

5.7 Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen

Hans Marten Paulsen, Britta Blank, Dagmar Schaub,
Karen Aulrich, Gerold Rahmann

Publiziert in:

Paulsen HM, Blank B, Schaub D, Aulrich K, Rahmann G (2013) Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland und die Bedeutung für die Treibhausgasemissionen. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 63(1):29-36, DOI:10.3220/LBF_2013_29-36

Zusammenfassung

Auf 22 Paaren ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland wurden über einen Zeitraum von drei Jahren Daten zu Anfall, Lagerbedingungen, Ausbringung und Qualität der Wirtschaftsdünger erhoben. Aus den Analysewerten und den Lagerbedingungen wurden die Emissionen an CH₄, N₂O und NH₃ und deren direktes bzw. indirektes Klimaerwärmungspotential errechnet. Reine Festmistsysteme lagen nur auf zwei ökologischen Betrieben vor, reine Flüssigmistsysteme nur auf sechs konventionellen Betrieben. Die ermittelten Spannweiten bei Trockensubstanz, organischer Substanz und Nährstoffgehalten der Wirtschaftsdünger waren in beiden Bewirtschaftungsformen sehr groß. Korrespondierend zu den gefundenen geringen NH₄-N und Gesamt-N-Konzentrationen ergaben sich bei Flüssigmist ökologischer Betriebe niedrigere N₂O- und NH₃-Emissionen und auch bei Festmist niedrigere mittlere NH₃-Emissionen und daraus folgend niedrigere Treibhausgasemissionen. Abzusichernde mittlere Unterschiede bei den potentiellen CH₄-Emissionen wurden zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben nicht gefunden. Auch das gesamte mittlere Klimaerwärmungspotential aus der Wirtschaftsdüngerlagerung unterschied sich zwischen den ökologischen und konventionellen Betrieben nicht. Bei Festmistlagerung ergab sich über beide Bewirtschaftungsformen ein mittlerer Wert von 31,4 ± 5,2 kg t⁻¹ CO₂-Äquivalente (Spannweite: ökologische Betriebe: 25 - 48, konventionelle Betriebe 22 - 37) und bei Flüssigmistlagerung von 32,2 ± 18,3 kg t⁻¹ CO₂-Äquivalente (Spannweite: ökologische Betriebe: 2-60, konventionelle Betriebe: 4-69), jeweils bezogen auf Frischmasse. Das einzelbetriebliche Management ist für die Wirtschaftsdüngerqualität sowie die THG-Emissionen aus deren Lagerung und mögliche Minderungsmaßnahmen maßgeblich.

Schlüsselwörter: Wirtschaftsdünger, Nährstoffgehalte, Treibhausgase, Milchvieh, konventionell, ökologisch

Abstract

On 22 pairs of organic and conventional dairy farms in Germany amount, storage, use and quality data of livestock manure were determined over three years. The emissions of CH₄, N₂O und NH₃ and the associated global warming potential were calculated based on manure composition and storage conditions for each farm. Only two organic farms exclusively had solid manures, six conventional farms had only liquid manure. The ranges of dry matter, organic matter and nutrient contents in the manures were wide in both farming systems. Corresponding to the lower NH₄-N and total-N concentrations found in manures of organic farms lower N₂O and NH₃-emissions from storage of liquid manures, lower mean NH₃-emissions from storage of solid manures as well as their associated greenhouse gas emissions were calculated. Significant mean differences of the CH₄-emission-potential of manures between organic and conventional farms were not found. Also the mean total global warming potentials of manure storage were not different between the farming systems. Over both systems storage of solid manure had a global warming potential of $31.4 \pm 5.2 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-equivalents}$ (ranges: organic farms 25 - 48, conventional farms 22 - 37) and storage of liquid manure of $32.2 \pm 18.3 \text{ kg t}^{-1} \text{ CO}_2\text{-equivalents}$ (ranges: organic farms: 2-60, conventional farms: 4-69), referred to the fresh matter content. Farm individual management determines the quality of livestock manures and the green house gas emissions from their storage as well as the choice of adequate mitigation strategies.

