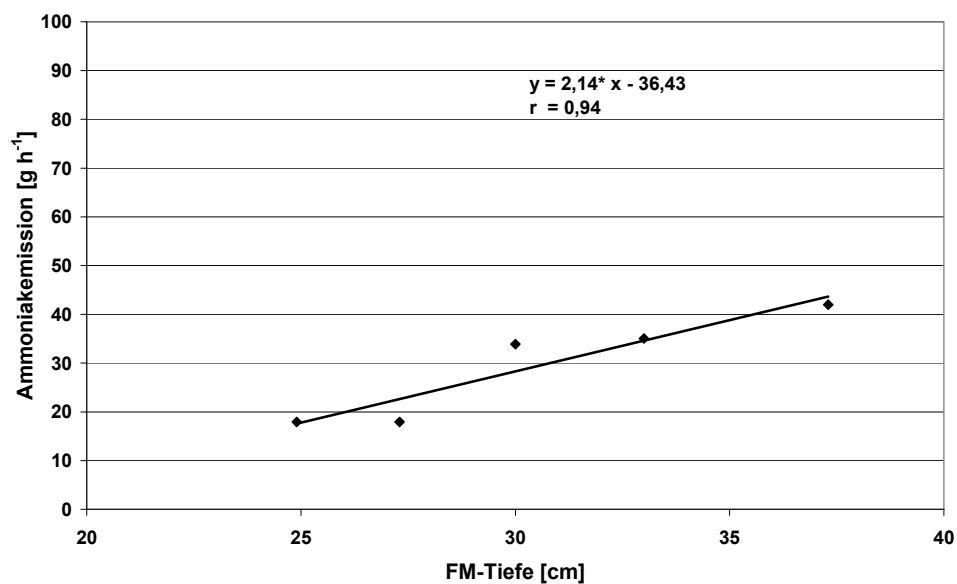


Abb. 40: Abhängigkeit der Ammoniakemissionen von der FM-Tiefe im Kontrollabteil, unbelüftet

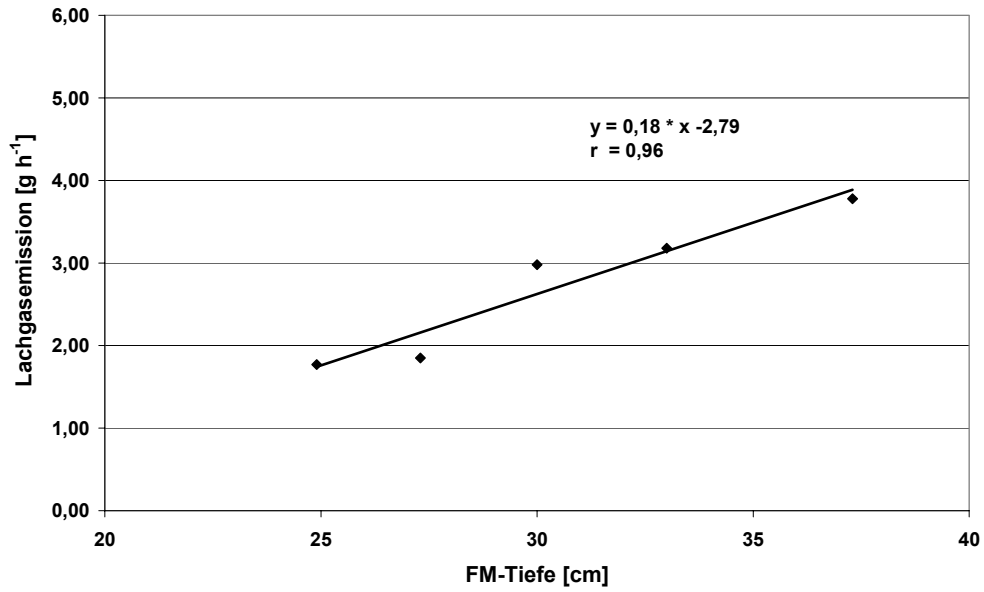


Abb. 41: Abhängigkeit der Lachgasemissionen von der FM-Tiefe im Kontrollabteil, unbelüftet

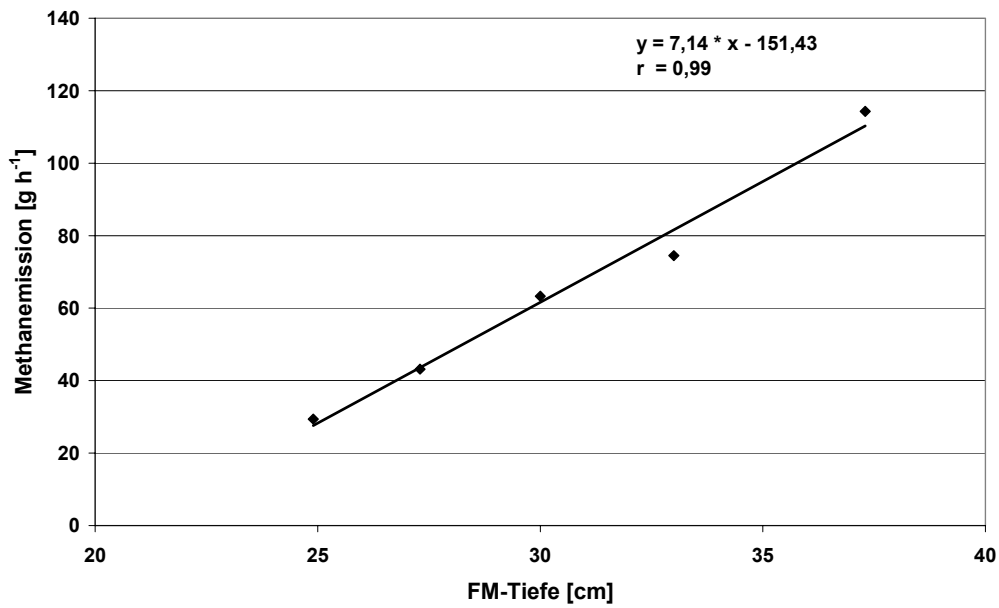


Abb. 42: Abhängigkeit der Methanemissionen von der FM-Tiefe im Kontrollabteil, unbelüftet

4.4.2 Emissionen

Im Versuchsabteil wurde der Ist-Zustand festgestellt und dann wurden nacheinander folgende vier Varianten für einen Zeitraum von jeweils 8 [d] durchgeführt:

- Variante 1: Luftstrom 160 [l min.⁻¹]
- Variante 2: Luftstrom 320 [l min.⁻¹]
- Variante 3: Luftstrom 320 [l min.⁻¹] + 5 [%] Baysilon in Isopropanol
- Variante 4: Luftstrom 320 [l min.⁻¹] im 1 h -Intervall

Parallel dazu wurden im Kontrollabteil keine Veränderungen vorgenommen. In Abb. 43-45 sind die stündlichen Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Methan sowohl für das Kontrollabteil als auch für das Versuchsabteil gegen die gesamte Versuchszeit dargestellt. Die Tab. 27-29 zeigen die Gesamtemissionen der Gase für einen Zeitraum von 6 [d], wobei aus den gemessenen Werten für das Kontrollabteil die korrigierten Werte berechnet wurden.

Ammoniakemissionen

In Abb. 43 und Tab. 27 sind die Ergebnisse der Ammoniakemissionen wiedergegeben. Im Ist-Zustand lagen die Emissionen des Versuchsabteils bei ca. 20 [g h⁻¹] bzw. 3,1 [kg (6 d)⁻¹]. Im Kontrollabteil hingegen lagen die Werte auch bei ca. 20 [g h⁻¹] bzw. 2,8 [kg (6 d)⁻¹] (4,3 [kg (6 d)⁻¹]), insgesamt allerdings etwas höher.

Mit Beginn der Belüftung von 160 [l min.⁻¹] in Variante 1 kam es im Versuchsabteil zur verstärkten Austreibung von Ammoniak mit Werten von ca. 30 [g h⁻¹] bzw. 4,0 [kg (6 d)⁻¹]. Die stündlichen Emissionen im Kontrollabteil lagen weiterhin mit ca. 20 [g h⁻¹] bzw. 3,0 [kg (6 d)⁻¹] (4,6 [kg (6 d)⁻¹]) um 13 [%] höher.

Die Erhöhung des Luftdurchflusses auf 320 [l min.⁻¹] in Variante 2 führte im Versuchsabteil zu Emissionen von knapp 50 [g h⁻¹] bzw. 7,0 [kg (6 d)⁻¹] im Durchschnitt. Zeitgleich fand hier im Kontrollabteil auch eine sprunghafte Erhöhung der stündlichen Ammoniakabgabe statt. Die Werte pendelten stark zwischen 20 [g h⁻¹] und 45 [g h⁻¹]. Der Durchschnittswert lag bei 37 [g h⁻¹] bzw. 4,6 [kg (6 d)⁻¹] (7,0 [kg (6 d)⁻¹]).

Die Zugabe von Baysilon bei gleicher Luftzufuhr in Variante 3 beeinflusste die Ammoniakemissionen im Versuchsabteil geringfügig. Die Werte pendelten zwischen 50 und 60 [g h⁻¹] und lagen im Schnitt bei 56 [g h⁻¹] bzw. 8,2 [kg (6 d)⁻¹]. Auch im Kontrollabteil pendelten die Werte weiterhin stark, sie lagen im Durchschnitt bei 37 [g h⁻¹] bzw. 5,4 [kg (6 d)⁻¹] (7,7 [kg (6 d)⁻¹]) und somit niedriger als im Versuchsabteil.

Mit Umstellung auf einen Durchfluss im einstündigen Intervall mit $320 \text{ [l min.}^{-1}]$ lagen die Durchschnittswerte im Versuchsabteil bei $58 \text{ [g h}^{-1}]$ bzw. $8,4 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$. Im Kontrollabteil kam es mit stündlichen Emissionen von knapp $50 \text{ [g h}^{-1}]$ bzw. $7,5 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$ ($10,5 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$) zu einem deutlich höheren Austrag.

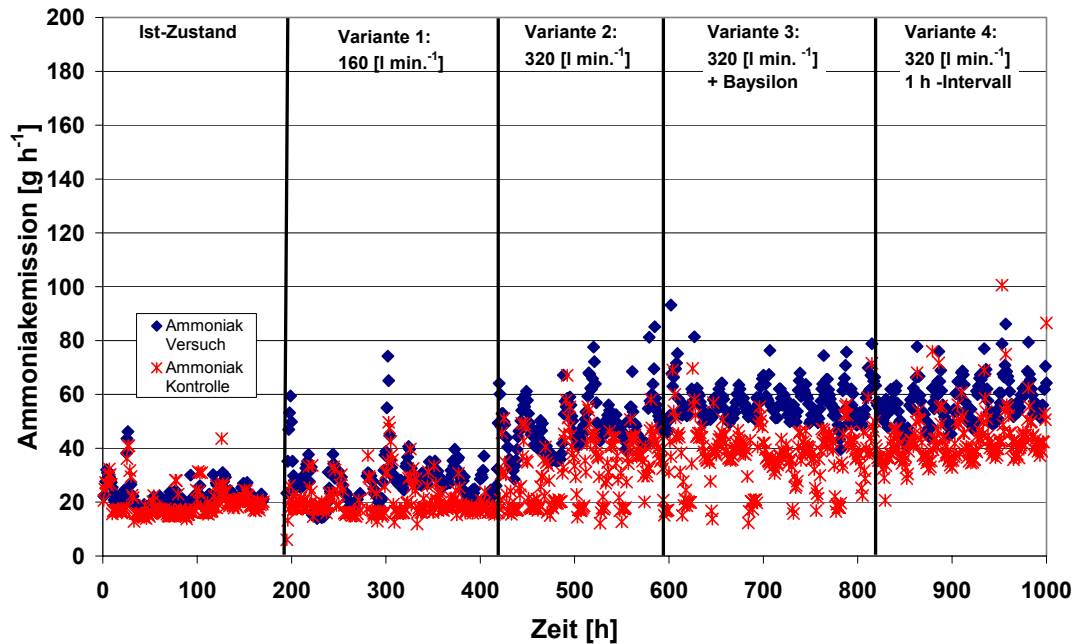


Abb. 43: Ammoniakemissionen in Abhängigkeit von der Zeit aus dem Kontroll- und Versuchsabteil, Variantenvergleich des Versuchsabteils

Tab. 27: Vergleich der Gesamtemissionen von Ammoniak über 6 [d] zwischen Kontroll- und Versuchsabteil im Praxisversuch

Ammoniak-emission [kg (6 d) ⁻¹]	Ist-Zustand	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
m_K	2,8	3,0	4,6	5,4	7,5
$m_{K \text{ korr.}}$	4,3	4,6	7,0	7,7	10,5
m_V	3,1	4,0	7,0	8,2	8,4

m_K = Masse Kontrollabteil über 6 [d]; $m_{K \text{ korr.}}$ = korrigierte Masse Kontrollabteil über 6 [d];
 m_V = Masse Versuchsabteil über 6 [d]

Lachgasemissionen

In Abb. 44 und Tab. 28 sind die Ergebnisse der Lachgasemissionen aufgeführt. Im Ist-Zustand des Versuchsabteils lag der Massenstrom bei ca. $3 \text{ [g h}^{-1}]$ bzw. $0,44 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$. Im Kontrollabteil kam es mit ca. $2 \text{ [g h}^{-1}]$ bzw. $0,28 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$ ($0,43 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$) zu einer ähnlichen Emission.

Mit Belüftungsbeginn in Variante 1 kam es wie bei Ammoniak auch hier zu verstärkter Ausbreitung des Schadgases im Versuchsabteil. Der durchschnittliche Massenstrom lag bei $4 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,56 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$. Im Kontrollabteil fand keine große Veränderung statt, die Werte lagen mit $1,9 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,28 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ ($0,42 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$) relativ konstant und im Vergleich zum Versuchsabteil um 25 [%] niedriger.

Mit Erhöhung des Durchflusses auf $320 \text{ [l min.}^{-1}\text{]}$ im Versuchsabteil lagen die stündlichen Emissionen bei $4,2 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,61 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$. Zeitgleich wurden im Kontrollabteil Werte von $2,6 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,40 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ ($0,58 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$) erreicht, die mit 5 [%] nicht wesentlich niedriger liegen.

Mit Zugabe von Baysilon in Variante 3 blieben die stündlichen Emissionen des Versuchsabteils mit $4,8 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,70 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ relativ konstant. Hingegen im Kontrollabteil lagen sie mit $3,4 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,51 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ ($0,72 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$) um 3 [%] unwesentlich höher.

Sowohl in Variante 2 und 3 bestand somit zwischen Kontroll- und Versuchsabteil kein Unterschied hinsichtlich der Emissionen.

Mit Übergang zur Belüftung im einstündigem Intervall mit $320 \text{ [l min.}^{-1}\text{]}$ trat mit $4,3 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,62 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ keine große Veränderung im Versuchsabteil ein. Im Kontrollabteil lagen die Emissionen mit Variante 4 durchschnittlich bei $3,6 \text{ [g h}^{-1}\text{]}$ bzw. $0,52 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ ($0,72 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$) und demnach 14 [%] höher.

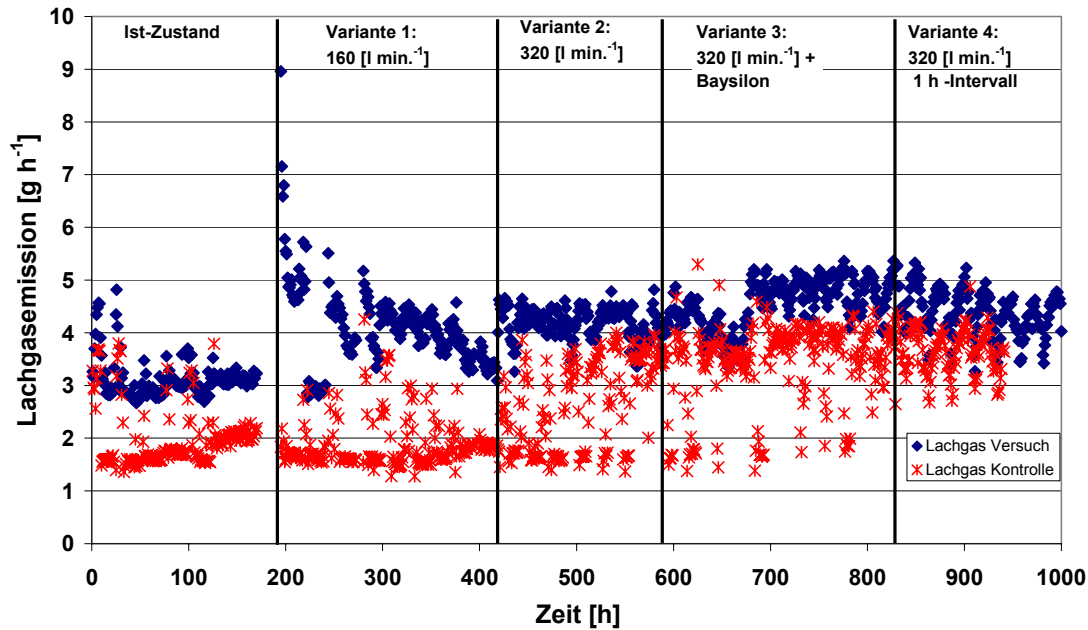


Abb. 44: Lachgasemissionen in Abhängigkeit von der Zeit aus dem Kontroll- und Versuchsabteil, Variantenvergleich des Versuchsabteil

Tab. 28: Vergleich der Gesamtemissionen von Lachgas über 6 [d] zwischen Kontroll- und Versuchsabteil im Praxisversuch

Lachgas-emission [kg (6 d) ⁻¹]	Ist-Zustand	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
m_K	0,28	0,28	0,40	0,51	0,52
$m_{K \text{ kor.}}$	0,43	0,42	0,58	0,72	0,72
m_V	0,44	0,56	0,61	0,70	0,62

m_K = Masse Kontrollabteil über 6 [d]; $m_{K \text{ kor.}}$ = korrigierte Masse Kontrollabteil über 6 [d];
 m_V = Masse Versuchsabteil über 6 [d]

Methanemissionen

Die Abb. 45 und Tab. 29 zeigen die Methanemissionen beider Abteile über den gesamten Versuchszeitraum. Die Anfangswerte im Versuchsabteil lagen bei 52 [g h⁻¹] bzw. 7,5 [kg (6 d)⁻¹]. Im Kontrollabteil verhielten sich die Emissionen mit 25 [g h⁻¹] bzw. 4,8 [kg (6 d)⁻¹] (7,5 [kg (6 d)⁻¹]) ähnlich.

Mit Beginn der Belüftung in Variante 1 kam es wie bekannt zunächst zur verstärkten Methanaustreibung. Danach pendelten sich konstante Emissionen von 53 [g h⁻¹] bzw. 7,7 [kg (6 d)⁻¹] im Durchschnitt ein. Zeitgleich lagen die Emissionen im Kontrollabteil bei 41 [g h⁻¹] bzw. 6,6 [kg (6 d)⁻¹] (9,3 [kg (6 d)⁻¹]) und somit schon um 17% höher.

Die Erhöhung des Luftdurchflusses in Variante 2 auf 320 [l min.⁻¹] bewirkte eine Methanabgabe von durchschnittlich 40 [g h⁻¹] bzw. 5,8 [kg (6 d)⁻¹]. Im Kontrollabteil lagen sie mit 58 [g h⁻¹] bzw. 8,6 [kg (6 d)⁻¹] (12,7 [kg (6 d)⁻¹]) um 54 [%] höher.

Die Zugabe von Baysilon bei konstanter Belüftung mit 320 [l min.⁻¹] führte zu Werten von 48 [g h⁻¹] bzw. 7,0 [kg (6 d)⁻¹]. Im gleichen Zeitraum kam es im Kontrollabteil zu Werten von 79 [g h⁻¹] bzw. 11,1 [kg (6 d)⁻¹] (15,7 [kg (6 d)⁻¹]), also auch hier um die 55 [%] höher.

In der vierten Variante bei 320 [l min.⁻¹] im einstündigen Intervall wurden im Versuchsabteil Emissionen von 62 [g h⁻¹] bzw. 9,8 [kg (6 d)⁻¹] erreicht. Hingegen im Kontrollabteil kam es zu Werten von 110 [g h⁻¹] bzw. 16,1 [kg (6 d)⁻¹] (22,5 [kg (6 d)⁻¹]). Sie lagen um 56 [%] höher.