Keywords: livestock manure, nutrient content, greenhouse gas, dairy cattle, conventional, organic

5.7.1 Einleitung

Die Landwirtschaft in Deutschland trägt durch die Fermentation bei der Verdauung der Nutztiere, das Wirtschaftsdüngermanagement und die Emissionen aus Stickstoff(N)-Einträgen in Böden etwa 8 % zur Gesamtemission von Treibhausgasen (THG) in Deutschland bei (NIR, 2011). 55 % des mit den gesamten Methan(CH₄)-Emissionen in Deutschland verbundenen Klimaerwärmungspotentials stammt aus der Landwirtschaft und davon ca. die Hälfte aus der Verdauung der Milchkühe (Freibauer et al., 2011). Ungefähr 9 % der mit den CH₄-Emissionen und ca. 3 % der mit den direkten Lachgas(N₂O)-Emissionen verbundenen Klimawirkung aus der Landwirtschaft (gesamt: 73,9 Mio t a⁻¹ CO₂-Äquivalente) stammen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement in Stall und Lager (8,73 Mio t a⁻¹ CO₂-Äquivalente) (Rösemann et al., 2011). Wirtschaftsdünger emittieren bei der Lagerung CO₂, CH₄, N₂O als direkt wirksame THG. Die CO₂-Emissionen aus dieser Quelle werden in Klimabilanzen jedoch meist nicht berücksichtigt, da der von den Tieren umgesetzte Kohlenstoff zuvor über die Photosynthese gebunden wurde (IPCC, 2006). Durch die N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern entstehen direkte THG-Emissionen aus Böden in Form von N₂O. Weiterhin entsteht der größte Anteil der landwirtschaftlichen Ammoniak(NH₃)-Emissionen bei der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung. Emittiertes NH₃ verursacht über die N-Einträge in Böden und nachfolgende N₂O-Emissionen indirekte THG-Wirkungen (Gillenwater et al., 2006). Durch gezielte Änderungen im Wirtschaftsdüngermanagement von Milchviehbetrieben, z.B. durch verlustarme Lagerung und Applikationstechniken (Hansen et al., 2003; Wulf et al., 2003) und gezielteren Einsatz der enthaltenen Nährstoffe im Ackerbau (van der Meer, 2008), können Emissionen vermieden und so die THG-Bilanz verbessert werden.

Im Rahmen des Verbundprojekts „Klimawirkungen und Nachhaltigkeit von Landbausystemen“ wurden Wirtschaftsdünger und Wirtschaftsdüngermanagement auf ökologischen und konventionellen Betrieben näher charakterisiert (Kassow et al., 2010). Im Folgenden wird anhand der erhobenen Daten aufgezeigt, ob sich Nährstoffgehalte, Lagerungsbedingungen oder Ausbringungstechniken in ökologischen und konventionellen Betrieben grundsätzlich unterscheiden. Weiterhin wird die Bedeutung der Unterschiede in Wirtschaftsdüngerform, -zusammensetzung und -lagerung für die THG-Emissionen betrachtet. Zur Berechnung werden Verfahren der Emissionsberichterstattung in Deutschland angewandt (Haenel et al., 2012). Es wird dargestellt, welche Bandbreite die THG-Emissionen aus direkten CH₄- und direkten und indirekten N₂O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung auf den untersuchten Betrieben haben.