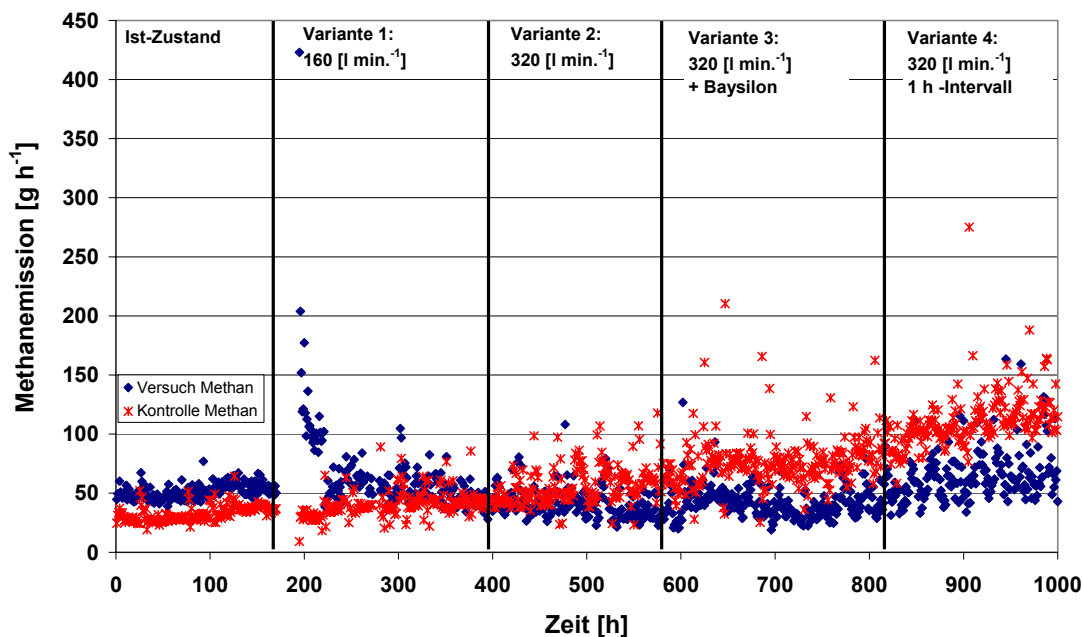


Abb. 45: Methanemissionen in Abhängigkeit von der Zeit aus dem Kontroll- und Versuchsabteil, Variantenvergleich des Versuchsabteils

Tab. 29: Vergleich der Gesamtemissionen von Methan über 6 [d] zwischen Kontroll- und Versuchsabteil im Praxisversuch

Methanemission [kg (6 d) ⁻¹]	Ist-Zustand	Variante 1	Variante 2	Variante 3	Variante 4
m_K	4,8	6,6	8,6	11,1	16,1
$m_{K \text{ kor.}}$	7,5	9,3	12,7	15,7	22,5
m_V	7,5	7,7	5,8	7,0	9,8

m_K = Masse Kontrollabteil über 6 [d]; $m_{K \text{ kor.}}$ = korrigierte Masse Kontrollabteil über 6 [d];
 m_V = Masse Versuchsabteil über 6 [d]

Zusammenfassung

Tab. 30 zeigt die Einsparpotentiale der einzelnen Varianten bei einem Vergleich beider Abteile. Danach wurde mit einer Belüftung von 160 [l min.⁻¹] die Ammoniakabgabe um 13 [%] und Methanabgabe um 17 [%] erniedrigt, die Lachgasemissionen hingegen um 25 [%] erheblich gesteigert. Bei 320 [l min.⁻¹] Luftdurchfluss wurden die Methanemissionen schon um 55 [%] und die Ammoniakemissionen um 9 [%] gesenkt sowie die Lachgasabgabe um 5 [%] erhöht. Durch einen intermittierenden Durchfluss von 320 [l min.⁻¹] im 1 h -Intervall blieb die Methanminderung mit 56 [%] auf gleichem Niveau, und Lachgas sowie Ammoniak konnten zu 14 und 20 [%] gemindert werden.

Tab. 30: Minderungspotential für die Emissionen in der Praxis durch eine Belüftung in verschiedenen Varianten

Variante	Emissionsminderungspotential		
	NH ₃ [%]	N ₂ O [%]	CH ₄ [%]
160 [l/min.]	- 13	+ 25	- 17
320 [l/min.]	0	+ 5	- 54
320 [l/min] und Baysilon 5 [%]	+ 6	- 3	-55
320 [l/min.] im 1 h -Intervall	-20	-14	-56

4.4.3 Konzentration im Abteilinnenraum

Tab. 31 zeigt die Konzentrationen von Ammoniak im Abteilinnenraum sowohl im Tierbereich als auch im Arbeitsbereich des Menschen über die gesamte Versuchszeit (s. Kap. 4.4.2). Es wurden zwar alle drei emittierten Gase gemessen, diskutiert wird aber nur das für Mensch und Tier gesundheitsschädliche Ammoniak, um während des Versuches Risiken auszuschließen. Die beobachteten Werte besitzen einige starke Ausreißer, die zu einem großen Variationskoeffizienten führen. Nach dem zulässigen Höchstwert von 20 [ppm] des Arbeits- und Tierschutzgesetzes und den erfassten Mittelwerten im Abteilinnenraum ist nur Variante 1 zulässig. Die Varianten 2 und 4 liefern zu hohe Werte.

Tab. 31: Mittelwerte und Abweichungen der Konzentration von Ammoniak im Abteilinnenraum bei den verschiedenen Varianten der Praxisversuche

	1. Variante		2. Variante		4. Variante	
	NH ₃ [ppm]					
	Tier	Mensch	Tier	Mensch	Tier	Mensch
Versuch	16,4	10,9	27,9	13,1	26,2	30,9
	12,4	13,4	21,4	9,9	24,8	23,9
	10,5	10,2	19,2	10,2	21,4	22,8
	13,0	11,6	42,2	10,7	19,0	24,3
	10,2	8,6	20,5	11,3	29,7	46,0
	9,6	8,1	23,6	19,4	44,0	40,0
Mittelwert	12,0	10,5	25,8	12,4	27,5	31,3
VK[%]	19,2	17,14	31,4	26,6	29,4	28,11

4.4.4 Charakteristische Kennzahlen

Die in Tab. 32 aufgeführten Kennzahlen dienen zur Charakterisierung der Reaktionen im FM und sollen Aufschluss darüber geben, inwieweit sich einer der Parameter als Steuergröße für den Prozess eignet.

Im Versuchsabteil kam es durch die Erhöhung des Luftdurchflusses zu einer Minderung des Redoxpotentials auf - 403 bis - 411 [mV], die auch über die Periode der 3. Variante hin andauerte. Durch den Wechsel zum intermittierenden Durchfluss erfolgte eine Steigerung auf - 463 [mV]. Mit der Belüftung kam es wie bei den Reaktionen im Technikum zu einer Steigerung des pH von ca. 8 bis 10. Der Sauerstoffgehalt änderte sich erst ab einer Belüftung von 320 [l min.⁻¹] und lag dann zwischen 3,6 und 3,7 [mg l⁻¹]. Bei einem Durchfluss von 160 [l min.⁻¹] bzw. einem intermittierendem Durchfluss lag der Sauerstoffgehalt wie unter anaeroben Bedingungen bei 0 [mg l⁻¹]. Die Temperaturen schwankten während der Versuchszeit zwischen 17,5 und 23 [°C].

Sowohl für Redoxpotential, pH, Sauerstoffgehalt als auch für die Temperatur ließen sich im Kontrollabteil über den ganzen Versuchszeitraum relativ konstante Werte ermitteln. Das Redoxpotential pendelte zwischen - 431 und - 452 [mV]. Der pH lag relativ konstant bei 7,8. Die Temperaturen schwankten zwischen 17 und 20 [°C] und der Sauerstoffgehalt lag konstant bei 0 [mg l⁻¹] (s. Tab. 32).

Tab. 32: Kennwerte zur Charakterisierung der verschiedenen Varianten der Praxisversuche

	Variante 1				Variante 2				Variante 3				Variante 4			
	Redoxp. [mV]	pH	O ₂ [mg l ⁻¹]	T [K]	Redoxp. [mV]	pH	O ₂ [mg l ⁻¹]	T [K]	Redoxp. [mV]	pH	O ₂ [mg l ⁻¹]	T [K]	Redoxp. [mV]	pH	O ₂ [mg l ⁻¹]	T [K]
Kontrolle	-452	7,8	0,00	290,05	-442	8,8	0,00	293,17	-436	7,7	0,00	291,55	-431	7,8	0,00	293,35
Versuch	-475	8,9	0,00	290,65	-403	10,1	3,59	293,05	-411	9,0	3,70	295,05	-463	8,9	0,00	296,25

4.4.5 Ammoniakabsorption im Abluftwäscher

Die Emission des Ammoniaks wurde vor und nach dem Abluftwäscher gegen die Zeit ermittelt und ist in Abb. 46 graphisch dargestellt. Mit Beginn der Belüftung von 160 [l min.⁻¹] in Variante 1 stiegen vor dem Wäscher die Emissionen mit der Zeit an. Sie lagen im Durchschnitt bei ca. 28 [g h⁻¹] und fielen durch die Behandlung mit der Schwefelsäure auf 5,5 [g h⁻¹] ab. Der Anfangsbereich dieser Variante mit den hohen Werten wird nicht beachtet, da der Ventilator nicht korrekt eingestellt war. Bei der zweiten Variante mit 320 [l min.⁻¹] stellten sich vor dem Wäscher stark schwankende Werte ein, die durch eine nicht konstante Absaugung erklärt werden. Im Schnitt lagen sie bei 51 [g h⁻¹]. Auch die Emissionen nach der Wäsche waren geringfügig gestiegen, weisen aber nur sehr schwache Schwankungen auf. Auch bei der dritten Variante pendelten die Emissionen vor dem Wäscher stark um 40 [g h⁻¹]. Im Durchschnitt lagen sie bei 46 [g h⁻¹]. Der gereinigte Massenstrom lag bei mit 7,4 [g h⁻¹] geringfügig über den Werten in Variante 2. Bei Variante 4 gab es gegenüber der vorhergehenden Versuchseinstellung keine Veränderung

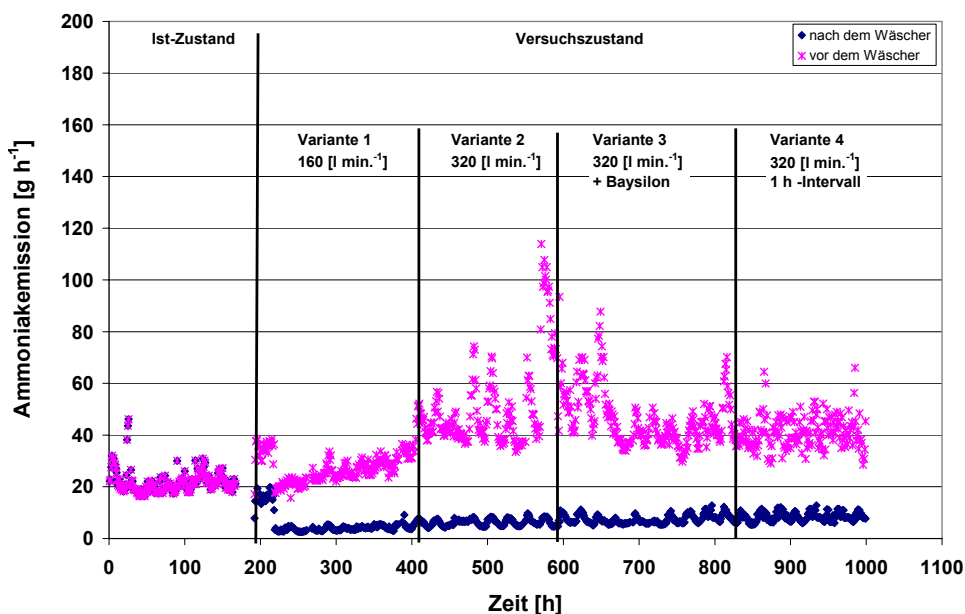


Abb. 46: Ammoniakemissionen vor und nach dem Abluftwäscher gegen die Zeit bei konstantem Abluftstrom von 500 m³ h⁻¹

In Tab. 33 sind die angegebenen Durchschnittswerte vor und nach dem Abluftwäscher sowie die erreichte Reinigungsleistung des Abluftwäscher in Prozent für die einzelnen Varianten aufgeführt. Bei Variante 1 mit 160 [l min.⁻¹] lag sie bei 80 [%] und bei einer Belüftung von 320 [l min.⁻¹] nach Variante 2 und 4 zwischen 84 und 87 [%].

Tab. 33: Reinigungsleistung des Abluftwäscher

Variante	vor dem Abluftwäscher [g h ⁻¹]	nach dem Abluftwäscher [g h ⁻¹]	Reinigungsleistung [%]
1	28	5,5	80
2	51	6,3	87
3	46	7,4	84
4	41	8,4	80

4.4.6 Energiebilanz

In Tab. 34 ist der elektrische Verbrauch [kWh d⁻¹] sowohl für den Kompressor als auch für den Abluftwäscher bezogen auf die unterschiedlichen Durchflüsse angegeben. Danach lag er bei einer konstanten Belüftung für den Kompressor unabhängig von dem Durchfluss bei 150,6 [kWh d⁻¹]. Dagegen sank er bei einer intermittierenden Belüftung im 1 h -Intervall auf 74,3 [kWh d⁻¹] knapp unter die Hälfte. Der Energieverbrauch des Abluftwäschers lag mit einem Abluftstrom von 500 [m³ h⁻¹] bei allen Varianten unabhängig vom Belüftungsdurchfluss bei 4 [kWh d⁻¹]. Danach entstanden bei einem aktuellen Preis von 19,58 [ct (kWh)⁻¹] im Köln-Bonner Raum Energiekosten für Belüftung und Abluftwäsche bei kontinuierlichem Luftfluss in der Höhe von ca. 11.049 [€ Jahr⁻¹] und bei intermittierendem Luftfluss in der Höhe von 5596 [€ Jahr⁻¹] für 40 Tiere, was bei einem Umtrieb von 2,6 im Jahr 54 [€ Tier⁻¹] entspricht.

Tab. 34: Energieverbrauch von Luftquelle und Abluftwäsche am Tag

Durchfluss [l min. ⁻¹]	Verbrauch [kWh d ⁻¹]	
	Kompressor	Wäscher
160	150,6	4
320	150,6	4
320 1 h -Intervall	74,3	4

4.4.7 Geruchsemissionen

In Tab. 35 sind die Geruchsemission für unterschiedliche Messpunkte in Kontroll- und Versuchsabteil in $[\text{GE h}^{-1} * 10^6]$ bei einer Belüftung mit $160 [\text{l min.}^{-1}]$ und mit $320 [\text{l min.}^{-1}]$ aufgeführt. Mit einer Belüftung von $160 [\text{l min.}^{-1}]$ konnte im Vergleich von Kontrolle und Versuch keine Minderung der Geruchsemission erreicht werden. Auch ein Vergleich der Emissionen vor und nach dem Wäscher konnte keine Abnahme erzielen. Hingegen eine Belüftung von $320 [\text{l min.}^{-1}]$ führte im Versuchsabteil zu Emissionen, die 18 [%] niedriger lagen als im Kontrollabteil. Der Abluftwäscher hatte in diesem Fall einen Wirkungsgrad von 51 [%].

Tab. 35: Geruchsemissionen bei niedriger und hoher Belüftung

Messpunkt	Variante 1 [$\text{GE h}^{-1} * 10^6$]	Variante 2 [$\text{GE h}^{-1} * 10^6$]
Kontrolle _{ges.}	1,94	2,14
Versuch _{ges.}	3,37	1,77
Versuch _{vor dem Wäscher}	0,88	0,74
Versuch _{nach dem Wäscher}	0,88	0,36

5 Diskussion

5.1 Beurteilung der entwickelten Versuchsanlage

Konstruktion eines Reaktionsbehälters

Der jetzige Stand der Technik in der Schweine- und Rinderhaltung ist gekennzeichnet durch anaerobe Bedingungen in ruhendem FM. Um die dabei auftretenden Emissionen zu minimieren, war es Ziel der eigenen Untersuchungen durch Einblasen von Luft aerobe Bedingungen im FM einzustellen. Damit die Grenzwerte von Arbeits- und Tierschutz eingehalten werden, wurde die eingeblasene Luft über dem FM unterflur abgesaugt. Die Absaugleistung des Ventilators war so auszulegen, dass bei Bedarf auch größere Volumenströme transportiert werden können. Der Reaktionsbehälter sollte die beabsichtigten Betriebsversuche später simulieren, die schnelle Auswahl optimaler Parameter für den Betrieb erleichtern und Aussagen für den geplanten Umbau ermöglichen. In der Pilotanlage wurde ausschließlich die FM-Lagerung in einem Maststall für Schweine mit anschließender Abluftwäsche untersucht. Sie war so auszulegen, dass entsprechende Arbeiten auch mit dem FM anderer Tierarten durchgeführt werden können.

In der Literatur sind keine Pilotanlagen beschrieben, mit denen die gewünschten Bedingungen im Betrieb einzustellen sind (BALSSEN, 1981). Es wurden zum Teil Glasapparaturen ohne Lichtabschirmung und andere Laborgeräte verwendet (BELINE & MARTINEZ, 2002; DRIEMER & VAN DEN WEGHE, 1997). Luft wurde über die Oberfläche nicht durch den FM geleitet (BERG & HÖRNIG, 1997). Es wurde keine Begründung für die gewählten Volumina gebracht, die sehr stark schwanken. Weiterhin reichten die Angaben bei allen Publikationen nicht aus, um sie in einer eigenen Anlage anzuwenden (s. Kap. 2.6).

Da in den FM-Kanälen unter dem Spaltenboden eine maximale Höhe von 1,0 [m] möglich war, wurde ein senkrechtes Durchströmungsrohr aus PVC in der Länge von 1,5 [m] gewählt, um die maximale Tiefe des FM von 1,0 [m] zu simulieren und gleichzeitig ausreichend Volumen über der FM-Oberfläche zu haben. PVC ist chemisch sehr stabil und nicht lichtdurchlässig, womit Materialveränderungen durch den FM ausgeschlossen und die Lichtverhältnisse im dunklen FM-Keller nachgestellt wurden.

Der große Gasraum über dem FM von 8 [l] stellte bei einer möglichen Schaumentwicklung genügend Platz zur Verfügung, mit der nach DRIEMER & VAN DEN WEGHE (1997) gerechnet wurde. Weiterhin verhinderte er das Mitreißen von Flüssigkeitstropfen in das Messgerät, was durch zwei Siebe unterstützt wurde. Das Messgerät saugte 400 [ml] in 10 [s] zur Analyse an. Um Druckschwankungen zu vermeiden, wurde ein Ausgleich über Ventile geschaffen und so eine Verdünnung der Messprobe unterbunden. Die Ergebnisse von Versuchen zur Entnahme der Analysenprobe schließen ein Auftrennen der einzelnen Gase im großen Gasraum aus.

Über Öffnungen konnten Elektroden zur Messung des pH und der Temperatur an eine gewünschte Stelle im FM eingesetzt werden. Das Gas wurde über Ausströmsteine in feinen Blasen in den FM geleitet. Die Ausströmsteine werden üblicherweise in Aquarien zur Feinverteilung von Luft in Wasser eingesetzt. Sie hatten sich auch hier in den Arbeiten mit dem heterogenen schlammigen FM bewährt. Über die gesamten Versuchszeiten kam es nicht zu einem Verschluss der Poren. Im Verlaufe der biochemischen Reaktionen diffundierte Sauerstoff aus den Luftblasen zu den Bakterien und/oder Enzymen und reagierte mit den Edukten vom FM dort. Die Produkte diffundierten zurück in die Luftblasen. Nach THAER (1978) ist für einen guten Stofftransport der Edukte und Produkte ein großes Oberfläche/Volumen-Verhältnis der Blasen erforderlich. Wie später im Betrieb stellte ein Kompressor die Luft zur Verfügung, der mit einer Apparatur zur Druck- und Durchflussregelung verbunden war. Damit wurden gewünschte Luftdurchflussraten von sehr niedrigen 10 [ml min.⁻¹] bis sehr hohen 4000 [ml min.⁻¹] eingestellt und Sauerstoffkonzentrationen im FM variiert, die nach der Literatur erforderliche Redoxpotentiale festlegen.

Die vorgestellten Versuchsergebnisse zeigen die Eignung des entwickelten Reaktionsbehälters zur Einstellung von hohen und niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im FM sowie von sauerstofffreiem FM, um verschiedene aerobe bzw. anaerobe Bedingungen zu erhalten. Analog zu BÉLINE & MARTINEZ (2002) wurden anaerobe Bedingungen durch Einleiten von Stickstoff aus einer Gasflasche eingestellt. Hohe aerobe Werte wurden durch große Luftdurchflüsse erreicht, wobei die Analyse der ausgetriebenen Schadgase im Trägergas online stattfand. Niedrige aerobe Werte wurden durch geringe Luftdurchflüsse erreicht, wobei der Probenbeutel zur manuellen Gasentnahme für die Analyse angewendet wurde. Störungen durch Schaum im Reaktionsbehälter und Mitreißen von Flüssigkeitsspritzern in den Gasmonitor traten in Folge der gewählten Abmessungen des Behälters nicht auf. Auch ein Befüllen und Entleeren des Behälters mit FM war leicht durchführbar.

Die Verhältnisse der Pilotanlage konnten in den Betrieb übertragen werden, so dass die Parameter vorher im kleintechnischen Maßstab im Technikum untersucht wurden. Eine Simulation der Betriebsverhältnisse war möglich. Der Vorteil der Belüftung wurde nachgewiesen, indem die Emissionen unter anaeroben und aeroben Bedingungen analysiert und miteinander verglichen wurden.

Auswahl eines Analysenverfahrens

AHLGRIMM & BREFORD (1998) setzten zu Methanemissionsmessungen in Schweineställen den Multigasmonitor 1302 mit dem Messprinzip der IR-Spektroskopie ein und berichten von einer zufriedenstellenden Auflösung und Genauigkeit des Verfahrens. Auch DRIEMER & VAN DEN WEGHE (1997) zogen ein Gerät auf der Basis von IR-Spektroskopie für ähnliche Aufgabenstellungen erfolgreich heran. AMON et al. (2006 a) und MEISSNER & VAN DEN WEGHE (2003) verwendeten ein hochauflösendes FTIR-Spektrometer zur Analyse derartiger Gasmischungen. Da hier die Leistungsfähigkeit eines solchen Gerätes nicht erforderlich war, kam es wegen der hohen Gerätekosten nicht zum Einsatz. Ein Gaschromatograph, mit dem DRIEMER & VAN DEN WEGHE (1997) Lachgas und Methan bestimmten, ist nicht geeignet für Online-Messungen und schied daher aus. Das Optas mit dem Prinzip der UV-Absorption, von denen MEISSNER & VAN DEN WEGHE (2003) zur Abluftanalyse in Schweineställen berichten, kam aufgrund des geringen Messbereichs für Ammoniak nicht in Frage.