5.7.2 Material und Methoden

Es wurden auf 44 Milchviehbetrieben (22 ökologische und konventionelle Betriebspaare) in vier verschiedenen Regionen Deutschlands über drei Jahre Wirtschaftsdüngerproben genommen und Bewirtschaftungsdaten erhoben. Sechs Betriebspaare lagen im Tertiärhügelland Bayerns sowie im Allgäu, fünf Betriebspaare an Standorten der Nord- und Ostsee-Küstenregionen, vier Betriebspaare im mitteldeutschen Trockengebiet, in der Altmark und im Spreewald und sieben Betriebspaare in der Niederrheinischen Bucht und im Mittelgebirge (Kassow et al., 2010). Alle Flüssigmist- und Stallmistlager dieser Pilotbetriebe wurden jeweils im Winter/Frühjahr 2009, 2010 und 2011 getrennt beprobt und das Wirtschaftsdüngermanagement im Betriebsleiterinterview erhoben. Je Betrieb waren durchschnittlich zwei verschiedene Wirtschaftsdüngerlager verfügbar. Bei Festmist wurden aus jeder repräsentativen Schicht des Lagers mindestens drei Teilproben von ca. 1 kg entnommen und daraus eine Mischprobe hergestellt. Somit wurden die Schichten als gleicher Massenanteil berücksichtigt. Bei Flüssigmist wurden nach Homogenisierung im Lagerbehälter an mindestens fünf Stellen des Behälters Teilproben von ca. 0,75 l entnommen und eine Mischprobe hergestellt, bzw. alternativ die Proben direkt bei der Ausbringung gewonnen. Es wurden also Mischproben aus Wirtschaftsdünger unterschiedlicher Lagerdauer von jedem Lagerplatz analysiert. Eine durchgängige wiederkehrende Beprobung über die jährliche Lagerzeit wurde nicht vorgenommen, vorangegangene Lagerverluste an C und N damit nicht berücksichtigt. Die Proben wurden sofort gekühlt und bis zur Analyse eingefroren. Die Flüssigmist- und Festmistproben wurden nach Vorgaben der VDLUFA (1995) auf Trockensubstanz (TS), organische Substanz (OS), pH, Kohlenstoff (C), Stickstoff (N), Ammoniumstickstoff (NH₄-N), Phosphor (P) und Kalium (K) analysiert.

Für die Kalkulation der mit den CH₄, N₂O und NH₃-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung verbundenen direkten bzw. indirekten Klimawirkung wurden die Mittelwerte der TS, OS, N und NH₄-N-Gehalte der Wirtschaftsdüngerarten (Festmist, Flüssigmist) aller Jahre auf den Betrieben herangezogen. Da der von den Betrieben als Jauche ausgewiesene Flüssigmist oft vergleichbare oder niedrigere TS und NH₄-N-Gehalte hatte, als Proben aus Güllelagern anderer Betriebe wurden die Gülle- und Jaucheproben zusammengefasst, gemeinsam verrechnet und werden im Folgenden durchgängig als Flüssigmist bezeichnet.

Die THG-Emissionen wurden mit den Emissionsfaktoren, die in der deutschen THG-Berichterstattung Anwendung finden, bestimmt (Haenel et al., 2012). Das Klimaerwärmungspotential (GWP100) von CH₄

bzw. N₂O wurde dabei mit 25 bzw. 298 CO₂-Äquivalenten angenommen (IPCC, 2007). Die CH₄-Emissionen wurden aus den OS-Gehalten durch die maximale CH₄-Freisetzungskapazität (0,24 m³ CH₄ pro kg OS) und Methan-Umwandlungsfaktoren (MCF) errechnet, (IPCC, 2006). Für Flüssigmist wurde für die Berechnung einheitlich ein MCF von 18 %, für Festmist ein MCF von 2 % angenommen. Die direkten N₂O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wurden aus den gesamten gemessenen N-Mengen abgeschätzt. Für Gülle mit Schwimmdecke und für Festmistlager gilt dabei der gleiche Emissionsfaktor für N₂O-N von 0,005 kg kg⁻¹ N, für Güllelagerung unter den Spalten ein Faktor von 0,002 kg kg⁻¹ N (IPCC, 2006). Die NH₃-Emissionen wurden anhand der gesamten ammoniakalischen N-Menge (TAN) ermittelt (Haenel et al., 2012). TAN wurde dabei mit den gemessenen NH₄-N-Gehalten gleichgesetzt. Für die NH₃-N Emissionen wurden Emissionsfaktoren von 0,045 kg kg⁻¹ N für offene Gülletanks mit Schwimmdecke und für Gülle unter Spalten, von 0,015 kg kg⁻¹ N für Güllelagerung in geschlossenen Behältern und von 0,60 kg kg⁻¹ N für Festmist (jeweils bezogen auf die TAN-Gehalte) angenommen (Haenel et al., 2012). Die mit der NH₃-Emission aus dem Wirtschaftsdünger-Management verbundene indirekte Klimawirkung, wurde dann mit einem CO₂-Äquivalent von 3,86 kg kg⁻¹ NH₃ hochgerechnet. Dabei wurde für die N₂O-N-Emission aus der N-Deposition mit NH₃ ein Emissionsfaktor von 0,01 kg kg⁻¹ angenommen (IPCC, 1996). Die Mittelwerte und Spannbreiten der gemessenen und berechneten Daten werden im Folgenden dargestellt und die Mittelwerte der konventionellen und ökologischen Betriebe mittels t-Test verglichen (JMP 8.0, 2008).

5.7.3 Ergebnisse

Auf sechs der konventionell bewirtschafteten Betriebe fiel kein Festmist an, und zwei der ökologisch wirtschaftenden Betriebe produzierten nur Festmist und keinen Flüssigmist. Die Milchkühe werden auf den untersuchten Betrieben überwiegend in Boxenlaufställen gehalten (Tabelle 5.7-1).

Tabelle 5.7-1: Überblick über die Aufstallungssysteme der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)

		n	ökologisch	konventionell
Milchvieh	Boxenlaufstall mit Spalten	44	11	11
	Boxenlaufstall planbefestigt		3	7
	Tiefstreustall		7	1
	Anbindestall		1	3
Jungvieh > 1 Jahr	Boxenlaufstall mit Spalten	40	5	12
	Boxenlaufstall planbefestigt		2	3
	Tiefstreustall		7	3
	Tretmiststall		5	3
Jungvieh < 1 Jahr	Boxenlaufstall mit Spalten	42	1	9
	Boxenlaufstall planbefestigt		3	3
	Tiefstreustall		11	8
	Tretmiststall		5	2

Eine Übersicht über Parameter der Wirtschaftsdüngerlagerung der 44 untersuchten Pilotbetriebe findet sich in Tabelle 5.7-2. Da die Hälfte der Pilotbetriebe mehr als ein Flüssigmistlager haben, sind die Lager bei der Beschreibung zum Teil mehrfach aufgeführt und die Summen in den Teilbereichen dann größer als die Gesamtzahl der Betriebe.

Tabelle 5.7-2: Überblick über Parameter der Wirtschaftsdüngerlagerung der untersuchten Milchviehbetriebe (Anzahl Betriebe)

			ökologisch	konventionell
Festmist	Gesamt		22	15
	Behandlung	Ohne	19	14
		Kompostierung	2	0
		Biogasanlage	1	1
	Zusätze	Ohne	16	13
		Steinmehl	3	1
		Kalk	1	1
		bio-dyn. Präparate	2	0
	Lagerungsart	offene Mistplatte	16	12
		abgedeckte Mistplatte	2	0
		Stall	1	1
		Feld	3	2
	Lagerdauer	< 30 d	2	0
		< 90 d	9	2
		> 90 d	11	13
Flüssigmist	Gesamt		20	22
	Behandlung	Ohne	25	32
		Biogasanlage	2	2
	Lagerungsart	offener Rundbehälter	15	20
		geschlossener Rundbehälter	4	2
		unter Spaltenboden	6	8
		Güllegrube (geschlossen)	2	4
	Lagerdauer	< 30 d	0	1
		< 90 d	5	2
		> 90 d	22	31
durchschnittliches Lagervolumen (m ³)		749	1245	
Jauche			5	1

Bei der Flüssigmistausbringung arbeiten die meisten Betriebe mit Breitverteilung, lediglich vier der untersuchten konventionellen Betriebe nutzen Schlepplschläuche. Der Hauptteil der Flüssigdünger wird nicht in den Boden eingearbeitet, da sie auf das Grünland oder in den Bestand ausgebracht werden.

Bei Einarbeitungszeiten gibt es zwischen den Betrieben und auch innerhalb der Betriebe Unterschiede, die zwischen einer und im Einzelfall bis zu 48 Stunden nach Ausbringung variieren.

Die Ergebnisse der Wirtschaftsdüngeranalysen sind in Tabelle 5.7-3 zusammengestellt.