Der Multigasmonitor Innova 1302 und 1312 der Firma LumaSense Technologies mit dem Messprinzip der IR-Spektroskopie bewährte sich in früheren Arbeiten der Arbeitsgruppe zur Analyse von Gasen im Stall und Labor und stand zur Verfügung (FROSCH & BÜSCHER, 2001). Mit ihm können kontinuierlich in einer Gasprobe nacheinander die Inhaltsstoffe Ammoniak, Lachgas, Methan etc. mit einer Nachweisgrenze weit unter 1 [ppm] und in einem großen, hinreichenden Messbereich quantitativ erfasst werden. Da diese Forderungen an das Messgerät auch bei den hier geplanten Untersuchungen in der Pilotanlage im Technikum und im Betrieb bestanden, wurde es eingesetzt. Das Gerät wurde vor den Versuchen kalibriert, und eine ausreichende Genauigkeit war für die untersuchten Gase im Versuchszeitraum sichergestellt.

Zur Kontrolle des Analysenverfahrens mit dem Gasmonitor wurde die Ammoniakmenge in verd. Schwefelsäure absorbiert, durch Rücktitration der nicht umgesetzten Schwefelsäure nasschemisch analysiert und mit der im Gasmonitor gefundenen verglichen. Der einfache Weg zur Überprüfung des Gasmonitors über eine Stickstoffbilanz des FM vor und nach

Durchleiten des Trägergases war aufgrund der geringen Messgenauigkeit der Stickstoffanalyse ungeeignet. Bei dem Einsatz des Gaswäschers in der Pilotanlage sollte die Menge des nasschemisch gefundenen Ammoniaks mit der durch den Gasmonitor ermittelten übereinstimmen, was in einem Fall zutrifft (s. Tab. 20). Dieses Ergebnis beweist einerseits die fehlerfreie Lösung aller analytischen Fragen der Pilotanlage und andererseits auch die quantitative Absorption des Ammoniaks in der Säure. Mit dem nasschemischen Analyseverfahren und Ammoniak als Tracer wird die Einsatzfähigkeit des IR-Messprinzips zu quantitativen Analyse des Gasgemisches, die korrekte Kalibrierung des Gerätes und die richtige Entnahmestelle sowie Gasführung im Reaktionsbehälter sehr wahrscheinlich gemacht. Die niedrigen Titrationswerte im Gaswäscher bei zwei anderen Versuchen werden durch Undichtigkeiten der Anlage erklärt. Zur Absicherung dieser Befunde sind weitere Versuche erforderlich.

Gasentnahme zur Analyse

Der Gasraum über dem FM musste über Bohrungen geöffnet sein, damit das durchströmende Gas entweichen konnte und kein Druckerhöhung stattfand. Weiterhin waren Bohrungen erforderlich zur Probenahme für den Monitor und für den bei der Probenahme notwendigen Druckausgleich, der mit Luft aus der Umgebung stattfand. Die Lage dieser Bohrungen musste so ausgewählt werden, dass die Strömungsverhältnisse im Gasraum zu keiner Auftrennung der Schadgase führten. Weiterhin durften keine Verdünnungen durch Umgebungsluft eintreten. Es musste eine repräsentative Probe bei niedrigen und hohen Gasgeschwindigkeiten sichergestellt werden.

Gasentnahmestelle

Es wurde ein Durchströmungsversuch unter gleichen Bedingungen mit einem Luftdurchfluss von 800 [ml min.⁻¹] in allen drei Reaktionsbehältern parallel durchgeführt, wobei in ausgewählten Fällen der Gasraum vor der Probenahme mit Luft gespült wurde. Unterschiede zwischen den Behältern bestanden bei der Probenahme für die Analyse. Bei R1 wurde ein Probenbeutel vom durchströmenden Gas aufgefüllt, dessen Inhalt anschließend analysiert wurde. Bei R2 wurde der Gasmonitor unmittelbar angeschlossen, und der Druckausgleich erfolgte manuell. Bei R3 wurde eine Online-Messung ohne Eingriffe von außen durchgeführt.

Bei allen Gasen konnte eine einzige Ausgleichskurve für alle Werte der verschiedenen Entnahmestellen und -techniken gelegt werden, wenn ihre Konzentration gegen die Zeit aufgetragen wird (s. Abb. 20). Danach verhinderten die gewählten Bohrungen

Druckveränderungen und ermöglichten die Entnahme einer repräsentativen Probe. Bei den stattfindenden Gasführungen im Raum über dem FM kam es nicht zur Verdünnung der analysierten Probe. Es konnten also alle drei Methoden in der entwickelten Pilotanlage ohne Zwischenspülung verwendet werden. Je nach den spezifischen Versuchsbedingungen wurden das Verfahren mit dem Probenbeutel oder die beiden Verfahren mit der Absaugung oben gewählt. Es konnte kontinuierlich online gemessen werden.

Konzentrationsgradient

Nach HOLLEMANN & WIBERG (1958) war in dem großen Gasraum der Pilotanlage über dem FM ein senkrechter Konzentrationsgradient des Ammoniaks zu erwarten.

Zur Überprüfung der These wurde in zwei Reaktionsbehältern der Strömungsversuch unter gleichen Bedingungen bei unterschiedlicher Gasführung durchgeführt. Die Analyse des 40 [cm] hohen Gasraumes über dem FM zeigt in beiden Fällen keine senkrechte Konzentrationsanreicherung einer Gaskomponente an, was die Abweichungen von den Mittelwerten sowie die Variationskoeffizienten zeigen (s. Tab. 19). Danach verhindern die Geometrie und Gasführung in der Pilotanlage in beiden Fällen auch eine Auftrennung der Gase.

Saurer Gaswäscher

Nach AMON et al. (2006 b) und SCHNEIDER (2006) wird bei Umstellung von anaerober zu aerober Lagerung des FM eine bevorzugte Bildung von Ammoniak und eine verminderte von Methan erwartet. Für die Umweltbilanz trägt besonders der geringere Methanmassenstrom positiv bei, da Ammoniak in einer sauren Gaswäsche entfernt werden kann und als Ammoniumverbindung einen Wertstoff darstellt. Das steht in Übereinstimmung mit der Empfehlung von HAHNE (2006), HÖLSCHER & BÜSCHER (2005) und SCHIER (2004) die einen schwefelsauren Abluftwäscher zur Entfernung von Ammoniak vorschlagen.

Als gängige Mineralsäuren für den Gaswäscher im Betrieb standen Salzsäure, Schwefelsäure, Salpetersäure und Phosphorsäure zur Verfügung. Da die Lösung nach Gebrauch als Wertstoff zur Herstellung von Flüssigdünger eingesetzt werden sollte, entfiel die Salzsäure. Die Chloridionen führen nämlich zu einer Versalzung des gedüngten Bodens und Chlorschäden bei Kartoffeln (FROSCH, 2004). Die Phosphorsäure und Salpetersäure sind vom Gesichtspunkt der Düngqualität der Schwefelsäure vorzuziehen,

da in diesem Fall das Vorprodukt eines N-, P-Düngers bzw. eines höher konzentrierten N-Düngers anfällt. Bei der Verwendung auf Ackerflächen dagegen führen diese beiden Säuren zu einer höheren Umweltbelastung durch die leicht löslichen Phosphat- und Stickstoffverbindungen (FROSCH, 2004). Weiterhin ist von Nachteil der beiden Säuren gegenüber der Schwefelsäure deren höherer Preis zu sehen. Danach wurde in dem entwickelten Gaswäscher 0,01 n H_2SO_4 eingesetzt, um den von HAHNE (2006) empfohlenen $\text{pH} \leq 5$ zu erreichen. Das steht in Übereinstimmung mit dem von OECHSNER (1991) angewendeten Verfahren, bei dem er in zwei nacheinander geschalteten Waschflaschen 0,02 n H_2SO_4 einsetzte.

In allen Absorptionsversuchen in der Pilotanlage wurden zwei Absorptionsflaschen nacheinander mit zwei Sicherheitsflaschen eingesetzt. Nach Tab. 20 fand nur in der ersten und nicht in der zweiten Absorptionsflasche ein Verbrauch von Säure statt. Danach ist mit einer schnellen quantitativen Absorption von Ammoniak in sehr verdünnter Schwefelsäure aus der Abluft im Betrieb zu rechnen.

Eine niedrige Konzentration von 0,1 n H_2SO_4 setzten auch DRIEMER & VAN DEN WEGHE (1997) und GUIZIOU & BÉLINE (2005) zur Absorption des Ammoniaks aus dem Trägergas mit dem hohen Durchsatz von 5000 $[\text{ml min.}^{-1}]$ ein.

Flüssigmist

Probenahme

Zur Probennahme wurde der gesamte FM in den Kanälen mechanisch homogenisiert, so dass ein repräsentativer Durchschnitt aus flüssiger und fester Phase des FM im Technikum eingesetzt wurde. Im Unterschied dazu hatten BÉLINE & MARTINEZ (2002) die Feststoffe durch ein Sieb abgetrennt und nur die flüssige Phase untersucht.

Charakterisierung

Der FM in den zehn Lagerfässern wurde mit den Kenngrößen pH und TS in Tab. 21 beschrieben, von denen der TS-Gehalt besonders wichtig ist. Die Ergebnisse zeigen die Gleichmäßigkeit der einzelnen Fraktionen, die daher für den gesamten FM in den Kanälen repräsentativ sind. Auch BALSSSEN (1981) nennt den TS-Gehalt als die entscheidende Größe zur Bewertung des FM. AHLGRIMM & BREFORD (1998) berichten, dass die Methanbildung stark von dem OTS-Gehalt abhängig ist, der wiederum durch den TS-Gehalt bestimmt ist.

Um eine Beeinflussung der methanbildenden Bakterien und damit der Ergebnisse zu vermeiden, wurden dem FM keine Stoffe zugesetzt und die Tiere nicht mit Antibiotika behandelt. Nach BEER et al. (1990) können die Mikroorganismen nämlich durch ausgeschiedene Antibiotika im FM stark beeinflusst werden.

Reproduzierbarkeit

In zwei getrennten Versuchen wurden aerobe und anaerobe Bedingungen durch Einleiten von Luft bzw. Stickstoff eingestellt und das dabei ausgetriebene Methan in Abb. 22 und 23 aufgetragen. Bei beiden Reaktionsbedingungen lag ein heterogenes System aus flüssigen, gasförmigen und festen Inhaltsstoffen vor, obwohl es vorher mechanisch homogenisiert worden war. Dennoch zeigen die geringen Abweichungen der Ausgleichskurven eine gute Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, was den Einsatz der gezogenen FM-Probe in der Pilotanlage ermöglichte und die Brauchbarkeit der Pilotanlage selbst beweist.

5.2 Diskussion der Technikumsversuche mit Ergebnissen aus der Literatur

In der entwickelten Anlage wurden Durchströmungsversuche durch den FM unter Variation der Gasart, des Gasdurchflusses und des pH durchgeführt. Im Trägergas nach dem FM wurde die Konzentration an Ammoniak, Lachgas und Methan analysiert und gegen die Zeit aufgetragen. Die Mehrzahl der erhaltenen Kurven von allen Gasen waren stetig und wiesen zwei Bereiche auf. Zu Beginn fiel die Emission von hohen Werten ab und blieb dann über den Versuchszeitraum konstant. Die hohen Anfangsausgasungen in diesen Versuchen stehen in Übereinstimmung mit Beobachtungen von AMON T. et al. (1992) und THAER (1978), nach denen Ammoniak beim Homogenisieren und Pumpen des FM zu Beginn sehr stark entweicht. WULF et al (2003) und MONTENY et al. (2006) beschreiben ähnliche Effekte für Lachgas und Methan.

Die hohen Anfangswerte können durch einen Überschuss an den Gasen im System erklärt werden, die in der Flüssigkeit gelöst und an Feststoffen sowie Bakterien/Enzymen adsorbiert sind. Beim Durchleiten von Luft oder von Stickstoff werden diese Gase zum Anfang ausgetrieben und gleichzeitig kontinuierlich produziert. Der konstante Wert der Kurve wird nur durch die kontinuierliche Produktion der Gase festgelegt. Die gesamte Austreibung der Gase wird durch ein Wechselspiel von verschiedenen Geschwindigkeiten

für die Diffusionen, Adsorptionen, Reaktionen und Desorptionen sowie den unterschiedlichen Lösungsgleichgewichten bestimmt. Eine Zuordnung einzelner Effekte bei der Variation von Parametern zu diesen Vorgängen ist nicht möglich.

Reaktionen unter aeroben und anaeroben Bedingungen

FROSCH (2004) schlägt eine Erklärung für die Bildung von Ammoniak unter aeroben Bedingungen vor. Nach ihm beeinflussen die aeroben Bedingungen positiv die Aktivität der Mikroorganismen, die die Urease produzieren. LUO et al. (2001) beobachteten bei einer Belüftungsrate des FM von 1000 [ml min.⁻¹] einen pH-Anstieg von 6,5 auf 7,5 innerhalb des ersten Tages, was eine Ammoniakentwicklung erklärt (s. Gleichung 3). Im Unterschied dazu trat bei den hier durchgeführten aeroben Versuchen mit 800 [ml min.⁻¹] Luft über einen Versuchszeitraum von 8 Tagen eine sehr geringe pH-Erhöhung von nur 0,11 ein.

Die aeroben Bedingungen wurden in den Durchströmungsversuchen mit Luft und die anaeroben mit Stickstoff eingestellt. Die Emissionen von Ammoniak und Methan wurden durch aerobe Bedingungen stark herab gesetzt. Sie lagen 70 [%] unter denen bei anaeroben Bedingungen. Gleichzeitig lag allerdings die Emission von Lachgas um 130 [%] höher. Bei einem quantitativen Vergleich mit Literaturangaben lag hier eine geringere Emission von Ammoniak und Methan vor.

Der Abfall der Methankonzentration von ca. 220 auf 75 [ppm] beim Vergleich zwischen anaeroben und aeroben Bedingungen in Abb. 26 steht in Übereinstimmung mit Angaben in der Literatur (AHLGRIMM & BREFORD, 1998; AMON, 1998; BENNDORF, 2001; HARTUNG E., 2001 a & b). AMON et al. (2006 b) und STEINFELD et al. (2006) wählten eine andere Versuchsordnung als die hier Beschriebene. Sie erzeugten aerobe Bedingungen auch durch Durchleiten von Luft, anaerobe Bedingungen dagegen wurden durch Nichtbehandeln des FM eingestellt. In ihren Versuchen sanken unter aeroben Bedingungen die Methanemissionen um 40 [%]. Die Ammoniakemissionen dagegen stiegen um das Doppelte, was nicht mit den Befunden in dieser Arbeit übereinstimmt.

In der Diskussion um die Wirkung der Schadstoffe auf die Umwelt wird Ammoniak nicht beachtet, da es im Abluftwäscher entfernt wird. Wichtig ist ein Vergleich der Emissionen von Methan und Lachgas. Da in den Technikumsversuchen der Massenaustrag des Methans beim Umschalten auf aerobe Bedingungen um 107 [mg d⁻¹] erniedrigt wurde und

der von Lachgas um $0,8 \text{ [mg d}^{-1}\text{]}$ erhöht wurde, resultieren bei Berechnung des Treibhauspotentials auf einen 20-jährigen Zeithorizont folgende Einzelbeiträge:

Aerober Betrieb: $2268 \text{ [mg CO}_2\text{ Äquivalente d}^{-1}\text{]}$

Anaerober Betrieb: $5757 \text{ [mg CO}_2\text{ Äquivalente d}^{-1}\text{]}$

In der Gesamtbilanzierung resultiert immer noch ein großer positiver Effekt von ca. 61 [%] für die Umwelt, der allerdings im Betrieb verifiziert werden musste.

Variation des Luftdurchsatzes

Molekularer Sauerstoff kann in wässrigen Lösungen nicht in höheren Konzentrationen gespeichert werden. Um aerobe Bedingungen und keine negativen Auswirkungen auf aerobe Mikroorganismen durch mangelhafte Sauerstoffkonzentration sicherzustellen, empfiehlt SIMONS (1976), Sauerstoff kontinuierlich über die eingeleitete Luft dem FM zuzuführen.

Die Emission an Schadstoffen folgte bei dieser Versuchsanordnung aus deren Konzentration im Trägergas und dem Durchsatz des Trägergases. Als Maßzahl dafür ist die emittierte Gesamtmenge pro Tag in Tab. 25 heranzuziehen. Danach stieg die Emission bei allen Gasen mit dem Luftdurchsatz. Zur Minimierung war ein möglichst geringer Volumenstrom zu wählen, der eben gerade ausreichte, eindeutig aerobe Bedingungen und keine Mischverhältnisse mit stark streuenden Werten im FM zu schaffen. Bei den in der Versuchsserie gewählten Werten war das der Fall bei $100 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$. Eine Übertragung dieses Wertes auf die Betriebsverhältnisse führte zu einem Durchsatz von ca. $160 \text{ [l min.}^{-1}\text{]}$. Dieses Gasvolumen war gleichmäßig auf das FM-Volumen durch ausgewählte Dosiereinrichtungen zu verteilen. Nach SCHIER (2004) und THAER (1978) werden bei Mischverhältnissen von aeroben und anaeroben Bedingungen bevorzugt in Nebenreaktionen Lachgas gebildet, die nicht kontrollierbar sind. Nach BÉLINE & MARTINEZ (2002) und PETERSEN et al. (2005) wird Lachgas in aeroben Zonen durch die Nitrifizierung und in anaeroben Zonen durch die Denitrifizierung gebildet. SMITH & EVANS (1982) stellten fest, dass ein Wechsel zwischen Nitrifizierung und Denitrifizierung räumlich und auch zeitlich oder bei geringer Belüftungsrate stattfinden kann. Diese Publikationen erklären auch die stark streuenden Werte bei einem Luftdurchsatz von $10 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$.

Wie erwartet, fiel die Konzentration von Methan mit zunehmenden Luftdurchsatz von 410 [ppm] bei $50 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ auf 22 [ppm] bei $4000 \text{ [ml min.}^{-1}\text{]}$ aufgrund von Verdünnungseffekten. Das gilt auch für Lachgas auf niedrigerem Niveau. Überraschend nahm die

Konzentration des Ammoniaks von 17 [ppm] bei 50 [ml min.⁻¹] auf 78 [ppm] bei 4000 [ml min.⁻¹] zu. Die bei höherem Luftdurchsatz vorliegenden stärkeren Turbulenzen im System führten danach zu einem schnelleren Stoffaustausch an den Bakterien und Enzymen. Eine verstärkte Diffusion des Ammoniaks vom FM in die durchgeleiteten Luftblasen entfällt als andere mögliche Erklärung dieses Effektes nach THAER (1978), der eine schnelle Einstellung dieses Gleichgewichtes beschreibt. Dieser höhere Stoffaustausch übertraf im Falle des Ammoniaks den Verdünnungseffekt, was bei Methan und Lachgas nicht gegeben war.

Der pH im FM stieg bei allen Luftdurchsätzen über die Versuchszeit an, wobei allerdings keine Korrelation besteht. Im Mittel liegt dieser Anstieg bei 0,36 über 6 [d] und damit deutlich höher als in den Versuchen, in denen aerobe und anaerobe Bedingungen verglichen wurden. Die Steigerung liegt aber immer noch deutlich niedriger als die von LUO et al. (2001) ermittelte mit 1,0 pro Tag.

Variation des pH unter aeroben Bedingungen

In den verschiedenen Durchströmungsversuchen mit Luft in der Pilotanlage wurde FM mit saurem und alkalischem pH eingesetzt (s. Kap. 3.1.2.3). Um den pH in den alkalischen Bereich zu verschieben, standen Natronlauge, Kalilauge und Kalkmilch auf dem Markt zur Verfügung. Da in dieser Versuchsserie nur die Abhängigkeit der biochemischen Reaktionen des FM vom pH, also der Wasserstoffionenkonzentration, untersucht werden sollte, ohne gleichzeitig Niederschläge zu fällen oder Ionen an Feststoffen des FM zu adsorbieren, wurde Kalilauge zur pH-Einstellung gewählt. Die Kaliumsalze besitzen im Vergleich zu den Natriumsalzen eine deutlich höhere Löslichkeit, was für eine geringere Neigung zur Niederschlagsbildung und Adsorption im FM spricht. Weiterhin wird der FM als Rohstoff für eine Biogasanlage eingesetzt und danach oder unter Umgehung dieser Anlage unmittelbar als Dünger auf das Feld ausgebracht. Kalilauge liefert hier einen Zusatznutzen als Düngemittelkomponente. Die Ca-Ionen der Kalkmilch bilden mit vielen Anionen wenig lösliche Niederschläge. Beim Einsatz im FM ist besonders mit unlöslichen Calciumkarbonaten, Kalkseifen und anderen organischen Calciumverbindungen mit Carboxylatgruppen zu rechnen. Darum schied Kalkmilch trotz des günstigsten Preises aus.

Der FM konnte mit den Mineralsäuren Salzsäure, Schwefelsäure, Salpetersäure oder Phosphorsäure angesäuert werden. Aus wirtschaftlichen und ökologischen Gründen wurde Schwefelsäure in den Technikumsversuchen eingesetzt, wobei zum Quervergleich

mit Literaturangaben auch ein Versuch mit Salpetersäure durchgeführt wurde. Die Vor- und Nachteile der einzelnen Säuren sind bei der Beurteilung der entwickelten Versuchsanlage in Kap. 5.1 unter dem Stichpunkt Gaswäscher diskutiert und gelten auch hier. Bei dem Vergleich zwischen Schwefel- und Salpetersäure wurden keine Unterschiede bei der Emission der Schadgase festgestellt, was auch KROODSMA et al. (1994) und STEFFENS et al. (1990) berichten.

Bei den Versuchen zur pH-Variation in der Pilotanlage nahm nach Abb. 31 bis 33 die Emission von Ammoniak und Lachgas mit steigendem pH zu und die von Methan ab. Bei keinem Gas wurde sie weder im untersuchten sauren Bereich bis sogar pH 3,5 noch im entsprechenden alkalischen Bereich bis pH 8,2 vollständig bzw. wesentlich gemindert. Danach entfielen weitere Untersuchungen in der Pilotanlage mit der in der Literatur favorisierten Milchsäure, die als Verbindung zugegeben oder in situ aus Zucker erzeugt wird (BERG et al., 1998; BERG, 1997; CLEMENS et al., 2002 a; DEN BROK et al., 1997; FROSC & BÜSCHER, 2002; HÖRNIG et al., 1998; RICHTER & BERTHOLD, 1998).

Die gefundenen Ergebnisse bei der pH-Variation stehen im Gegensatz zu den Angaben in der Literatur (BERG, 2002; BERG et al., 1998; BERG, 1997; CLEMENS et al., 2002 a; HÖRNIG et al., 1998; HÖRNIG et al., 1996 b; RICHTER & BERTHOLD, 1998), nach denen ab pH 4,5 bis 4,7 die Methan- und Ammoniakproduktion und ab pH 8 die Methanproduktion vollständig bzw. sehr stark inhibiert wird. Weiterhin hatte BERG (2002) in seinen Arbeiten bei pH 4,5 kein Lachgas gefunden, und er schlägt zur weiteren Emissionsminderung noch eine Abdeckung des FM vor. Die Literaturangaben gelten allerdings für anaerobe Bedingungen, auch wenn es die Autoren nicht ausdrücklich erwähnen, während die Versuche hier unter definierten aeroben Bedingungen durchgeführt wurden. Abweichend von den oben genannten Autoren nimmt die Ammoniakabgabe nach JENSEN (1974) und THAER (1978) mit steigendem pH zu. Der Geruch wird ab pH 8,2 bis 8,5 bedeutend. Die Befunde dieser beiden Autoren hinsichtlich der Ammoniakemissionen stehen mit den berichteten Beobachtungen überein.

Da ein Absenken bzw. Anheben des pH durch Säure- oder Laugezugabe die Emissionen erhöhte bzw. unverändert ließ, wurde der FM im Betriebsversuch so eingesetzt, wie er anfiel.

Zusatz einer grenzflächenaktiven Substanz

Der Durchströmungsversuch mit 4000 [ml min.⁻¹] Luft in der Pilotanlage zeigte nach Zugabe von Baysilon, eines unverdünnten Silikonöles, keinerlei Schaumentwicklung mehr und eine deutliche Erniedrigung der Emissionen von Ammoniak und Methan, während die von Lachgas konstant blieben. Danach wirkt Baysilon nicht nur als wirkungsvoller Entschäumer bei der Belüftung von FM, wie SOMMER & HUSTED (1995 b) berichten, sondern zusätzlich auch als Inhibitor für die Freisetzung der genannten Schadgase. Dieses Produkt wurde für die Betriebsversuche bereitgestellt für den Fall, dass die Schaumbildung nicht mehr kontrollierbar ist. Weiterhin wurde es im Betrieb auf die Inhibitorwirkung untersucht. Da Baysilon eine grenzflächenaktive Substanz ist, scheint eine Überprüfung anderer wohldefinierter Substanzen dieser Verbindungsklasse auf inhibierende Wirkung sinnvoll.

5.3 Bewertung der Ergebnisse unter Berücksichtigung der Praxistauglichkeit

Der Schweinemaststall der Lehr- und Forschungsstation Frankenforst stand für die Praxismessungen im Betrieb und Bewertung der Ergebnisse aus der Pilotanlage hinsichtlich der Praxistauglichkeit zur Verfügung. Nach den notwendigen Umbauten des Stalls und dem Aufbau der Versuchsanlage mit Belüftung des FM, Unterflurabsaugung und saurem Abluftwäscher wurden Messungen der Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Methan in einem Versuchs- und Kontrollabteil durchgeführt.

Versuchsaufbau im Betrieb

In der Literatur werden aerobe Verfahren durch Belüften von FM unter nicht realistischen Verhältnissen beschrieben. Es sind auch Arbeiten publiziert, die aufgrund fehlender Informationen nicht nachgearbeitet werden konnten. PAHL et al. (1997) arbeiteten mit 200 ml-Proben, nach einer Aktivierung des FM. PAN & DRAPCHO (2001) belüfteten gefilterten FM. SMITH & EVANS (1982) belüfteten ein FM-Volumen von 15 [l] durch ein Rührwerk mit Flügelrädern aus Propylen. BÉLINE & MARTINEZ (2002) beschreiben Technikumsversuche in 10 l-Glasreaktoren. OECHSNER (1991) arbeitete außerhalb der Stallanlage in einem umgebauten Getreidesilo mit einem Nutzinhalt von 550 [l] und einem Tauchmotorbelüfter. Ziel seiner Arbeit war eine FM-Entseuchung. BALSSSEN (1981) beschreibt Technikumsversuche, in denen er Angaben zum Belüften macht. Es fehlen aber Behandlungsvorschläge für Abluft, Analytik und den Einsatz im Stall. BÉLINE et al.

(2004) arbeiteten mit Volumina zwischen 13,5 und 19,5 [m³] und einer intermittierenden Belüftung nach verschiedenen Verfahren, die nicht nachgearbeitet werden können. Im großtechnischen Maßstab hatte SIMONS (1976) Luft in den FM eines Milchviehstalles eingeleitet, ohne Maßnahmen für die Abluft zu diskutieren. HEMMERSBACH (1984) belüftete 25 [m³] in einem Getreidesilo zur Energiegewinnung.

Bei diesem Stand des Wissens entfielen übertragbare Empfehlungen zum Design der geplanten Anlagenmodule im Betrieb aus Publikationen. Die erhaltenen Ergebnisse im Betrieb können auch nicht mit veröffentlichten Erfahrungen aus anderen großtechnischen Anlagen verglichen werden, da dort zum Teil völlig unterschiedliche Ziele angestrebt werden. In der Diskussion können nur Ergebnisse von Laborversuchen gegenübergestellt werden.

Die vorliegende FM-Kanäle wurden so umgebaut, dass unter dem Kontroll- und Versuchsabteil gleiche Bedingungen herrschten. „Totzonen“ wurden durch eingebaute V2A-Stahlbleche abgetrennt. Auf diese Weise herrschten im Kontrollabteil über das gesamte FM-Volumen gleiche anaerobe Bedingungen, und im Versuchsabteil lagen aerobe Bedingungen und keine Mischverhältnisse zwischen aerob/anaerob vor. Bei der Interpretation der Ergebnisse in den Betriebsversuchen später ist nur noch die Tiefe des FM in beiden Zonen zu berücksichtigen.

Belüftungsanlage

Der Aufbau des Belüftungsgitters aus einer Ringleitung mit großem Durchmesser und aus Belüftungsschläuchen mit kleinem Durchmesser, sowie die gewählten Maße dieser Bauelemente sorgten für geringe Druckschwankungen an den Querverstrebungen zu den Ausströmschläuchen. Damit waren feine Blasen in einem engen Verteilungsspektrum bei Strömungsgeschwindigkeiten von 80 und 160 [l min.⁻¹] gegeben, die das gesamte FM-Volumen gleichmäßig ausfüllten. Der Druck einer maximalen FM-Tiefe von 1,0 [m] lag bei 0,1 [bar] und damit deutlich niedriger als der Lufteingangsdruck von 0,5 [bar] bei einem Luftstrom von 80 [l min.⁻¹]. Eine Druckabnahme vom FM zur Luftseite hätte zu einem Ansaugen des FM geführt.

Die Zweckentfremdung bei der Verwendung der Belüftungsschläuche hat sich bewährt. Sie waren zur Tröpfchenbewässerung von Pflanzen im Gartenbau entwickelt worden, wobei dann über die Poren Wasser in Luft austritt. Hier dagegen wurde Luft durch die Poren in den FM geleitet. Bei der Feststellung des Ist-Zustandes wurde durch das Gitter keine Luft geleitet, dennoch trat keine Flüssigkeit aus dem FM durch die Poren in die

Belüftungsschläuche ein, so dass die anschließende Belüftung ohne weitere Maßnahmen vorgenommen werden konnte. Weiterhin setzten sich die Poren während dieser Zeit nicht mit schlammigen Anteilen des FM zu. Das Belüftungsgitter konnte ohne besondere Maßnahmen wie kurzzeitige Druckerhöhung, Reinigung oder Reparaturen in Betrieb genommen werden.

Luftquelle

DAUCHER (1978) macht Angaben zum Belüftungsaggregat, um eine minimal erforderliche Sauerstoffmenge im FM bei niedrigen Energiekosten sicherzustellen. Der hier eingesetzte Kompressor der Fa. Mahle Druckluft wurde ebenfalls nach diesen Gesichtspunkten ausgewählt, weiterhin war der erzeugte Geräuschpegel und die Leistung des Gerätes entscheidend. Für die hier gestellten Anforderungen zur Belüftung des Versuchsabteils eignete sich das Gerät. Es kam zu keinen Ausfallzeiten, die erforderliche Luftmenge wurde bereitgestellt und es war keine Störung der Tiere durch Geräusentwicklung nachzuweisen.

Der verwendete Kompressor ist nicht für die Belüftung des ganzen Versuchsstalls der Forschungsstation Frankenforst geeignet. Die Durchflussleistung reicht für diesen Fall nicht aus und geeignete Belüftungsaggregate sind bei Bedarf auszuwählen, wobei auch die Abhängigkeit zwischen Durchfluss und Druck zu überprüfen sind.

Unterflurabsaugung

Durch die Belüftung des FM kam es zu verstärkten Ammoniakemissionen, die zu einer Überschreitung des Grenzwertes führen. Nach der DFG (2008) liegt er bei 20 [ppm] für Stallluft. Weiterhin kommt es nach MEHLHORN (1979) ab 30 bis 49 [ppm] zu gesundheits- und leistungsbeeinträchtigenden Wirkungen. Daher wurde die eingeleitete Luft mit den ausgetriebenen Schadgasen durch eine gleichmäßige Unterflurabsaugung aus dem Stall entfernt. In Analogie zu Angaben aus der Literatur für eine Unterflurabsaugung (JUNGBLUTH et al., 2005) wurde mit einer breitflächigen Absaugung über zwei parallel liegende KG-Rohre und einer niedrigen Absauggeschwindigkeit gearbeitet. Weiterhin lag der Abstand zwischen der FM-Oberfläche und den KG-Rohren mit ca. 40 [cm] in der geforderten Größenordnung. Die gewählte Geometrie und das Anbringen von Tropf- und Abrisskanten um die Ansaugöffnungen verhinderten ein Mitreißen von Flüssigkeiten bis zum Ventilator. Bei einer Übertragung dieser Ergebnisse auf andere Anlagen sind die dort herrschenden spezifischen Eigenschaften und Erfordernisse bei der Planung zu berücksichtigen.

In Vorversuchen wurde der Durchmesser der Absaugbohrungen und ihre Verteilung über die KG-Rohre variiert. Bei optimalen Verhältnis der Ansaugöffnungen zum Rohrquerschnitt nahm die Luftgeschwindigkeit mit der Erhöhung der Drehfrequenz des Ventilators zu. Die niedrigen Schwankungsbreiten gewährleisteten eine gleichmäßige Absaugleistung der Schadgase.

In Betriebsversuchen wurde eine kontinuierliche und intermittierende Luftzufuhr im FM untersucht. Die intermittierende Belüftung lieferte die niedrigsten Emissionswerte von allen Schadgasen. Parallel dazu durchgeführte Analysen im Abteilinnenraum zeigen stark schwankende Ammoniakkonzentrationen in der Stallluft von Tier- und Arbeitsbereich, die auf ein nicht homogen verteiltes Ammoniak in der Stallluft hinweisen. Die Mittelwerte in der Stallluft liegen nur bei niedriger kontinuierlicher Belüftung im gesetzlichen Rahmen. Da bei der favorisierten intermittierenden Belüftung die Werte für Mensch bei 31,3 [ppm] und für das Tier bei 27,5 [ppm] lagen, waren die Grenzwerte stark überschritten. Danach sind noch weitere Optimierungsarbeiten mit höheren Abluftraten in der Unterflurabsaugung erforderlich.

Abluftwäscher

Die in der Materialprüfung beständigen Werkstoffe V2A-Stahl, Polyethylen und PVC wurden zum Bau des Abluftwäschers verwendet und zeigten auch nach Ende des Betriebsversuches keine Veränderungen, was ihre Eignung zu diesem Zweck beweist. Die Kombination der Kenndaten des Abluftwäschers, die Anwendung des Kreuzstromverfahrens mit niedrig konz. H_2SO_4 bei pH 3 und der Einsatz von Füllkörperelementen führten zu Reinigungsleistungen von 80 bis 87 [%]. Damit werden die von HAHNE (2006), HÖLSCHER & BÜSCHER (2005) und SCHIER (2004) angegebenen Werte voll erreicht. Der Einsatz des Tröpfchenabscheiders verhinderte wirkungsvoll das Mitreißen von Aerosolen in die Umgebung.

Die Konzentrationen aber auch die Handhabung der verwendeten Schwefelsäure wurden nach Gesichtspunkten des Arbeitsschutzes gewählt. Statt 11 [l] einer 96 %-igen H_2SO_4 wurden 66 [l] einer 25 %-igen H_2SO_4 eingesetzt. Obwohl von der niedriger konzentrierten Säure ein erheblich größeres Volumen benötigt wurde, was auch die Kosten erhöhte, wurde sie dennoch aus Sicherheitsgründen eingesetzt. Sie wurde in einem geschlossenen 10 l-Kanister angeliefert, der Kanister wurde in ein 60 l-Fass gesetzt, der Schraubverschluss entfernt und die Sauglanze der Säurepumpe eingeführt. Die Säure wurde nicht verdünnt oder in einen Vorratsbehälter geschüttet, so dass das Verätzungsrisiko minimiert war. Die gebrauchte, nicht vollständig umgesetzte

Schwefelsäure war mit pH 3 sehr stark verdünnt und besaß damit ein sehr geringes Gefahrenpotential. In Einrichtungen der chemischen Industrie sind eine Augen- und Ganzkörperdusche gesetzlich vorgeschrieben, was auch hier zu beachten ist. So sollte trotz der oben erwähnten Sicherheitsmaßnahmen am Abluftwäscher eine Augendusche und eine Vorrichtung zum Duschen vorhanden sein. Für die Dusche bietet sich ein Anschluss an der Wasserleitung der Füllstandsregelung an.

Da die gereinigte Abluft verfahrenstechnisch nicht einfach in den Oberflurabluftkamin zurückgeführt werden konnte und da eine Ammoniakentfernung von 75 bis 90 [%] erwartet wurde, was auch zutraf, wurde die teilgereinigte Abluft sofort nach dem Wäscher in die Umwelt entlassen.

Analytik

Die Emissionen der Schadgase lassen sich als Massenströme [g h^{-1}] durch die Multiplikation der Konzentration [mg m^{-3}] mit dem Volumenstrom berechnen. Zur Messung der Konzentration sollte ein Gerät verwendet werden, das eine kontinuierliche Erfassung bei höchstmöglicher Messgenauigkeit gewährleistet. Hier bot sich der in früheren Arbeiten (AHLGRIMM & BREFORD, 1998; BÜSCHER & FROSCH, 2002) und in den Versuchen in der Pilotanlage bewährte Multigasmonitor Innova 1312 an und wurde erfolgreich eingesetzt. Die Probenahme erfolgte über eine Membranpumpe, die die Gasproben durch beheizte PTFE-Schläuche hinter dem Probenahmebereich ansaugte. Dadurch konnten Abweichungen durch Verdünnung der Probe mit Umgebungsluft, Entstehung von Kondensat, Lösung von Ammoniak im Kondensat und Diffusion durch die Schlauchwand in die Umwelt verhindert werden (FROSCH & BÜSCHER, 2001). Zur Erfassung des Volumenstroms sollten ebenfalls kontinuierlich arbeitende Verfahren verwendet werden, um der jeweiligen Konzentration den entsprechenden Volumenstrom zuzuordnen zu können. Nach AHLGRIMM & BREFORD (1998), BÜSCHER & FROSCH (2001), BÜSCHER et al. (2001) und HARTUNG E. (1995) bieten sich aufgrund der guten Handhabung und der Möglichkeit dynamisch veränderte Luftraten exakt zu erfassen, Messventilatoren an. Sie wurden mit Erfolg eingesetzt.

Versuche im Betrieb

Die Emissionen von allen Schadgasen nahmen im Kontrollabteil gegen die Zeit zu. Bei Ammoniak stieg der Wert von 4,29 auf 10,49 [kg (6 d)^{-1}], bei Lachgas von 0,43 auf 0,72 [kg (6 d)^{-1}] und bei Methan von 7,45 auf 22,54 [kg (6 d)^{-1}]. Eine Zunahme mit der Zeit ist zu erwarten, da die FM-Tiefe und damit das gesamte FM-Volumen zunimmt und die

Tiere älter werden. Nach SCHNEIDER & MENKE (1982) steigen die verdauungsbedingten Emissionen der Tiere im Laufe der Mastzeit linear auf $5 \text{ [l d}^{-1}\text{]}$ an. Der beobachtete Anstieg der Kurven kann allerdings nicht nur auf die Summe dieser beiden, in der Literatur beschriebenen, Effekte zurückgeführt werden. Die noch fehlenden Anteile müssen mit anderen Veränderungen des Systems erklärt werden wie z.B. steigende Mirkobenaktivität.

Ist-Zustand

Während die wöchentlichen Emissionen des Ammoniaks im Versuchsabteil mit $3,1 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ deutlich niedriger als die Emissionen des Kontrollabteils mit $4,3 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ lagen, stimmten sie beim Lachgas mit $0,44$ bzw. $0,43 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ und beim Methan mit $7,5$ bzw. $7,5 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ für Betriebsverhältnisse sehr gut überein.

Variante 1

Auch bei dem Betriebsversuch in Variante 1 zeigten die Emissionskurven aller drei Schadstoffe qualitativ einen ähnlichen Verlauf wie im Technikum. Mit Beginn der Belüftung wurden hohe Werte gefunden, die dann schnell in konstante Werte übergingen. Quantitativ wurden im Versuchsabteil für Ammoniak im gesamten Zeitraum $4,0 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ und im Kontrollabteil $4,6 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ emittiert. Das steht im Widerspruch zu den Ergebnissen von AMON et al. (2006 b), THAER (1978) und LUO et al. (2001), die in Laborversuchen eine höhere Emission von Ammoniak bei Luftzufuhr beobachteten. Die entsprechenden Werte für Lachgas lauten $0,56$ bzw. $0,42 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ und für Methan $7,7$ bzw. $9,3 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$. Danach wurden die Emissionen an Ammoniak um $0,6 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ bzw. 13 [%] und Methan um $1,6 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ bzw. 17 [%] erniedrigt und die für Lachgas um $0,14 \text{ [kg (6 d)}^{-1}\text{]}$ bzw. 25 [%] erhöht. Das Lachgas ist bei dieser Diskussion trotz der niedrigen Werte nicht zu vernachlässigen, da es ein sehr hohes Treibhauspotential besitzt. Eine Bilanzierung zeigt, dass durch die Belüftung im Versuchsabteil das Treibhauspotential nur geringfügig von 456 auf 443 CO_2 -Äquivalenten erniedrigt wird.

Variante 2

Eine Erhöhung des Luftdurchflusses in Variante 2 im Anschluss erhöhte die schon vorher vorhandene geringe Schaumdecke beträchtlich bis kurz vor die Absaugung, was nach LI (2000) zu erwarten war. Sie führte aber bei keinem Schadgas zu der Emissionskurve mit den zwei Bereichen. Die Emission an Ammoniak und Lachgas im Versuchsabteil erhöhten sich im Vergleich zum Kontrollabteil nur gering. Im Unterschied dazu berichtet THAER (1978) eine stärkere Ammoniakentwicklung bei steigendem Luftdurchsatz. Nach STEINFELD et al. (2006) liegen geringere Methanemissionen durch FM-Belüftung vor.

Das bestätigt die Arbeit hier durch eine Minderung von 12,7 auf 5,8 [kg (6 d)⁻¹] bzw. 54 [%]. Danach wurde das Treibhauspotential deutlich um 232 CO₂-Äquivalente erniedrigt. Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit denen in der Pilotanlage bei Variation des Luftdurchflusses zeigt die Übereinstimmung bei den Ammoniak- und Lachgasemissionen. Auch dort nahm die Ammoniak- und Lachgasemission in Abb. 28 und 29 bei der Verdopplung des entsprechenden Luftdurchflusses sehr gering zu. Bei der Methanemissionen in Abb. 30 dagegen kann dieser Bereich wegen eines fehlenden Messwertes nicht beurteilt werden.

Variante 3

Beim Zusatz einer alkoholischen Lösung von Baysilon auf den FM im Keller des Betriebes brach der Schaum sofort zusammen, tauchte allerdings nach drei Tagen in voller Höhe wieder auf. Die Emissionswerte dagegen zeigten keine Veränderungen zur Variante 2 ohne Entschäumer. Bei einem Vergleich dieser Befunde mit den Ergebnissen von der Pilotanlage zeigt die grenzflächenaktive Substanz nicht die erwarteten Effekte hinsichtlich Schaum und Emission.

Die unterschiedliche Formulierung der Wirksubstanz bei der Anwendung im Technikum und Betrieb ist in weiteren Arbeiten auf ihre Wirkung hinsichtlich Schaumdämpfung und Emissionsminderung zu überprüfen. In der Pilotanlage wurden wenige Milligramm konz. Silikonöl ohne Verdünnung auf den FM gegeben und befand sich während der gesamten Versuchszeit als unlösliches Öl auf der Oberfläche. Im Betrieb wurde zur besseren Verteilung des Silikonöls auf die große FM-Oberfläche eine entsprechende Menge des Entschäumers als 5 %-ige Lösung in Isopropanol angewendet.

Weiterhin sind zusätzliche Arbeiten unter gleichen Reaktionsbedingungen für Systeme mit und ohne Silikonöl im Betrieb erforderlich. Die Emissionen ohne Entschäumer in Variante 2 wurden nämlich mit denen mit Entschäumer in Variante 3 verglichen, wobei acht Tage zwischen beiden Versuchen lag und eine Veränderung des FM-Systems in dieser Zeit nicht beachtet wurde, was bei der Vielzahl von Parallel- und Folgereaktionen im FM auch nicht möglich ist.