Tabelle 5.7-3: Trockensubstanz, organische Substanz, Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte von Fest- und Flüssigmist ökologischer und konventioneller Milchviehbetriebe in Deutschland, Mittelwerte und Spannbreiten (Wirtschaftsjahre 2008/09, 2009/10, 2010/11)

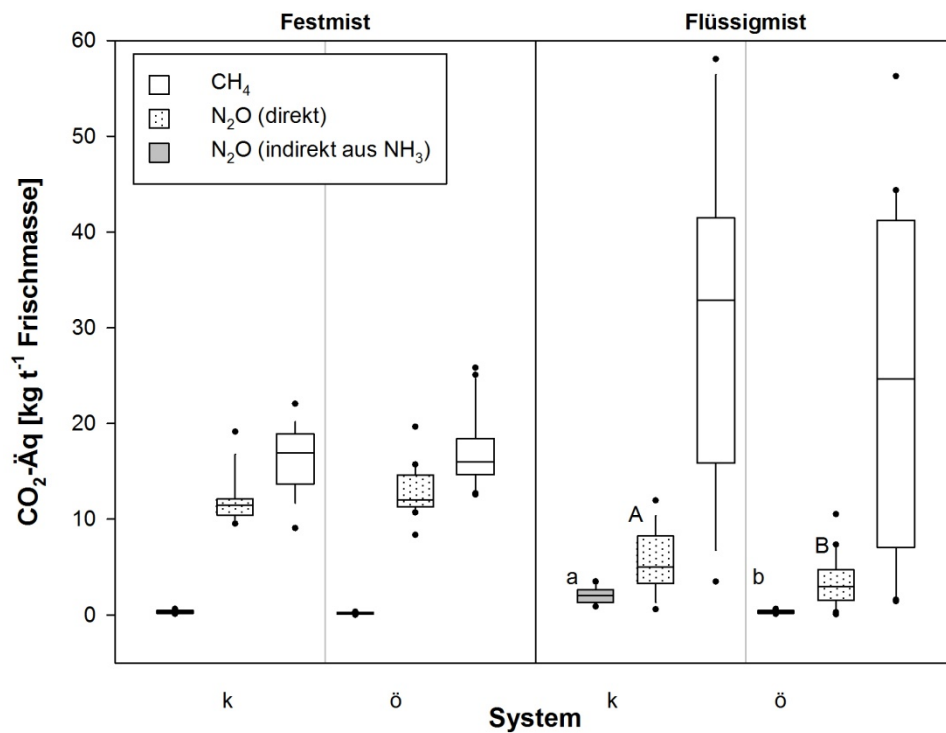
	n	TS	OS	NH ₄ -N	N	P	K	C	C/N	
		%	g kg ⁻¹ (bezogen auf TS)							
Festmist öko	64	27,7 ^a 18-96	752 ^b 366-995	3 ^b 0,1-10	19,7 ^a 8,2-33	4,7 ^a 1,1-8,2	21,9 ^a 5,7-39	510 ^b 300-592	27,3 ^a 14-68	
Festmist kon	40	26 ^a 14-45	829 ^a 242-922	3,9 ^a 0,1-9,6	19,7 ^a 10-34	4,6 ^a 1,4-11	18,5 ^b 2,2-27	542 ^a 213-603	28,6 ^a 15-49	
Flüssigmist öko	46	5,2 ^A 0,2-12	702 ^B 645-831	28 ^B 7-124	56 ^A 13-422	8,4 ^A 2,6-29	60 ^A 10-216	502 ^A 324-582	11,8 ^B 1-32	
Flüssigmist kon	47	5,7 ^A 0,3-11	741 ^A 578-842	43 ^A 13-189	71 ^A 27-371	9,4 ^A 4,7-21	59 ^A 17-176	511 ^A 300-508	9,4 ^A 1-20	

C=Kohlenstoff, K=Kalium, n=Anzahl, N=Stickstoff, NH₄=Ammonium, OS=organische Substanz (Glühverlust), P=Phosphor, TS=Trockensubstanz

^{a,b,A,B} Für den Vergleich der Mittelwerte des Festmistes wurden Kleinbuchstaben genutzt, für den der Gülle Großbuchstaben. Mittelwerte, die sich signifikant unterscheiden (t-Test, p<0,05), sind mit unterschiedlichen Buchstaben bezeichnet.