SOMMER & HUSTED (1995 b) empfehlen nach ihren Arbeiten den Einsatz von Silikonölen als Schaumhemmer. Im Gegensatz dazu raten CUMBY (1987) und KARHUNEN (1988) von einem betrieblichen Einsatz dieser Produkte wegen hoher Kosten und nicht geklärter Folgewirkung als Dünger auf dem Acker ab. In ihrem Fall begründet die große Anwendungsmenge von 20 bis 40 [g m⁻³ d⁻¹] die Unwirtschaftlichkeit des

Verfahrens sowie die Umweltbedenken. Sie stehen im Widerspruch zu den Erfahrungen in der hier entwickelten Pilotanlage, wonach der Bedarf um Größenordnungen niedriger liegen sollte.

Variante 4

In Fortsetzung dieses Versuches wurde die Luft mit $320 \text{ [l min.}^{-1}]$ in 1 h -Intervallen intermittierend zugeführt. Unter diesen Bedingungen wurden die günstigsten Emissionswerte beobachtet. Alle Schadgase wurden deutlich herabgesetzt. Ammoniak wurde von $10,5 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$ im Kontrollabteil auf $8,4 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$ bzw. 20 [%] im Versuchsabteil erniedrigt. Bei Lachgas wurden die Werte von $0,72$ auf $0,62 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$ bzw. 14 [%] herabgesetzt. Auch AMON et al. (2006 b) und OSADA et al. (1995) bestätigen die Vorteile einer intermittierenden Arbeitsweise für die Lachgasemissionen. Die Methanabgabe in dieser Arbeit wurde von $22,5$ auf $9,8 \text{ [kg (6 d)}^{-1}]$ bzw. 56 [%] erniedrigt. Die gefundene Methanminderung von 56 [%] liegt deutlich günstiger als die von ca. 40 [%], die AMON et al. (2006 b) in ihren Untersuchungen berichten. Eine Bilanzierung in der vorliegenden Arbeit liefert danach eine Minderung um 476 CO_2 -Äquivalente. Neben der positiven Auswirkung auf das Treibhauspotential muss allerdings auch der hohe Energieverbrauch Berücksichtigung finden. Einerseits liegen die Kosten mit knapp $54 \text{ [€ Tier}^{-1}]$ im nicht akzeptablen Bereich und müssen für eine Einführung in den Markt zunächst deutlich gesenkt werden. Andererseits darf auch die aufgewendete Prozessenergie nicht vernachlässigt werden. Inwieweit diese sich wiederum negativ auf den Klimawandel auswirkt und die gewonnene Minderung aufhebt, kann zwar noch nicht abgeschätzt werden, sollte aber weiterhin kritisch untersucht werden. Diese Bedingungen sollten die Basis für weitere Arbeiten darstellen, wobei mit ersten Versuchen in der Pilotanlage begonnen wird.

Zusammenfassung Varianten

Nach DÄMMGEN (2007) werden in Deutschland $0,0082 \text{ [10}^6 \text{ t]}$ Lachgas und $0,23 \text{ [10}^6 \text{ t]}$ Methan aus der Lagerung von Schweine- und Rinder-FM frei und nach AMON (1998) besitzen die Lachgasemissionen ein Treibhauspotential von 310 im 20-jährigen Zeithorizont und die Methanemissionen eines von 35 gegenüber CO_2 . Eine intermittierende Belüftung mit $10 \text{ [l min.}^{-1}]$ je m^3 FM besitzt ein Minderungspotential von 14 [%] für Lachgas und von 56 [%] für Methan. Das Treibhauspotential für die FM-Lagerung in Deutschland kann danach von $10,592$ auf $5,728 \text{ [10}^6 \text{ t}] \text{ CO}_2$ -Äquivalente und somit um 53 [%] gesenkt werden. Schon im Jahr 1964 empfehlen auch JEFFREY et al., den FM im Stall mit Hilfe von Kompressoren zu belüften, um die Emissionen zu erniedrigen. CLEMENS (2008) & HOLM-MÜLLER (2008) führen zusätzlich an, dass nach

der Ausbringung des FM nicht mehr zur Emissionsminderung eingegriffen werden kann und sich somit das Lager als Punktquelle zur Minderung anbietet.

Messungen

Bei allen Varianten im Kontroll- und Versuchsabteil wurden Redoxpotentiale über -400 [mV] gemessen und teilweise entschieden höher. Mit Ausnahme der Variante 4 mit intermittierender Luftzufuhr nahm die Konzentration an Sauerstoff im FM mit steigender Luftzufuhr zu, die Methanbildung und das Redoxpotential ab. Das steht in Übereinstimmung mit Publikationen von AHLGRIMM & BREFORD (1998), AMON (1998), BENNDORF (2001) und HARTUNG E. (2001 a & b) nach denen eine wichtige Voraussetzung zur Methanbildung die Abwesenheit von Sauerstoff und ein Redoxpotential von -300 [mV] sind.

Beide Parameter sind dennoch nicht als Steuergrößen geeignet, da die Sauerstoffkonzentration und das Redoxpotential bei Variante 4 nicht in die Reihe passen.

Energieverbrauch

Die Energiekosten für eine kontinuierliche Belüftung und Abluftwäsche lagen bei $908,12$ [€ Monat⁻¹] für 40 Tiere und die für eine intermittierende Belüftung und Abluftwäsche betragen $459,93$ [€ Monat⁻¹] für 40 Tiere, wobei ein Preis von $19,58$ [ct (kWh)⁻¹] angenommen wurde. Danach werden die variablen Kosten durch eine intermittierende Arbeitsweise um die Hälfte gesenkt. Eine Optimierung des Prozesses bei der Luftzufuhr lässt eine weitere Reduktion erwarten. Für eine Kosten-Analyse des Verfahrens sind neben den variablen auch die fixen Kosten für die Anschaffung zu berücksichtigen, die erst beim Vorliegen einer Bauzeichnung und der Bauauflagen abgeschätzt werden können. Solange durch die Minderung des Treibhauspotentials kein wirtschaftlicher Nutzen erzielt wird, ist auch eine Kosten-Nutzen Betrachtung nicht möglich. Weiterhin muss dazu auch untersucht werden, inwieweit der hohe Verbrauch an Prozessenergie negative Auswirkungen auf das Treibhauspotential birgt.

Geruchsemissionen

Mit einer Belüftung von 160 [l min.⁻¹] wurde im Vergleich zum Kontrollabteil keine Verbesserung der Geruchsemissionen erzielt. Sie lagen sogar um 10 [%] höher. Eine Verdopplung des Luftdurchflusses brachte hingegen eine Minderung von 18 [%], was in Übereinstimmung mit den Angaben von SIMONS (1976) und WOLFERMANN (1975) steht. Auch stellten sie mit der FM-Belüftung geringere Geruchsemissionen fest.

5.4 Übertragbarkeit der Technikumsversuche für das Scale Up

Ziel der Versuche im Technikum war die Simulation der Betriebsbedingungen, um die Auswahl der optimalen Parameter im Betrieb zu erleichtern und Aussagen für den geplanten Umbau treffen zu können.

Durch Auswahl eines 1,5 [m] langen PVC-Rohres wurde die maximale Höhe der FM-Kanäle von 1,0 [m] und die dunklen Lichtverhältnisse dort nachgestellt. Die Eignung des entwickelten Reaktionsbehälters zur Einstellung von hohen und niedrigen Sauerstoffkonzentrationen im FM sowie von sauerstofffreiem FM, um verschiedene aerobe bzw. anaerobe Bedingungen zu erhalten zeigen die Ergebnisse der Technikumsversuche. So kam es unter aeroben Bedingungen zu 70 % niedrigeren Ammoniak- und Methanemissionen, jedoch zu 130 % höheren Lachgasemissionen im Vergleich zu anaeroben Bedingungen. Weiterhin wurde bei Variation des Luftdurchflusses deutlich, dass mit steigendem Durchfluss auch die Emissionen steigen.

Um eine Vergleichbarkeit zwischen den Ergebnissen in Technikum und Praxis zu ermöglichen wurde bei allen Analysen der Multigasmonitor Innova 1312 der Firma LumaSense Technologies eingesetzt. In zahlreichen Veröffentlichungen wird das IR-Messprinzip des Gerätes hinsichtlich Auflösung und Genauigkeit als tauglich für Gasmessungen beschrieben (AHLGRIMM & BREFORD, 1998; FROSCH & BÜSCHER, 2001). Die Übereinstimmung des nasschemisch gefundenen Ammoniaks mit der durch den Gasmonitor ermittelten in einem Versuch mit dem Gaswäscher, beweist die korrekte Kalibrierung des Gerätes, so dass eine Aussagefähigkeit der Technikumsversuche für die Praxisversuche sowie ein Vergleich möglich gemacht wird.

Die ermittelten Gaskurven in den Technikumsversuchen wiesen fast alle einen Kurvenverlauf mit zwei Bereichen auf. Mit Beginn der Belüftung wurden hohe Werte gefunden, die dann schnell in konstante Werte einliefen. Auch in der Praxis zeigten die Kurven aller Schadstoffe diesen Verlauf mit Beginn der Belüftung in Variante 1.

Die Versuche zu Variation des Luftdurchflusses haben gezeigt, dass zur Minimierung der Emissionen ein möglichst geringer Volumenstrom zu wählen war. Mischverhältnisse mit stark streuenden Werten wie bei einem Durchfluss von 10 [ml min.⁻¹] durften allerdings nicht entstehen. Bei denen in der Versuchsserie gewählten Werten lag dieser bei 100 [ml min.⁻¹], dessen Übertragung auf die Betriebsverhältnisse führte zu ca. 160 [l min.⁻¹]. Bei diesem Durchfluss lagen die Emissionen an Ammoniak um 13 [%] und

an Methan um 17 [%] niedriger. Die Lachgasemissionen stiegen hingegen um 25 [%]. Eine Verdopplung des Durchflusses bewirkte sogar eine Minderung von 54 [%] Methan. Ammoniak wurde nicht gemindert und Lachgas wurde um 5 [%] gesteigert. Ein Vergleich dieser Ergebnisse mit denen in der Pilotanlage bei Variation des Luftdurchflusses zeigt die Übereinstimmung bei den Ammoniak- und Lachgasemissionen. Für Methan kann keine Aussage getroffen werden, da hier ein Wert zur Beurteilung fehlt. Es besteht demnach zwar keine quantitative, jedoch aber eine qualitative Übereinstimmung.

Mit Erhöhung des Durchflusses kam es in der Pilotanlage zur Schaumentwicklung, die auch bei den Betriebsversuchen auftrat. Der Zusatz von Baysilon zur Schaumbekämpfung zeigte im Technikum den sofortigen Zusammenbruch des Schaums und geminderte Emissionen. Auch im Betrieb brach der Schaum nach Ausbringung einer alkoholischen Lösung des Produktes sofort zusammen, tauchte allerdings schnell wieder auf, was durch die unterschiedliche Formulierung der Wirksubstanz bei beiden Versuchen erklärt werden kann und weiter untersucht werden sollte.

In den Absorptionsversuchen mit 0,01 n H_2SO_4 der Pilotanlage fand die Ammoniakentfernung nur in der ersten und nicht in der zweiten Absorptionsflasche statt. Wonach mit einer schnellen quantitativen Absorption von Ammoniak in stark verdünnter Schwefelsäure aus der Abluft im Betrieb zu rechnen ist. Eine Reinigungsleistung des Abluftwäschers von bis zu 87 [%] in den Praxisversuchen bestätigt diese Annahme.

5.5 Ausblick und Beratungsempfehlungen

Die Umweltbelastung mit den Schadstoffen Ammoniak, Lachgas, Methan und Geruch aus dem FM von Nutztierhaltungsanlagen kann durch Einleiten von Luft in den FM und einer nachfolgenden sauren Wäsche der Abluft erniedrigt werden. Die Machbarkeit dieses Verfahrens ist nach technischen Gesichtspunkten sichergestellt. Seine Einführung in den Markt zum augenblicklichen Zeitpunkt dagegen erscheint wenig erfolgreich, da es die Kosten für die Lebensmittelproduktion erhöht, aber keinen ökonomischen, sondern nur ökologischen Nutzen bringt. Weiterhin handelt es sich um ein sehr aufwendiges Verfahren mit einem hohen Einsatz an Technik.

Weitere Arbeiten zu diesem Thema erscheinen dennoch sinnvoll, um die Kosten zu senken und die Effizienz des Verfahrens zu erhöhen, damit die Chancen für eine Markteinführung weiter steigen. Diese Untersuchungen können nun schnell und

zielgerichtet durchgeführt werden, da die Anlagenverfahren und –methoden dazu ausgearbeitet vorliegen.

Die intermittierende Belüftung ist das Verfahren der Wahl, da es bei den geringsten Kosten die beste Effizienz aufweist. Mit der nun verfügbaren Pilotanlage können Variationen zur Optimierung nach diesen beiden Gesichtspunkten durchgeführt werden. Die Ergebnisse können dann anschließend in einem Langzeitversuch in einem Mastbetrieb verifiziert werden. Auch für diese Arbeit stellen die vorhandenen Anlagenteile zum Belüften, Absaugen, Abluftwaschen und Analysieren die Grundlage dar. Bei diesen Versuchen gilt es dann auch eventuelle negative Auswirkungen des hohen Verbrauchs an Prozessenergie auf das Treibhauspotential zu untersuchen.

Weiterhin muss überprüft werden, inwieweit auch bei einer intermittierenden Belüftung Geruchsminderungen von bis zu 18 [%] oder mehr erreicht werden können.

Der Betriebsversuch mit der intermittierenden Luftzufuhr lieferte nicht akzeptable Ammoniakkonzentrationen im Abteilinnenraum für den Tier- und Arbeitsbereich des Menschen. Hier ist bei Scale-Up Versuchen im Betrieb zusätzlich zu den oben erwähnten Optimierungen eine deutliche Verbesserung anzustreben. Das Verhältnis von Belüftung zu Absaugung und das Design der Absaugvorrichtung sind weiter zu entwickeln.

Wenn weiterführende Arbeiten zur Formulierung von Silikonöl die in der Pilotanlage gefundenen emissionsmindernden Aktivitäten dieser Substanz im Betrieb bestätigen, erscheint ein Screening von anderen wohldefinierten grenzflächenaktiven Substanzen auf diese Eigenschaften hin in der Pilotanlage sinnvoll.

Eine mögliche wirtschaftlich interessante Anwendung der im Abluftwäscher anfallenden Ammoniumsulfatlösung liegt bei der Herstellung von flüssigen Düngern für den Gartenbau. Die gewünschte Zusammensetzung ist durch Zugabe der noch fehlenden Inhaltsstoffe einzustellen. In diesem Fall sollte statt der Schwefelsäure Salpetersäure oder Phosphorsäure bzw. eine Mischung dieser Säuren eingesetzt werden, Carbamid, Kalilauge und wasserlösliche Spurenelemente werden hinzugegeben.

Die Übertragbarkeit des optimierten Verfahrens auf den FM von anderen Tieren muss überprüft werden. Nach Vorversuchen in der Pilotanlage des Technikums können diese Ergebnisse in Betriebsanlagen überprüft werden. Dazu kann die vorhandene Pilotanlage

ohne Veränderungen übernommen werden und die Umbauten im Schweinestall sind analog auf die zu untersuchenden Anlagen anzupassen.

6 Zusammenfassung

Die Emissionen an Treibhausgasen müssen in Deutschland mit Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls um 21 [%] gesenkt werden, was 53 [%] Methan und 30 [%] Lachgas entspricht. Die Landwirtschaft ist zweitgrößter Emittent dieser Gase, auch durch die Lagerung und Ausbringung von FM verursacht. Nach aktuellen Entwicklungen findet zunehmend eine Ausweitung der Tierhaltung statt und somit auch eine Steigerung der Emissionen.

Ziel der Arbeit war es ein Verfahren zu entwickeln, dass durch FM-Belüftung die Ammoniak-, Lachgas- und Methan- und Geruchsemissionen deutlich mindert. Eine Unterflurabsaugung sollte die Bedingungen für Mensch und Tier im Stall verbessern und die mit Ammoniak angereicherte Abluft sollte durch einen sauren Abluftwäscher geleitet werden. Weiterhin sollte das Konzept in allen FM-basierten Tierhaltungsanlagen kostengünstig nachrüstbar sein.

Danach wurde zunächst eine Pilotanlage entwickelt, die reproduzierbare Ergebnisse liefert und sich zur Einstellung von niedrigen und hohen Sauerstoffkonzentrationen im FM eignet. Die Verhältnisse der Pilotanlage konnten auf den Betrieb übertragen werden, so dass die Parameter vorher im kleinen Maßstab im Technikum untersucht wurden. Eine Simulation der Betriebsverhältnisse war somit möglich. Der Vorteil der Belüftung wurde nachgewiesen, indem die Emissionen unter anaeroben und aeroben Bedingungen analysiert und miteinander verglichen wurden. Zur Minimierung der Methan- und Lachgasemissionen war ein möglichst geringer Volumenstrom zu wählen, der eben gerade ausreicht, eindeutig aerobe Bedingungen und keine Mischverhältnisse mit stark streuenden Werten im FM zu schaffen. Denn je höher der Luftdurchfluss durch den FM, desto stärker war die Austreibung an Ammoniak und der Massenausstrag aller Gase. Die Minderung der CO₂-Äquivalenten um knapp 62 [%] im Technikum, konnte im Betrieb in der gleichen Größenordnung verifiziert werden.

Für den Betrieb wurden Anlagen zur Belüftung, Absaugung, Abluftreinigung und Analyse der Gaszusammensetzungen in modularer Bauweise entwickelt. Das Design der Module hat sich in einem Langzeitversuch in einem Abteil des klimaregulierten Kammstalles für 160 Mastschweine der Lehr- und Forschungsstation Frankenforst der Universität Bonn bewährt. Die einzelnen Bauelemente können auf andere Ställe für Schweine mit FM

übertragen werden, wobei sie vorher an die spezifischen Situationen des neuen Betriebes anzupassen sind. Das gilt auch für Ställe von anderen Tieren in denen ein FM mit vergleichbaren physikalischen und chemischen Eigenschaften vorliegt.

Bei intermittierender Belüftung im Betrieb mit $10 \text{ [l min.}^{-1}]$ je m^3 FM im 1 h -Intervall bestand ein Minderungspotential von 14 [%] für Lachgas und von 56 [%] für Methan. Das Treibhauspotential für die FM-Lagerung in Deutschland würde somit von 10.182 auf 5,407 [10^6 t] CO_2 -Äquivalente und somit um 53 [%] gesenkt. Die Parameter Sauerstoffkonzentration und Redoxpotential haben sich als Steuergröße nicht geeignet erwiesen.

Die Geruchsemissionen konnten bei kontinuierlicher Belüftung mit $10 \text{ [l min.}^{-1}]$ je m^3 FM um 18 [%] gesenkt werden.

Zusätzlicher Vorteil des Verfahrens ist die verstärkte Austreibung von Ammoniak und anschließende Bindung im Abluftwäscher. Der stickstoffärmere FM kann so gut auf Böden ausgebracht werden, bei denen ein Überangebot von Nitraten und Ammoniumverbindungen besteht. Die Anwendung des Kreuzstromverfahrens mit schwach konzentrierter Schwefelsäure bei pH 3 und der Einsatz von Füllkörperelementen führten zu Reinigungsleistungen von 80 bis 87 [%] im Abluftwäscher.

Wird die gesamte Abluft zentral über eine Unterflurabsaugung abgeführt, werden neben der Minderung der Schadstoffe auch verbesserte Bedingungen für Mensch und Tier im Stall erwartet. Weiterhin wird so die gesamte Abluft im sauren Wäscher behandelt und die Ammoniakemissionen sinken weiter.

Die Energiekosten einer intermittierenden Belüftung und Abluftwäsche liegen bei 460 [€ Monat^{-1}] für 40 Tiere, wobei ein regionaler Preis von 19,58 [ct $(\text{kWh})^{-1}$] angenommen wird. Für die Gesamtkosten des Verfahrens sind neben den variablen auch die fixen Kosten für die Anschaffung zu berücksichtigen, die erst bei Vorliegen einer konkreten Bausituation präzise quantifiziert werden können.

7 Literaturverzeichnis

- AHLGRIMM H.-J. & BREFORD J. (1998)
Methanemissionen aus der Schweinemast
Landbauforschung Völkenrode 1, 26-34.
- ALLEMAN J.E. (1984)
Elevated nitrite occurrence in biological wastewater treatment systems
Wat. Sci. Tech. 17, 409-419.
- ALZCHEM (2006)
Alzogur-Gülle in Biogasanlagen einsetzen?
Alzogur - Stallhygiene von Anfang an, 11.
- AMON B., AMON T. & CLEMENS J. (2006 a)
Ammoniak- und Lachgasemissionen während der Lagerung und nach der
Ausbringung von Biogassgülle
KTBL – Tagung „Emissionen der Tierhaltung – Messung, Beurteilung und
Minderung von Gasen, Stäuben und Keimen“ 5.-7. Dezember Kloster Banz, Bad
Staffelstein.
- AMON B., KRYVORUCHKO V., AMON T. & ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S. (2006 b)
Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application
of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment
Agriculture, Ecosystems and Environment, 112, 153-162.
- AMON B. (1998)
NH₃-, N₂O- und CH₄-Emissionen aus der Festmistanbindehaltung für Milchvieh Stall
– Lagerung – Ausbringung
Dissertation, Wien.
- AMON B., AMON T. & BOXBERGER J. (1998)
Untersuchungen der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft Österreichs zur
Ermittlung der Reduktionspotentiale und Reduktionsmöglichkeiten
Institut für Land-, Umwelt- und Energietechnik der Universität für Bodenkultur, Wien.
- AMON T., GRONAUER A., STANZEL H. & BOXBERGER J. (1992)
Verfahrenstechnik der Lagerung und Aufbereitung von Flüssigmist
In: Neue Techniken zum umweltgerechten und wirtschaftlichen Einsatz von
mineralischen und organischen Düngern – Lösungsansätze – Folgen (Freising
1992)
Landtechnik Weihenstephan, Hrsg. Landtechnik Schrift Nr. 2, 55-63
Tagungsband zur landtechnischen Jahrestagung am 11.11.1992 in Neumarkt/Opf.
- BALSSSEN E. (1981)
Separierung und Belüftung von Schweineflüssigmist
Dissertation, Kiel.
- BEER K., KORIATH H. & PODLESAK W. (1990)
Organische und mineralische Düngung
Deutscher Landwirtschaftsverlag, 85 ff..

- BÉLINE F, DAUMER M.L. & GUIZIOU F. (2004)
Biological Aerobic Treatment of pig slurry in France: Nutrients removal efficiency and separation performances
Transactions of the ASAE, 47, 857-864.
- BÉLINE F. & MARTINEZ J. (2002)
Nitrogen transformations during biological aerobic treatment of pig slurry: effect of intermittent aeration on nitrous oxide emissions
Bioresource Technology 83/3, 225-228.
- BÉLINE F., MARTINEZ J., MAROL C. & GUIRAUD G. (2001)
Application of the 15 N techniques to determine the contributions of nitrifications and denitrifications to the flux of nitrous oxide from aerated pig slurry
Wat. Res. 35, 2774-2778.
- BENNDORF R. (2001)
Klimarelevante Wirkungen von Lachgas und Methan
Emissionen der Tierhaltung, KTBL Schrift 406
KTBL, Darmstadt.
- BERG T. (2008)
Persönliche Mitteilung, unveröffentlicht.
- BERG W., BRUNSCH R. & PAZSICZKI I. (2006)
Greenhouse gas emissions from covered slurry compared with uncovered during storage
Agriculture, Ecosystems & Environment, 112, 129-134.
- BERG W. (2002)
Emissionsminderung durch pH-Wert senkende Gülleabdeckung ?
Landtechnik, 57, 274-275.
- BERG W., HÖRNIG G. & TÜRK M. (1998)
Güllebehandlung mit Milchsäure
Landtechnik, 53,378-379.
- BERG W. & HÖRNIG G. (1997)
Emission Reduction of Slurry by Acidification – Investigations and Assessment
Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour Control
S.459 - 466.
- BERG W. (1997 a)
Emissionsminderung in der Tierhaltung durch den Einsatz von
Fermentationsprodukten
Institut für Agrartechnik Bornim, Forschungsbericht.
- BERG W. (1997 b)
Minderung von Emissionen aus der Tierhaltung
Landtechnik, 52, 262-263.
- BILTZ H. & BILTZ W. (1960)
Ausführung quantitativer Analysen
S. Hirzel Verlag, Stuttgart,122.

- BOCK E., KOOPS H. & HARMS H. (1989)
Nitrifying Bacteria
FEMS Symp. Fed. Eur. Microbiol. Soc. Madison
Wis.: Science Tech. Publishers, 42, 81-96.
- BOCK E., WILDERER P.A. & FREITAG A. (1988)
Growth of Nirobacter in the absence of dissolved oxygen
Wat. Res., 22, 245-250.
- BORNMAN J.F., EVERT R.F., MIERZWA R.J. & BORNMAN C.H. (1986)
Fine structural effects of UV radiation on leaf tissue of Beta vulgaris
Worrest R.C., Caldwell M.M. (Hrsg.): Stratospheric ozone reduction, solar ultraviolet
radiation and plant life NATO ASI series G 8
Springer Verlag Heidelberg.
- BOURSIER H., BÉLINE F. & PAUL E. (2005)
Piggery wastewater characterisation for biological nitrogen removal process design
Bioresource Technology 96, 351-358.
- BOXBERGER J., EICHHORN K. & SEUFERT H. (1994)
Stallmist fest und flüssig – Entmisten, Lagern, Ausbringen
2. Auflage, Beton-Verlag, Düsseldorf.
- BROSE G. (2000)
Emission von klimarelevanten Gasen, Ammoniak und Geruch aus einem
Milchviehstall mit Schwerkraftlüftung
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 362, Dissertation, Hohenheim.
- BRUNSCH R. (1997)
Methodical Aspects Relating the Results of Multigas monitoring and Multipoint sam-
pling
Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour Control
185-191.
- BURGSTALLER G., BIEDERMANN G., HUBER M., PAHMEYER L. & RATSCHOW J.-P.
(1999)
Handbuch Schweineerzeugung
DLG-Verlags GmbH, Frankfurt am Main, 223.
- BÜSCHER W. & FROSCH W.(2001)
Erfahrungen mit Messventilatoren zur Luftvolumenstrombestimmung
Landtechnik, 56, 96-97.
- BÜSCHER W., NESER S. & GRONAUER A. (2001)
Messmethoden zur Luftvolumenstromermittlung in zwangsbelüfteten Ställen
Messmethoden für die Ammoniakemissionen, KTBL Schrift 401
KTBL, Darmstadt.
- BÜSCHER W., HARTUNG E. & LAIS S. (1996)
Ammoniakemissionen aus Schweineställen senken
Landtechnik, 51, 160-161.

- BÜSCHER W. (1995)
Ammoniakfreisetzung aus zwangsbelüfteten Stallanlagen mit Flüssigtmistung –
Ansätze zu deren Reduzierung –
Agrartechnische Berichte 27, Habilitation, Hohenheim.
- CANH T.T., AARNINK A.J.A., MROZ Z., JONGBLOED A.W. SCHRAMA J.W. &
VERSTEGEN M.W.A. (1998)
Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-
finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry
Livestock Production Science, 56, 1-13.
- CLEMENS J. (2008)
Treibhausgasemissionen aus Flüssigmist und Biogasgülle
23. Wissenschaftliche Fachtagung, 29.01.2008 der Universität Bonn, Lehr- und
Forschungsschwerpunkt „Umwelt- und Standortgerechte Landwirtschaft“.
- CLEMENS J. (2006)
Persönliche Mitteilung, unveröffentlicht.
- CLEMENS J., BERGMANN S. & VANDRÉ R. (2002 a)
Reduced Ammonia Emissions from Slurry after Self-Acidification with Organic Sup-
plements
Environmental Technology, 29, 429-435.
- CLEMENS J., WOLTER M., WULF S. & AHLGRIMM H.-J. (2002 b)
Methan- und Lachgasemissionen bei der Lagerung und Ausbringung von Wirt-
schaftsdüngern
Emissionen der Tierhaltung – Grundlagen, Wirkungen, Minderungsmaßnahmen,
KTBL-Schrift 406
KTBL, Darmstadt.
- CRUTZEN P.J. (1981)
Atmospheric chemical processes for the oxides of nitrogen including nitrous oxide
Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide
Wiley, New York.
- CRUTZEN P.J., ASSELMANN J. & SEILER W. (1986)
Methane Production by domestic animals, wild ruminants, other herbivorous fauna
and flora
Tellus, 38 B 3-4, 271-284.
- CUMBY T.R. (1987)
A Review of Slurry Aeration. 2. Mixing and Foam Control, 157-173.
- DÄMMGEN U. (2007)
Calculations of Emissions from German Agriculture – National Emission Inventory
Report (NIR) 2007 for 2005 Tabellen
Landbauforschung Völkensrode FAL Agricultural Research, Sonderheft 304 A.
- DEN BROK H. et al. (1997)
Urinary pH, ammonia emission and performance of fattening pigs, after the addition
of a mixture of organic acids, mainly benzoic acid, to the feed
Research Reports, 1997, Rosmalen, Netherlands, Report P1.194, 29-30.

- DEUTSCHE FORSCHUNGSGEMEINSCHAFT (DFG) (2008)
MAK- und BAT-Werte Liste 2007
Senatskommission zur Prüfung gesundheitlicher Arbeitsstoffe
Mitteilung 37
WILEY-VCH Verlag GmbH, Weinheim.
- DOIG P.A. & WILLOUGHBY R.A. (1971)
Response of swine to atmospheric ammonia and organic dust
J. Amer. Vet. Med. Assoc., 159, 1353-1361.
- DRIEMER J. & VAN DEN WEGHE H. (1997)
Nitrous Oxide Emissions During Nitrification and Denitrification of Pig Manure
Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour Control
389-396.
- EDER B. & SCHLZ H. (2006)
Biogas Praxis
Ökobuch Verlag, Staufen.
- ENQUETE-KOMMISSION (EK) (1994)
Schutz der grünen Erde
Dritter Bericht der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des
12. Deutschen Bundestages
Economica Verlag GmbH, Bonn.
- FLACHOWSKY G. & BRADE W. (2007)
Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern
Züchtungskunde, 79, 417-465.
- FROSCH W. (2004)
Experimentelle Untersuchungen zum Einsatz von Flüssigmist-Additiven zur
Emissionsminderung umweltrelevanter Gase und Verbesserung der
Fließeigenschaften des Flüssigmistes – dargestellt am Beispiel der Ferkelaufzucht –
Habilitationsschrift, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg.
- FROSCH W. & BÜSCHER W. (2001)
Einsatz chemischer Flüssigmist-Additive zur Emissionsminderung
Emissionen der Tierhaltung und Beste Verfügbare Techniken zur
Emissionsminderung, KTBL-Schrift 406
KTBL, Darmstadt.
- FROSCH W. & BÜSCHER W. (2002)
Flüssigmist-Additive zur Minderung von Ammoniak- und Methanemissionen
Landtechnik, 57, 168-169.
- FUG (2001)
Fachinformation „Umwelt und Gesundheit“ – Ammoniak und Ammonium für Mensch
und Umwelt
<http://www.umwelt-misterium.bayern.de>.
- GALLMANN E. (2003)
Vergleich von zwei Haltungssystemen für Mastschweine mit unterschiedlichen
Lüftungsprinzipien – Stallklima und Emissionen
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 404, Dissertation, Hohenheim.

- GRIMM E. (1997)
Beurteilung und Vermeidung von Geruchsemissionen und –immissionen
Geruchsemissionen aus der Landwirtschaft, Arbeitspapier 244
KTBL, Darmstadt.
- GROENENSTEIN C.M. & VAN FAASSEN H.G. (1996)
Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for
fattening pigs
J. Agric. Research, 65, 269-274.
- GUIZIOU F. & BÉLINE F. (2005)
In situ measurement of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler
houses in France
Bioresource Technology, 96, 203-207.
- HAIDER K. & HEINEMEYER O. (1990)
Klimaveränderungen und Landbewirtschaftung (Teil 1) Distickstoffoxid – N₂O
Landbauforschung Völkrode ,117 (Sonderheft), 47-56.
- HAHN J. & JUNGE C. (1977)
Atmospheric nitrous oxide, A critical Review
Zeitschrift für Naturforschung, Teil A, H.32a, 190-214.
- HAHNE J. (2006)
Abluftreinigung für Tierhaltungsanlagen, KTBL-Schrift 451
KTBL, Darmstadt.
- HAHNE J., HESSE D. & VORLOP K.D. (1999)
Spurengasemissionen aus der Mastschweinehaltung
Landtechnik, 54, 180-181.
- HARTUNG E. (2001a)
Methan- und Lachgas-Emissionen der Rinder-, Schweine- und Geflügelhaltung
Emissionen der Tierhaltung und Beste Verfügbare Techniken zur
Emissionsminderung, KTBL-Schrift 406
KTBL, Darmstadt.
- HARTUNG E. (2001b)
Ammoniak-Emissionen der Rinderhaltung und Minderungsmaßnahmen
Emissionen der Tierhaltung und Beste Verfügbare Techniken zur
Emissionsminderung, KTBL-Schrift 406
KTBL, Darmstadt.
- HARTUNG E. & MONTENY G.-J. (2000)
Emission von Methan und Lachgas aus der Tierhaltung
Agrartechnische Forschung, 6, 62-69.
- HARTUNG E. & BÜSCHER W. (1995)
Factors influencing the transition from slurry
Landtechnik, 50, 164-165.
- HARTUNG E. (1995)
Entwicklung einer Messmethode und Grundlagenuntersuchung zur Ammoniak-
freisetzung aus Flüssigmist
Forschungsbericht Agrartechnik VDI, Dissertation, Hohenheim.

- HARTUNG J. (1990)
Wirkungen von Ammoniak auf Nutztiere
Ammoniak in der Umwelt, Kreisläufe, Wirkungen und Minderungen
KTBL, Darmstadt, 14.1-14.11.
- HARTUNG J. (1988)
Tentative calculations of gaseous emissions from pig houses by way of the exhaust air
Volatile Emissions from Livestock farming and sewage operations
Elsevier Applied Science Publishers, London and New York.
- HARTUNG J. (1986)
Dust in livestock buildings as a carrier of odours
Odour Prevention and control of organic sludge and livestock farming
Elsevier Applied Science Publishers, London and New York.
- HEMMERSBACH W.A. (1984)
Wärmeleistung und Prozeßwärmenutzung bei der aeroben Aufbereitung von Schweineflüssigmist
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 89, Dissertation Bonn.
- HENDRIKS H. (1997)
Vermeidung von Geruchsemissionen aus der Tierhaltung in den Niederlanden
Geruchsemissionen aus der Landwirtschaft, Arbeitspapier 244
KTBL, Darmstadt.
- HENDRIKS H. (1993)
Reduzierung von Ammoniak-Emissionen
Landtechnik, 51, 340-341.
- HENNIG H., WIEßENFELS M. & FRANZ H. (1976)
Grundlagen der Chemie für Mediziner
Johann Ambrosius Barth Verlag Leipzig, 137.
- HESSE D., JACKISCH T. & VAN DEN WEGHE H. (1995)
Aspekte zur artgerechten und umweltverträglichen Mastschweinehaltung unter Beachtung der Wirtschaftlichkeit
2.BTU Tagung, Potsdam, 373-380.
- HESSE D. (1994)
Comparison of different old and new fattening pig husbandries with focus on environmental and animal welfare
In: XII World Congress on Agricultural Engineering, CIGR, Mailand, 559-566.
- HEYER J. (1994)
Studienprogramm Landwirtschaft
Enquete-Kommission Schutz der Erdatmosphäre des Deutschen Bundestages
Hrsg. Economis Verlag GmbH, Bonn, Kap. C, 1-91.
- HILTHORST M.A., HUIS IN'T VELD J.W.H. & MONETNY G.J. (2004)
Methane Emissions from Housing Systems for Dairy Cows
Green House Gas Emissions, Mitigation Options and Strategies, Kongressband 10.-12.02.2004, 243-244.

- HOEKSMAN P., VERDOES N. & MONTENY G. J. (1993)
Two options for manure treatment to reduce ammonia emission from pig housing
Proceedings of the first International Symposium on nitrogen flow in pig production
and environmental consequences
Wageningen, 08.06.-11.06.1993.
- HOLLEMAN A.F. & WIBERG E. (1958)
Lehrbuch der Anorganischen Chemie
101. Auflage
Walter de Gruyter & Co Berlin.
- HOLM-MÜLLER K. (2008)
Einbeziehung der Landwirtschaft in den Europäischen Emissionshandel für
Klimagas – Auswirkungen auf Wohlfahrt und landwirtschaftliches Einkommen
23. Wissenschaftliche Fachtagung, 29.01.2008 der Universität Bonn, Lehr- und
Forschungsschwerpunkt „Umwelt- und Standortgerechte Landwirtschaft“.
- HOLSTE D. & MANNEBECK H. (1997)
Biologische Abluftreinigung zur Verminderung von Geruchsemissionen
Geruchsemissionen aus der Landwirtschaft, Arbeitspapier 244
KTBL, Darmstadt.
- HÖLSCHER R. (2006)
Nachrüstlösungen zur Emissionsminderung dezentral entlüfteter Stallungen zur
Schweinemast
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 446, Dissertation, Bonn.
- HÖLSCHER R. & BÜSCHER W. (2005)
Nachrüstlösungen zur Abluftreinigung bei dezentraler Ablufführung in Altställen für
die Schweinemast
7. Tagung Bau, Technik und Umwelt in der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung 2005
KTBL, Darmstadt.
- HÖRNIG G., BERG W. & TÜRK M. (1998)
Emissionsminderung durch Ansäuern von Gülle
Landtechnik, 53, 146-147.
- HÖRNIG G., BERG W. & TÜRK M. (1996 a)
Effect of feed and slurry additives on ammonia emission and slurry properties
Abstract 96 E – 028 zur AgEng 1996 in Madrid.
- HÖRNIG G., BERG W., TÜRK M. & MÉSZÁROS G (1996 b)
Reduction of harmful gas emissions and improvement of slurry properties by use of
feed and slurry additives
Workshop on animal waste management, Gödöllő, Hungary.
- HOUGHTON J.T., JENKINS G.J. & EPHRAUMS J.J. (Hrsg.) (1990)
The IPCC Scientific Assessment, Cambridge University Press, Cambridge.
- HOY S., MÜLLER K. & WILLIG R. (1997)
Ammoniak- und Lachgasemissionen – Auswirkungen verschiedener Tiefstreuhal-
tungssysteme für Mastschweine
Landtechnik, 52, 40-41.

- HOY S. (1997)
Die Kompoststallhaltung von Mastschweinen - Schlussfolgerungen aus dem Vergleich von sieben Systemen
Tiergerechte Haltungssysteme für landwirtschaftliche Nutztiere, IGN-Tagungsband, Tänikon, Schweiz, FAT-Schriftenreihe 45, 73-83.
- HOY S. (1995)
Multigasmonitoring – Ergebnisse aus der Schweine- und Hähnchenmast
Landtechnik, 5, 270-271.
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006)
2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories
Volume 4
<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.htm>.
- JEFFREY E.A., BLACKMAN W.C. & RICKETTS R.L. (1964)
Aerobic and anaerobic digestion characteristics of livestock wastes
Engineering Experiment Station Series Nr. 57, University of Missouri, Rolla, Mo.
- JENSEN B.B. (1996)
Methanogenesis in monogastric animals
Environmental Monitoring and Assessment, 42, 99-112.
- JENSEN F.-H. (1974)
Geruchsminderung durch Umwälzbelüftung
KTBL-Schrift 186.
- JUNGBLUTH T., BÜSCHER W. & KRAUSE M. (2005)
Technik in der Tierhaltung
Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 245.
- JUNGBLUTH T. & BÜSCHER W. (1996)
Reduction of Ammonia Emissions from Piggeries
ASAE Paper No. 964091
ASAE Annual International Meeting, Phoenix, Arizona.
- KAISER S. (1999)
Analyse und Bewertung eines Zweiraumkompoststalls für Mastschweine unter besonderer Berücksichtigung der gasförmigen Stoffströme
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 334, Dissertation, Göttingen.
- KARHUNEN J. (1988)
Heat Through Composting of Liquid Manure
State Research Institute of Engineering in Agriculture and Forestry, Finland.
- KEMME P.A., JONGBLOED A.W., DELLAERT B.M. & KROL-KRAMER F. (1993)
The use of a Yucca schidigera extract as „urease inhibitor” in pig slurry
Proceedings of the First International Symposium on nitrogen flow in pig production and environmental consequences
Wageningen, 08.06.-11.06.1993.
- KINSMANN R., SAUER F.D., JACKSON H.A. & WOLYNETZ M.S. (1995)
Methane and Carbon Dioxide Emissions from Dairy Cows in Full Lactation Monitored over a Six-Month Period
Journal of Dairy Cows, 78, 2760-2766.

- KIRCHGEßNER M. (1997)
Tierernährung
10. Auflage
DLG-Verlag, Frankfurt am Main, 121.
- KLASINK A. & STEFFENS G. (1996)
Durch Güllezusatzstoffe die Gülleeigenschaften verbessern?
Deutsche Geflügelwirtschaft und Schweineproduktion, 46, Heft 48, 14-18.
- KRAUSE K.-H. & LINKE S. (2001)
Einfluss der Luftrate auf Temperatur und Schadgaskonzentration
Landtechnik, 56, 114.
- KRAUSE K.-H. & JANSEN J. (1987)
Stallinterne Beeinflussung der Gesamtemissionen aus Tierhaltungen
Grundlagen Landtechnik, 37, 2313-2320.
- KROODSMA W. & OGINK N.W.M. (1997)
Volatile Emissions from cubicle houses and its reduction by immersion of the slats with acidified slurry. Ammonia and odour control from animal production facilities. Proceedings of the International Symposium, Vinkeloord, The Netherlands, 6.-10.10., 475-483.
- KROODSMA W., WILLERS H.C., HUIS J.W.H. & OGINK N.W.M. (1994)
Reduction of ammonia emission from cubicle houses for cattle by slurry acidification
International Conference on Agricultural Engineering (Ag Eng 94), Report 94-C-028, Milano, 29.08.-01.09.1994.
- KROEZE C., MOSIER A. & BOUWMAN L. (1999)
Closing the global N₂O budget: a retrospective analysis 1500-1994
Global Biogeochemical Cycles, 13 (1), 1-8.
- KUNZ H.G. (1996)
Güllezusatzstoffe – mehr als fauler Zauber
Top Agrar, 25, 64-66.
- KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT (KTBL) (2006)
Nationaler Bewertungsrahmen Tierhaltungsverfahren, KTBL-Schrift 446
KTBL, Darmstadt.
- KÜSTER, THIEL & FISCHBECK (1962)
Logarithmische Rechentafel
Verlag Walter de Gruyter und Co, Berlin, 149.
- LEINKER M., REINHARDT-HANISCH A., HARTUNG E. & VON BORELL E. (2005)
Senkung von Ammoniakemissionen mit Hilfe von Ureaseinhibitoren
Landtechnik, 60, 342-343.
- LI H.-Q. (2000)
Schaumentwicklung in kommunalen Kläranlagen
Gewässerschutz, Wasser, Abwasser (GWA), 179, 17.