Beim Systemvergleich der analysierten Parameter im Wirtschaftsdünger ergaben sich bei den ökologischen Betrieben niedrigere mittlere NH₄-N-Gehalte und höhere C/N-Verhältnisse bei Flüssigmist und signifikant niedrigere NH₄-N, OS- und C-Gehalte bei Festmist. Sowohl bei den ökologischen als auch den konventionellen Betrieben sind die Spannbreiten der Nährstoffgehalte jedoch sehr groß. Bei den Berechnungen zu den potentiellen THG-Emissionen ergaben sich unter Berücksichtigung der N- und TAN-Gehalte der Wirtschaftsdünger sowie der Lagerungsbedingungen auf den ökologischen Betrieben signifikant geringere Potentiale für eine Klimaerwärmung durch indirekte und direkte N₂O-Emissionen (Abbildung 5.7-1). Bei der errechneten potentiellen Klimawirkung durch die CH₄-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung (Abbildung 5.7-1) sowie der Summe der Klimawirkungen der drei Gase (Tabelle 5.7-4) ergaben sich keine signifikanten mittleren Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben. Für die Flüssigmistlagerung wurde ein mittleres Klimaerwärmungspotential von 31, für die Lagerung von Festmist von 32 kg CO₂-Äq. t⁻¹, jeweils bezogen auf Frischmasse über beide Bewirtschaftungssysteme errechnet. Verglichen mit in anderen Studien gemessenen Emissionswerten für Gülle (Amon et al., 2006) und Festmist (Amon und Boxberger, 2001) liegen diese Werte im ähnlichen Bereich (Tabelle 5.7-4). Die Spannweite der errechneten potentiellen THG-Emissionen aus der Festmist- bzw. Flüssigmistlagerung liegt bei 25-48 bzw. 2-60 kg CO₂-Äq. t⁻¹ bei den ökologischen

und bei 22-37 bzw. 4-67 kg CO₂-Äq. t⁻¹ bei konventionellen Betrieben, jeweils bezogen auf Frischmasse (Tabelle 5.7-4). Die THG-Emissionen bei der Flüssigmistlagerung entstehen überwiegend aus CH₄, bei der Festmistlagerung zu größeren Anteilen auch aus direkten N₂O-Emissionen (Abbildung 5.7-1). Wurden die potentiellen THG-Emissionen auf die Trockenmasse der Wirtschaftsdünger bezogen, ergaben sich keine Systemunterschiede. Der große Anteil an CH₄ am gesamten Klimaerwärmungspotential erklärt die zum Teil sehr niedrigen auftretenden Gesamt-Emissionswerte beim Flüssigmist, da auch Jauche bzw. Flüssigmist mit sehr niedrigen TS-Gehalten in die Berechnung einbezogen wurden.



k=konventionell, ö=ökologisch, mit unterschiedlichen Buchstaben und Symbolen gekennzeichnete Boxen kennzeichnen signifikante Mittelwertunterschiede für den jeweiligen Parameter (t-Test, p<0,005)

Abbildung 5.7-1: Treibhausgasemissionen der Lagerung von Wirtschaftsdüngern getrennt nach konventionellen und ökologischen Milchviehbetrieben, errechnet aus mittleren Stoffgehalten und Lagerungsbedingungen.

Tabelle 5.7-4: Mittlere errechnete Treibhausgasemissionen aus der Lagerung von Flüssig- und Festmist in CO₂-Äquivalenten* aller Betriebe, verglichen mit Messwerten nach Amon et. al. (2006) und Amon und Boxberger (2001); Mittelwerte, Standardabweichung, Spannweite