- LOEHR R.C. (1977)
Pollution Control for Agriculture
Academic Press, New York.
- LOLL U. (1978)
Einfluss der Behandlungstemperatur auf Sauerstoffzufuhr, Abbau und Stabilisierung
bei der Flüssigmistfermentation
Grundlagen Landtechnik, 28, 60-69.
- LOLL U. (1974)
Stabilisierung hochkonzentrierter organischer Abwässer und Abwasserschlämme
durch aerob-thermophile Abbauprozesse
Dissertation, Darmstadt, gwf-wasser/abwasser, 115, 191-198.
- LORIMOR J.C. & KOHL K. (1998)
Liquid swine manure nutrients
Iowa State University Management/Economics.
- LUO A., ZHU J. & NDEGMA P.M. (2001)
Phosphorus transformations in swine manure during continous and intermittent
aeration processes
Transactions of the ASAE 44 (4), 967-972.
- MANNEBECK H. & OLDENBURG J. (1991)
Comparison of the effects of different systems on ammonia emissions
In: NIELSEN V., VOORBURG J., & L'HERMITE P.
Odour and ammonia emissions from livestock farming (March 1991), 42-49
Elsevier Applied Science, London and New York.
- MARTINEC M., HARTUNG E. & JUNGBLUTH T. (1998)
Daten zur Geruchsemissionen aus der Tierhaltung, KTBL Arbeitspapier 260
KTBL, Darmstadt.
- MEHLHORN G. (1979)
Lehrbuch der Tierhygiene (Teil1)
G.-Fischer Verlag Jena, 55-123.
- MEISSNER P. & VAN DEN WEGHE H. (2003)
Methanemissionen
Landtechnik, 58, 322-323.
- MÖLLER D. (2003)
Luft – Chemie, Physik, Biologie, Reinhaltung, Recht
Walter de Gruyter, Berlin.
- MONTENY G.-J., BANNINK A. & CHADWICK D. (2006)
Greenhouse gas abatement strategies for animal husbandry
Agriculture, Ecosystems & Environment, 112, 163-170.
- MONTENY G. J. (2002)
Quantify ammonia emissions from buildings, stores and land application, Livestock
Farming and the Environment
Sonderheft 226 der Landbauforschung Völkenrode, 11-14.

- MONTENY G. J. & ERISMAN J.W. (1998)
Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors and possibilities for reduction
Netherlands Journal of Agricultural Science, 46, 225-247.
- MONTENY G. J. (1992)
Stand der Forschung zur Minderung der NH₃-Emissionen und Aussichten für die Zukunft, KTBL Arbeitspapier 174, 35-45
KTBL, Darmstadt.
- MORGNER M. (2001)
So wird Schweinegülle umweltfreundlich
<http://www.isn-ev.de/>.
- MROZ Z., MOESER A.J., VREMAN K., VAN DIEPEN J.T.M., VAN KEMPEN T., CANH T.T. & JONGBLOED A.W. (2000)
Effects of dietary carbohydrates and buffering capacity on nutrient digestibility and manure characteristics in finishing pigs
J. Anim. Sci., 78, 3096-3106.
- MÜLLER H.-J., KREHL H., MÖLLER B. & STOLLBERG U. (1997)
Emissionsminderung durch Güllebehandlung
ATB-Jahresbericht 1997, 79.
- MÜLLER H.-J. (1993)
Messung von Geruchsstoff- und Schadgasemissionen aus Tierhaltungen
Technik und Verfahren in der Tierhaltung
Bornimer Agrartechnische Berichte, 122-147.
- NANNEN C. (2007)
Staubemissionen aus Schweineställen – Bestimmung von Einflussfaktoren auf die Partikelfreisetzung und deren Zusammensetzung
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 461, Dissertation, Bonn.
- NEFTEL A., BLATTER A. & STADELMANN F.X. (1990)
Ammoniak in der bodennahen Luftschicht von landwirtschaftlichen Produktionsbetrieben. Schlussbericht des nationalen Forschungsprogramms 14+ „Waldschäden und Luftverschmutzung in der Schweiz“, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld – Bern.
- NIEBAUM A. (2001)
Quantifizierung gasförmiger Emissionen aus quer gelüfteten Außenklimaställen für Mastschweine mit Hilfe der Tracergas-Technik
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 370, Dissertation, Göttingen.
- OECHSNER H. (1991)
Verfahrenstechnische Untersuchungen zur Entseuchung von Flüssigmist durch aerob-thermophile Stabilisierung
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 203, Dissertation, Hohenheim.
- OLDENBURG J. (1989)
Geruchs- und Ammoniak-Emissionen aus der Tierhaltung, KTBL-Schrift 333
KTBL, Darmstadt.

- OSADA T., KURODA K. & YONOGA M. (1995)
Reducing nitrous oxide gas emissions from fill- and -draw type activated sludge process
Wat. Res. 29, 1607-1608.
- OTTOW J.C.G. & BENCKISER G. (1994)
Effect of ecological conditions on total denitrification on N₂O release from soil
Nova Acta Leopoldina, 288, 251-262.
- OTTOW J.C.G. (1992)
Denitrifikation eine kalkulierbare Größe in der Stickstoffbilanz von Böden?
Wasser & Boden, 9, 578-581.
- PADUCH M. (2007)
Emissionen mindern
Biogas Journal, 1, 22-24.
- PAHL O., BURTON C.H. & BIDDLESTONE A.J. (1997)
N₂O Emission from Redox Controlled Aerobic Treatment of Pig Slurry
Proceedings of the International Symposium on Ammonia and Odour Control
93-99.
- PAN P.-T. & DRAPCHO C.M. (2001)
Biological Anoxic/Aerobic Treatment of Swine Waste for Reduction of Organic Carbon, Nitrogen and Odour
Transactions of the ASAE, 44/6, 1789-1796.
- PAPEN H. & SEILER W. (1994)
Treibhauseffekt – Der Beitrag der Landwirtschaft
Praxis der Naturwissenschaften Biologie PdNB, 8/43, 17-21.
- PETERSEN S.O., AMON B. & GATTINGER A. (2005)
Methane oxidation in slurry storage surface crusts
Journal of Environmental Quality, 34, 455-461.
- PETERSEN S. O. (1993)
Time based variation in airborne dust in respect to animal activity
Proceedings of the 4th International Symposium “ Livestock Environment IV” in Coventry, 6.-9. Juli, England, 718-725.
- POTH M. & FOCHT D.D. (1985)
¹⁵N-Kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europaea*: An examination of nitrifier denitrification
Appl. Environ. Microbiol., 52, 957-959.
- RATHMER B. (2002)
Vergleich klima- und umweltrelevanter Emissionen aus Haltungssystemen für Mast-schweine
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 386, Dissertation, München.
- REMY H. (1965)
Lehrbuch der Anorganischen Chemie
12. Auflage Akademische Verlagsgesellschaft Geest & Portig K.-G. Leipzig.

- RICHTER K. & BERTHOLD C. (1998)
Biotechnological Conversion of Sugar and Starchy Crops into Lactic Acid
J. agric. Engng. Res., 71, 171-191.
- ROBERTSEN K. (1995)
Nitrous oxide emission from soil: on extrapolation from soil environmental factors
Linköping studies in Arts and Science, 122, 1-47.
- ROBERTSEN C.A. & KUENEN G. (1991)
Physiology of nitrifying and denitrifying bacteria
Microbial production and consumption of greenhouse gases: Methane, nitrogenoxides and halomethanes
Am. Soc. Microbiol., Washington D.C., 189-199.
- RUPPERT W., STICHLMAIR M., BAUCHHEN? J., BLENDL H.M., HAISCH A., HAMMER K., HEGE U., JULI R., MELIAN L., NÜRNBERGER W., RIEDER J., RINTELEN P., RUTZMOSE K., WEBER W., WURZINGER A. & ZEISIG H. (1985)
Daten und Informationen zum Gülleeinsatz in der Landwirtschaft
Bayerisches Landwirtschaftliches Jahrbuch, Sonderheft, 62. Jahrgang, 8, 975-986.
- RÜPRICH W., OECHSNER H. & BOXBERGER J. (1992)
Lagern und Behandeln von Flüssigmist, DLG-Merkblatt 286
DLG, Frankfurt am Main.
- SCHIER F. (2004)
Verfahrenstechnische Bewertung mehrstufiger Abluftreinigungssysteme in der Mastschweinehaltung und deren Zertifizierbarkeit
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 428, Dissertation, Bonn.
- SCHNEIDER T. (2006)
Private Mitteilung, unveröffentlicht.
- SCHNEIDER W. & MENKE K.H. (1982)
Untersuchungen über den energetischen Futterwert von Melasseschnitzeln in Rationen für Schweine
Z. Tierphysiologie, Tierernährung & Futtermittelkunde, 48, 233-240.
- SCHÖN M., ANGERER G., HILLENBRAND T., KALB H., PAOLI M. & REICHERT J. (1995)
Anthropogene N₂O- und CH₄-Emissionen in der Bundesrepublik Deutschland
Forschungsbericht 10401108/02
Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- SCHUMACHER I. & VANDRÉ R. (2003)
Quantifizierung der Emission während der Lagerung und Bestimmung der Emissionsreduktion durch Abdeckung
Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band 16.
- SCHÜRER E. (2000)
Verdünnung der Gülle
Landtechnik, 55, 126-127.

- SCHÜTZE G., GREGOR H.-D. & SPRANGER T. (2001)
Umweltwirkungen von Luftverunreinigungen durch Stickstoffverbindungen
Emissionen der Tierhaltung und Beste Verfügbare Techniken zur
Emissionsminderung, KTBL Schrift 406
KTBL, Darmstadt.
- SCHWEITZER (1984)
Technische Lösungen zum Homogenisieren, Ausbringen und Verteilen von Gülle
Gülle im landwirtschaftlichen Betrieb, ALB Bericht 39, 28.
- SEILER W. & CONRAD R. (1981)
Mikrobielle Bildung von N₂O (Distickstoffoxid) aus Mineraldüngern – ein Umwelt-
problem?
Forum Mikrobiologie, 6, 322-328.
- SEIPELT F. (1999)
Quantifizierung und Bewertung gasförmiger Emissionen aus frei gelüfteten
Milchviehställen mit Trauf-First-Lüftung
Dissertation, Göttingen.
- SENSI A. (2002)
Landwirtschaft und Klimawandel
http://europa.eu.int/agriculture/envir/report/de/clima_de/report.htm.
- SIEBER E., FROSCH W. & BÜSCHER W. (2003)
Ammoniakfreisetzung verschiedener Stallbodentypen in der Schweinemast
Landtechnik, 58, 200-201.
- SIMONS D. (1976)
Der Oxydationsgraben zur Aufbereitung von Flüssigmist - Grundlagen und
Anwendung-
Forschungsbericht Agrartechnik, VDI 17, Dissertation, Bonn.
- SISSON W.B. (1986)
Effects of UV-B radiation on photosynthesis
Worrest R.C., Caldwell M.M. (Hrsg.): Stratospheric ozone reduction, solar ultraviolet
radiation and plant life NATO ASI series G 8
Springer Verlag, Heidelberg.
- SMITH M.P.W. & EVANS M.R. (1982)
The effects of low dissolved oxygen tension during the aerobic treatment of piggery
slurry in complete mixed reactors
J.Appl.Bacteriol., 53, 117-126.
- SNEATH R.W., PHILLIPS V.R., DEMMERS T.G.M., BURGESS L.R., SHORT J.L. &
WELCH S.K. (1997)
Long Term Measurements of Greenhouse Gas Emissions From UK Livestock Build-
ings
Livestock Environment V, Proceedings of the Fifth International Symposium, Bloom-
ington, Minnesota, 146-153.
- SOMMER S.G. & HUSTED S. (1995 a)
A simple model of pH in slurry
Journal of Agricultural Science, 124, 447-453.

- SOMMER S.G. & HUSTED S. (1995 b)
The chemical buffer system in raw and digested animal slurry
Journal of Agricultural Science, 124, 45-53.
- STEFFENS G., KLASINK A. & LORENZ F. (1990)
Ammoniakfreisetzung aus Flüssigmistlagerbehältern und nach Gülleausbringung bei unterschiedlichen Güllezusätzen.
Ammoniak in der Umwelt, Kreisläufe, Wirkungen und Minderungen
KTBL, Darmstadt
- STEINFELD H., GERBER P., WASSENAAR T., CASTEL V., ROSALES M. & DE HAAN C. (2006)
Livestock's long shadow. Environmental issues and options
Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)
http://www.virtualcentre.org/en/library/key_pub/longshad/A0701E00.pdf.
- STEVENS R.J., LAUGHLIN R.J. & FROST J.P. (1989)
Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries
Journal of Agricultural Science, 113, 389-395.
- STRAUCH D., BAADER W. & TIETJEN C. (1977)
Abfälle aus der Tierhaltung
Eugen-Ulmer Verlag, 277-294
- STROMBAUGH D.P., TEAGUE H.S. & ROLLER W.L. (1969)
Effect of atmospheric ammonia on the pig
J. Anim. Sci., 28, 844-847.
- SUMMER W. (1971)
Geruchlosmachung von Luft und Abwasser
In: R. OLDENBOURG, München, 205-209
- THAER R. (1978)
Probleme der aeroben Behandlung von Flüssigmist in flüssiger Phase
Grundlagen Landtechnik, 28 Nr. 2, 36-47.
- THELOSEN J.G.M., HEITLAGER B.P. & VOERMANS J.A.M. (1993)
Nitrogen balances of two deep litter systems for finishing pigs
Proceedings of the first international symposium on nitrogen flow in pig production and environmental consequences
Pudoc Scientific Publishers, Wageningen, 318-323.
- TREBST A. & AVRON M. (1977)
Encyclopedia of plant physiology new series vol. 5: Photosynthesis
Springer Verlag Berlin.
- UMWELTBUNDESAMT (2008)
Charakteristika und Emissionen der Treibhausgase
<http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodent=2346>.
- UMWELTBUNDESAMT (2000)
Umwelt
Sonderteil, 11, 2-5.

- VAN DER EERDEN L.J., VAN DOBBEN H.F., DUECK Th. & BERDOWSKI J.M. (1990)
Effects of atmospheric ammonia and ammonium on vegetation
Ammoniak in der Umwelt, Kreisläufe, Wirkungen und Minderungen.
KTBL, Darmstadt.
- VAN DER EERDEN L.J. (1982)
Toxicity of ammonia to plants
Agric. Environment, 7, 223-235.
- VAN DEN WEGHE H. (2001)
Emissionen der Schweinehaltung und Minderungsmaßnahmen
Emissionen in der Tierhaltung und Beste Verfügbare Techniken zur
Emissionsminderung, KTBL Schrift 406
KTBL, Darmstadt.
- VDI-RICHTLINIE 3471 (1986)
Emissionsminderung Tierhaltung – Schweine
VDI-Verlag, Düsseldorf.
- TIERSCHUTZ-NUTZTIERHALTUNGSVERORDNUNG (TierSchNutzV)
in der Fassung der Bekanntmachung vom 22.08.06 (BGBl. I 06, 2043)
geändert durch Art. 1 iVm Art. 3 der Dritten Verordnung zur Änderung der Tierschutz-
Nutztierhaltungsverordnung
- VETTER H. & KLASINK A. (1978)
Einfluss starker Wirtschaftsdüngergaben auf Boden, Wasser und Pflanzen
Landw. Forschung, 28, 249-268.
- VOLLHARDT K.P.C. & SCHORE N.E (2000)
Organische Chemie
3. Auflage, Wiley-VCH Verlag GmbH Weinheim, 287.
- VON SCHULTHESS R., WILD D. & GUJER W. (1994)
Nitric and nitrous oxides from denitrifying activated sludge at low oxygen
concentration
Wat. Sci. Tech., 30, 123-132.
- WALTER W. & FRANCKE W. (1998)
Lehrbuch der organischen Chemie 23. Auflage
S. Hirzel Verlag Stuttgart – Leipzig.
- WEGENER J., LÜCKE W. & HEINZEMANN J. (2006)
Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Treibhausgas-Emissionen
Agricultural Engineering Research, 12, 103-114.
- WIELAND T. & SUCROW W. (1982)
Die Praxis des organischen Chemikers
43. Auflage, Walter de Gruyter Verlag Berlin, New York, 24.
- WOLFERMANN H.-F. (1975)
Oxidationsgraben im Schweinestall – unter Teilspaltenboden.
Tierhaltung ohne Geruchsprobleme, ALB-Hessen Informationsbericht 27, 17-54.

- WULF S., MAETING M., BRENNER A. & CLEMENS J. (2003)
Einfluss von Substrateigenschaften und Applikationstechnik auf die Emissionen von NH₃, N₂O und CH₄ nach Ausbringung von Kofermentationsrückständen
Bonner Agrikulturchemische Reihe, Band 16.
- ZETKIN-SCHALDACH M. (1985)
Wörterbuch der Medizin, Zahnheilkunde und Grenzgebiete
7. Auflage, Georg Thieme Verlag, Stuttgart/ New York.
- ZHENG H., HANAKI K. & MATUSO T. (1994)
Production of nitrous oxide gas during nitrification of wastewater
Wat. Sci. Tech., Vol. 30, 6, 133-141.
- ZHU J., NDEGWA P.M. & LUO A. (2002)
Bacterial responses to temperature during aeration of pig slurry
J. Environ. Sci. Health, 37, 265-275.
- ZMP (2008)
<http://www.zmp.de/agrarmarkt/branchen/weltmarkt/grafikW3DnavanchorW261110291.asp>.

8 Anhang

8.1 Bezogene Chemikalien

Es werden die verwendeten Chemikalien, deren Lieferfirmen sowie die Angaben der Firmen zu den Substanzen gebracht.

<i>Chemikalien</i>	<i>Hersteller</i>
Baysilon, 100 [%]	Bayer AG, Leverkusen
Dest. Wasser	Phönix GmbH, Sundern
Ethanol, mit Toluol vergällt	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
Kalilauge, 1[n]	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
Methylrot: Zur Herstellung der Indikatorlösung werden 0,2 [g] Dimethylamino-azo-benzol-o-karbonsäure in einer Lösung aus 60 ml Ethanol und 40 [ml] dest. Wasser aufgelöst (BILTZ & BILTZ, 1960).	Merck
Natronlauge, 1 [n]	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
pH-Papier	Fisherbrand, Novodirect, Kehl/Rhein
Pressluft	Eigene Herstellung, Bonn
Salpetersäure, 1 [n]	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
Salpetersäure, 65 [%]	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
Schwefelsäure, 1 [n]	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
Schwefelsäure 25 [%]	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
Schwefelsäure 96 [%]	Roth GmbH + Co. KG, Karlsruhe
Stickstoff, Stickstoff 4.6, verdichtet 2.2	Praxair, Düsseldorf

8.2 Geräte

Gerät	Geräteangaben	Hersteller
Analysenwaage		Sartorius
Ausströmsteine		Drohse Aquaristik KG
Ausströmschlauch	Ø 16 [mm]	Fa. Meyer, Willich
Bohrmaschine		Bosch
Bohrmaschinenrührer	h: 60,5 [cm], Ø Röhrelement: 11[cm] h Röhrelement: 11 [cm]	Eigene Herstellung
Chemowäscher	bis 7000 [m ³ h ⁻¹], voraussichtl. Reinigungsleistung 70-90 [%]	Hölscher & Leuschner
Datenlogger	Typ 2890	Fa. Ahlborn, Holzkirchen
Druckminderer	0-10 [bar]	Conrad, Hirschau
Durchflussregler	400-5000 [ml min. ⁻¹]	Cole Parmer, Novodirect, Kehl/Rhein
Durchflussregler	2,5 – 200 [ml min. ⁻¹]	Aalborg, Novodirect, Kehl/Rhein
Druckluftfilter	30 [l s ⁻¹], 40 [µm] Porengröße 0-10 [bar]	Conrad, Hirschau
Edelstahlsiebe		FEMA-Salzgitter, Münster
Elektroden	Redoxpotential, Sauerstoffgehalt	Fa. Ahlborn, Holzkirchen
Fass	Kunststoffdeckelfass, HDPE, 60 [l]	Wedthoff, Köln-Brühl
Kompressor	7,5 [kW], max. 10 [bar]	Fa. März, Sank Augustin
Magnetventile	2/2 Wege-Magnetventil	Conrad, Hirschau
Messventilator		Möller, Diepholz
Multigasanalysator	Innova 1312	LumaSense Instruments
pH-Meter	pH 330 i	WTW
Probenbeutel	Nalophan 225 Kaliber 20 [µm], farblos	Kalle GmbH
Pumpe	0,012 [kW]	KNF Miniport Neuberger
Relaiskarte		Eigene Produktion, Institutsgerät
Ringleitung	Ø 32 [mm]	Fa. Meyer, Willich
Schalt- /Alarmmodul GSM	GX 106	Fa. Conrad, Hirschau
Schlauch	PTFE, 4 [mm] x 1 [mm]	Gummi Eich, Bonn

Schlauchheizung		Conrad, Hirschau
Stahlbleche	95 [cm] x 90 [cm], gewinkelt	Fa. Hecker, Bonn
Stromzähler		Enermet, Duisburg
Turbinenradgaszähler	G 65	Fa. Pipersberg, Remscheid
Unterflurabsaugung	KG Rohre, DN 100, DN 200 und Verbindungsstücke	Fa. Reichert, Bonn
Verbindungsstücke	32 [mm]: 90 [°C], T-Stücke; Reduziermuffen 1 x 3/4 Anschlussstücke 16 x 3/4	Fa. Meyer, Willich

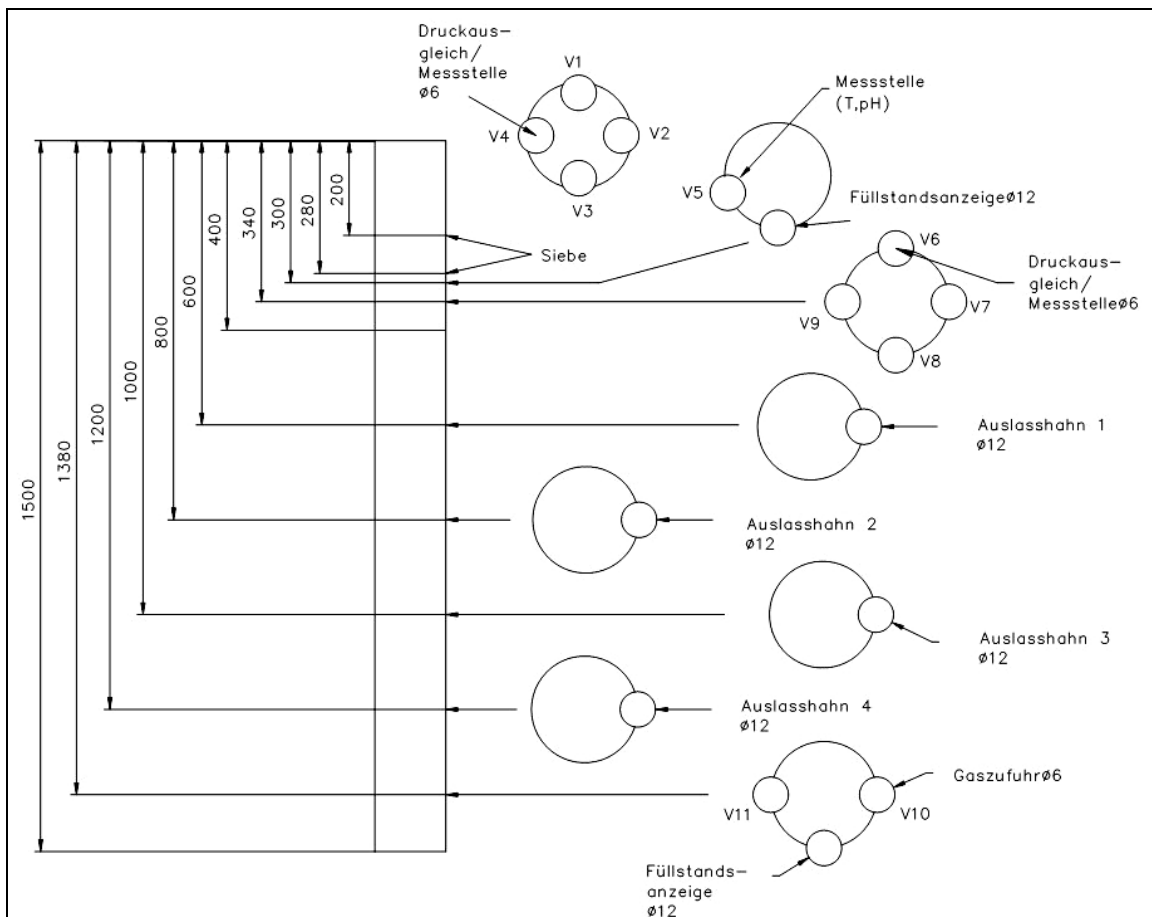


Abb. A 1: Reaktionsbehälter der Pilotanlage nach BERG T. (2008)

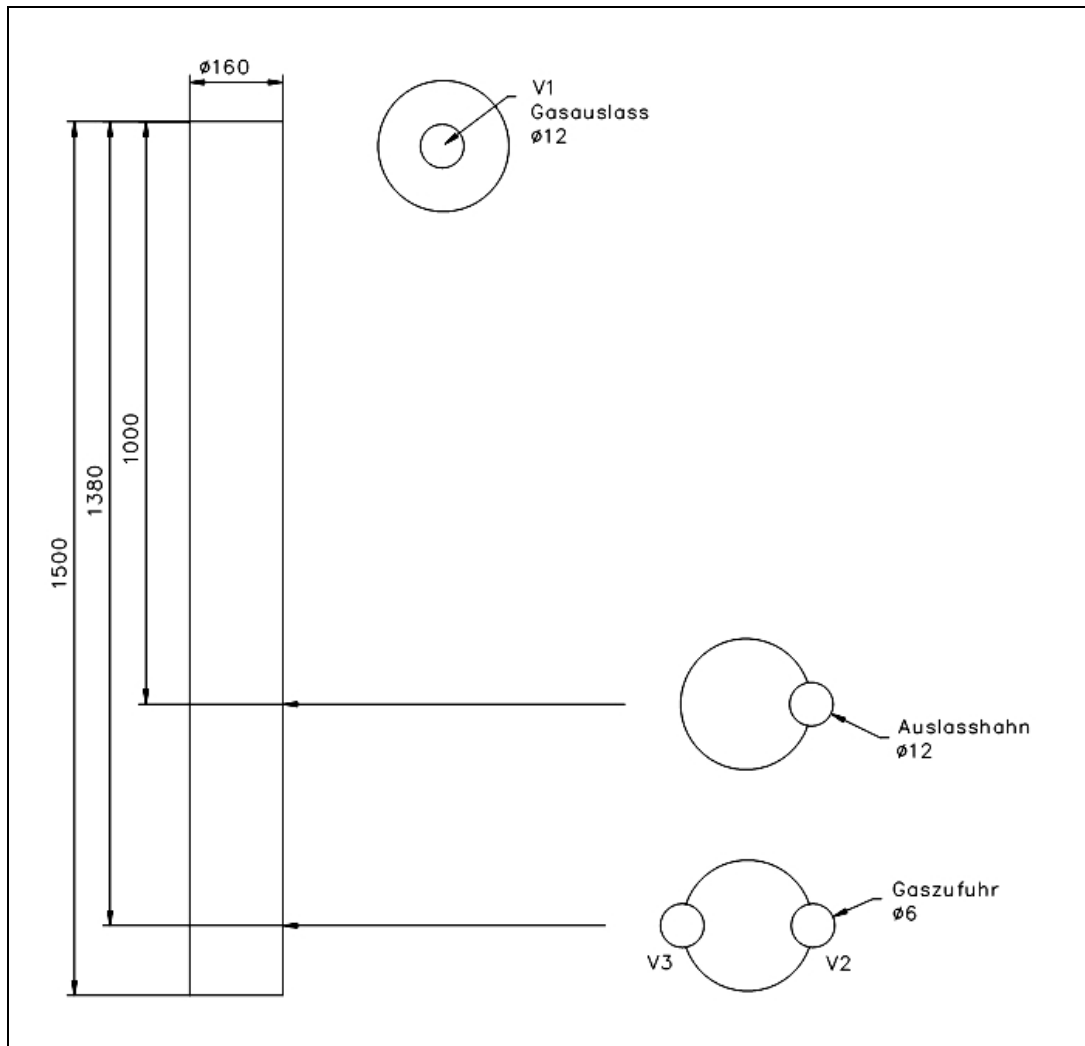


Abb. A 2: Reaktionsbehälter des Gaswäschers in der Pilotanlage nach BERG T. (2008)

8.3 Messergebnisse

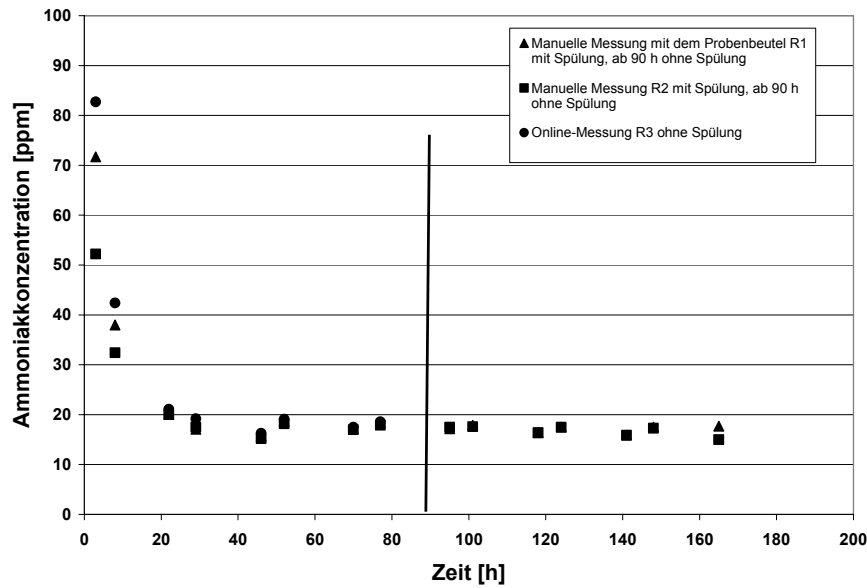


Abb. A 3: Ammoniakkonzentration in Abhängigkeit von der Zeit, Verschiedene Verfahren der Gasentnahme für die Analyse mit der Gasmonitor im Technikum

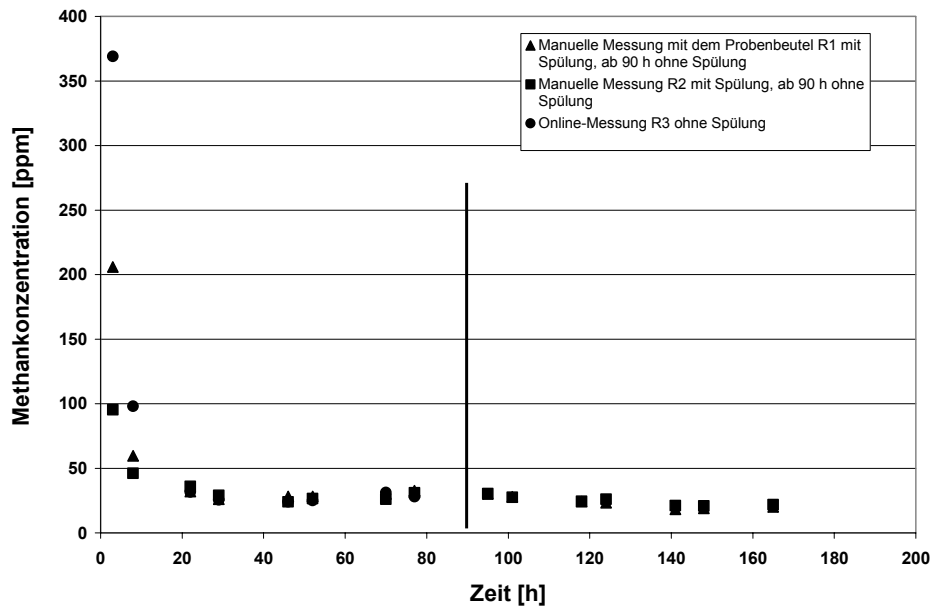


Abb. A 4: Methankonzentration in Abhängigkeit von der Zeit, Verschiedene Verfahren der Gasentnahme für die Analyse mit dem Gasmonitor im Technikum

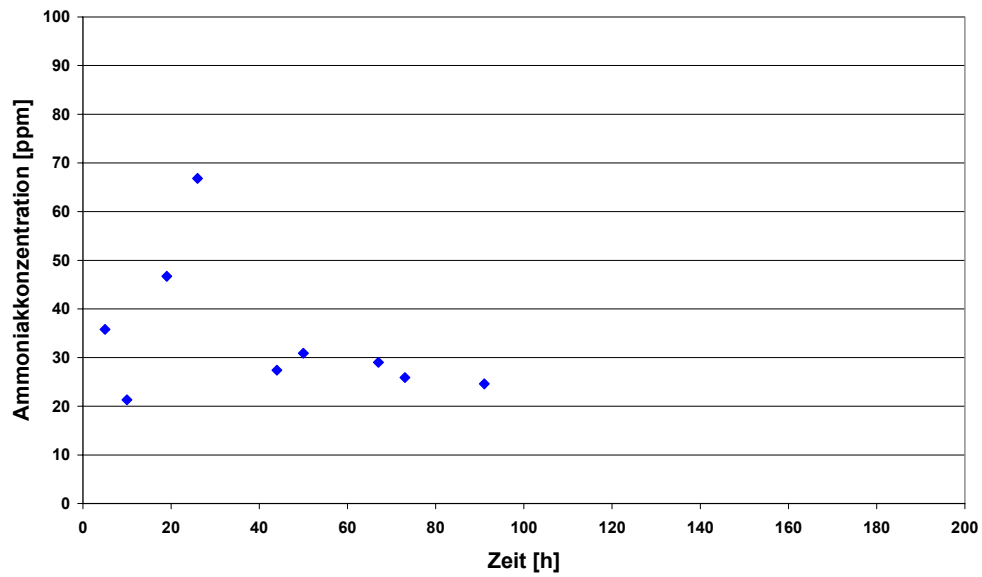


Abb. A 5: Ammoniakkonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei 10 [ml min.⁻¹] Luftdurchfluss im Technikum

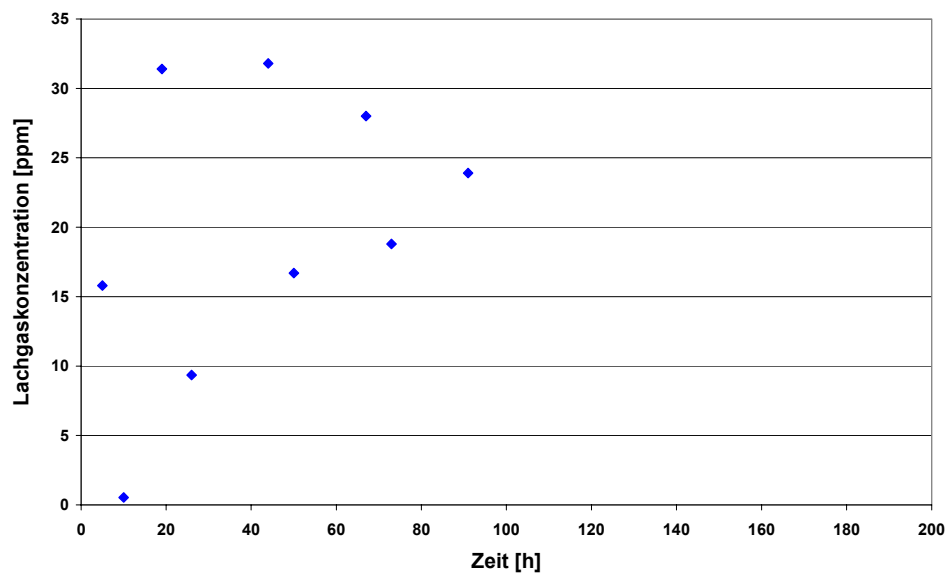


Abb. A 6: Lachgaskonzentration in Abhängigkeit von der Zeit bei 10 [ml min.⁻¹] Luftdurchfluss im Technikum

9 Liste für weitere Forschungsaktivitäten

- Durchführung weiterer Varianten zur Optimierung von Kosten und Effizienz mit der entwickelten Pilotanlage und anschließende Verifizierung in Langzeitversuchen in der Praxis, um die Chancen einer Markteinführung zu steigern.
- Überprüfung und Optimierung der Geruchsminderung in Praxisversuchen
- Überprüfung des Verhältnisses von Belüftung zu Absaugung und des Designs der Absaugvorrichtung, um eine deutliche Verbesserung der Ammoniakkonzentrationen im Tier- und Arbeitsbereich zu erhalten.
- Screening von wohl definierten grenzflächenaktiven Substanzen in unterschiedlichen Formulierungen auf eine emissionsmindernde Wirkung
- Verwendung der im Abluftwäscher anfallenden Ammoniumsulfatlösung zur Herstellung von flüssigen Düngern im Gartenbau. Durch Zugabe der noch fehlenden Inhaltsstoffe kann die gewünschte Zusammensetzung eingestellt werden. In diesem Fall sollte Salpetersäure oder Phosphorsäure bzw. eine Mischung dieser Säuren eingesetzt werden, Carbamid, Kalilauge und wasserlösliche Spurenelemente werden hinzugegeben.
- Die Anwendung des optimierten Verfahrens auf den FM von anderen Tieren muss überprüft werden. Nach Vorversuchen in der Pilotanlage des Technikums werden diese Ergebnisse in Betriebsanlagen verifiziert. Dazu kann die vorhandene Pilotanlage ohne Veränderungen übernommen werden und die Umbauten im Schweinestall sind analog auf die vorhandenen Anlagen anzupassen.

10 Liste der Veröffentlichungen

Drei geplante Veröffentlichungen:

- KRESSE A. & BÜSCHER W. (2008)
Minderung CH₄-Emissionen durch Flüssigmistbelüftung in Technikumsversuchen
Landtechnik, Heft 6, 2008
- KRESSE A. & BÜSCHER W. (2008)
Decrease of ammonia, methane and nitrous oxide emissions by slurry aeration in a pilot plant
Journal of Environmental Quality
- KRESSE A. & BÜSCHER W. (2008)
Transmission of the results in a pilot plant to reduce the methane-, ammonia- and nitrous oxide emissions into a practice plant by slurry aeration and exhaust air cleaning
Journal of Environmental Quality

11 Liste der Vorträge

Eingereicht

- Development of a pilot plant to investigate the emissions of ammonia, methane and nitrous oxide produced by slurry aeration and results of the experiments
JIAC 2009
- Förderkreis Stallklima 2009
- BTU-Tagung 2009, Potsdam

12 Liste der Posterpräsentationen

- KRESSE A. & BÜSCHER W. (2007)
Minderung von Methanemissionen durch Flüssigmistbelüftung und
Teilstrombehandlung
8. BTU-Tagung, Bonn 2007, 330-335.

13 Kurzfassung

Die Emissionen an Treibhausgasen müssen in Deutschland mit Unterzeichnung des Kyoto-Protokolls um 21 [%] gesenkt werden, was 53 [%] Methan und 30 [%] Lachgas entspricht. Die Landwirtschaft ist zweitgrößter Emittent dieser Gase, auch durch die Lagerung und Ausbringung von FM verursacht. Nach aktuellen Entwicklungen findet zunehmend eine Ausweitung der Tierhaltung statt und somit auch eine Steigerung der Emissionen.

Ziel der Arbeit war es ein Verfahren zu entwickeln, dass durch FM-Belüftung die Ammoniak-, Lachgas- und Methan- und Geruchsemissionen deutlich mindert. Eine Unterflurabsaugung sollte die Bedingungen für Mensch und Tier im Stall verbessern und die mit Ammoniak angereicherte Abluft sollte durch einen sauren Abluftwäscher geleitet werden. Weiterhin sollte das Konzept in allen FM-basierten Tierhaltungsanlagen kostengünstig nachrüstbar sein.

Danach wurde zunächst eine Pilotanlage entwickelt, die reproduzierbare Ergebnisse liefert und sich zur Einstellung von niedrigen und hohen Sauerstoffkonzentrationen im FM eignet. Die Verhältnisse der Pilotanlage konnten auf den Betrieb übertragen werden, so dass die Parameter vorher im kleinen Maßstab im Technikum untersucht wurden. Eine Simulation der Betriebsverhältnisse war somit möglich. Der Vorteil der Belüftung wurde nachgewiesen, indem die Emissionen unter anaeroben und aeroben Bedingungen analysiert und miteinander verglichen wurden. Zur Minimierung der Methan- und Lachgasemissionen war ein möglichst geringer Volumenstrom zu wählen, der eben gerade ausreicht, eindeutig aerobe Bedingungen und keine Mischverhältnisse mit stark streuenden Werten im FM zu schaffen. Denn je höher der Luftdurchfluss durch den FM, desto stärker war die Austreibung an Ammoniak und der Massenausstrag aller Gase. Die Minderung der CO₂-Äquivalenten um knapp 62 [%] im Technikum, konnte im Betrieb in der gleichen Größenordnung verifiziert werden.

Für den Betrieb wurden Anlagen zur Belüftung, Absaugung, Abluftreinigung und Analyse der Gaszusammensetzungen in modularer Bauweise entwickelt. Das Design der Module hat sich in einem Langzeitversuch in einem Abteil des klimaregulierten Kammstalles für 160 Mastschweine der Lehr- und Forschungsstation Frankenforst der Universität Bonn bewährt. Die einzelnen Bauelemente können auf andere Ställe für Schweine mit FM

übertragen werden, wobei sie vorher an die spezifischen Situationen des neuen Betriebes anzupassen sind. Das gilt auch für Ställe von anderen Tieren in denen ein FM mit vergleichbaren physikalischen und chemischen Eigenschaften vorliegt.

Bei intermittierender Belüftung im Betrieb mit $10 \text{ [l min.}^{-1}]$ je m^3 FM im 1 h -Intervall bestand ein Minderungspotential von 14 [%] für Lachgas und von 56 [%] für Methan. Das Treibhauspotential für die FM-Lagerung in Deutschland würde somit von 10.182 auf 5,407 [10^6 t] CO_2 -Äquivalente und somit um 53 [%] gesenkt. Die Parameter Sauerstoffkonzentration und Redoxpotential haben sich als Steuergröße nicht geeignet erwiesen.

Die Geruchsemissionen konnten bei kontinuierlicher Belüftung mit $10 \text{ [l min.}^{-1}]$ je m^3 FM um 18 [%] gesenkt werden.

Zusätzlicher Vorteil des Verfahrens ist die verstärkte Austreibung von Ammoniak und anschließende Bindung im Abluftwäscher. Der stickstoffärmere FM kann so gut auf Böden ausgebracht werden, bei denen ein Überangebot von Nitraten und Ammoniumverbindungen besteht. Die Anwendung des Kreuzstromverfahrens mit schwach konzentrierter Schwefelsäure bei pH 3 und der Einsatz von Füllkörperelementen führten zu Reinigungsleistungen von 80 bis 87 [%] im Abluftwäscher.

Wird die gesamte Abluft zentral über eine Unterflurabsaugung abgeführt, werden neben der Minderung der Schadstoffe auch verbesserte Bedingungen für Mensch und Tier im Stall erwartet. Weiterhin wird so die gesamte Abluft im sauren Wäscher behandelt und die Ammoniakemissionen sinken weiter.

Die Energiekosten einer intermittierenden Belüftung und Abluftwäsche liegen bei 460 [€ Monat^{-1}] für 40 Tiere, wobei ein regionaler Preis von 19,58 [ct $(\text{kWh})^{-1}$] angenommen wird. Für die Gesamtkosten des Verfahrens sind neben den variablen auch die fixen Kosten für die Anschaffung zu berücksichtigen, die erst bei Vorliegen einer konkreten Bausituation präzise quantifiziert werden können.