	untersuchte Betriebe		(Amon und Boxberger, 2001)	(Amon et al., 2006)
	Festmist [kg t ⁻¹] bezogen auf Frischmasse	Flüssigmist	Festmist [kg m ⁻³]	Gülle
N ₂ O (indirekt aus NH ₃)	2,27 ± 1,1	0,25 ± 0,15	0,18 - 2,6	0,04 - 0,2
N ₂ O (direkt)	12,4 ± 2,5	6,4 ± 3,8	8,9 – 21	2,7 - 12,6
CH ₄	16,7 ± 3,4	27,5 ± 16,5	5 – 48	33,6 - 122,6
Gesamt	31,4 ± 5,2	32,2 ± 18,3	14 – 39	37 - 116
Konventionell, gesamt (n=18 bzw. 16)**	30,8 ± 4,3 ^a (22-37) [^]	36,5 ± 18,4 ^A (4-67) [^]	-	-
Ökologisch, gesamt (n=jew. 20)**	31,9 ± 5,9 ^a (25-48) [^]	28,3 ± 17,7 ^A (2-60) [^]	-	-

*Klimaerwärmungspotential, GWP₁₀₀ [kg CO₂-Äq pro kg N₂O, CH₄ oder NH₃]: N₂O=298, CH₄=25 (IPCC 2007), N₂O (indirekt)=3,86*NH₃; **errechnet aus Mittelwerten der Stoffgehalte der Wirtschaftsdünger der Beprobungen aus 2009-2011; ^a bzw. ^A Werte zwischen konventionell und ökologisch unterscheiden sich nicht (t-Test, p<0,05); [^]Spannweiten

5.7.4 Diskussion

Unterschiede in der Zusammensetzung der Wirtschaftsdünger zwischen ökologischen und konventionellen Betrieben

Aufgrund der Begrenzung von Spaltenanteilen in den Stallungen und traditionell höherer Gewichtung der Stallmistwirtschaft im Ökologischen Landbau konnte in diesem Betriebssystem ein höherer Anteil fester Wirtschaftdünger erwartet werden (Rahmann et al., 2004). Erwartungsgemäß traf dies für die Pilotbetriebe zu. Boxenlaufställe sind auch in den ökologischen Betrieben die vorherrschende Aufstallungsform für die Milchtiere (Tabelle 5.7-1). Dies entspricht auch Ergebnissen einer weiteren bundesweiten Studie zur ökologischen Milchproduktion (Brinkmann et al., 2011).

Erwartungsgemäß sind die gefundenen Spannbreiten der TS und der Nährstoffe von Fest- und Flüssigmist aus ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung sehr groß (Tabelle 5.7-3). Die Mittelwerte liegen aber im selben Wertebereich wie die für die Umsetzung der Düngeverordnung (2006) publizierten Werte in den Bundesländern (z.B. Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, 2009) für die Nährstoffgehalte konventioneller Wirtschaftsdünger. Die Spannbreiten umfassen auch die in anderen Studien gefundenen Werte für Wirtschaftsdünger auf ökologischen Betrieben (Meyer et al., 2011; Paulsen et al., 2011; Shepherd et al., 2002). In der Studie von Shepherd et al. (2002) wurden in englischen Betrieben niedrigere mittlere N- und P-Gehalte in ökologischer Gülle als in konventioneller Gülle gefunden. Dieser Befund konnte in der vorliegenden Studie nicht statistisch abgesichert werden. Jedoch können Unterschiede in den N- und P-Gehalten von Wirtschaftsdüngern ökologischer und konventioneller Betriebe darauf zurückzuführen sein, dass sich im Wirtschaftsdüngerkreislauf konventioneller Betriebe mehr zugekaufte Nährstoffe befinden, die aus Mineraldüngung des betriebseigenen Futters und Fut-

termittelimporten stammen (Reenberg und Fenger, 2011). Die höheren zirkulierenden N-Mengen in konventionellen Betrieben bergen dann auch die Gefahr höherer klimawirksamer N-Emissionen aus Böden und Wirtschaftsdüngern (Olesen et al., 2006). Die gefundenen Unterschiede zwischen den Betriebsformen im $\text{NH}_4\text{-N}$, OS-Gehalt und C/N Verhältnis bei Festmist und Flüssigmist müssen einzelbetrieblich erklärt werden und werden hier nicht weiter verfolgt.

THG-Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement

THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung können durch betriebliche Maßnahmen verringert werden. Grundsätzlich emittiert aus Güllelagern neben NH_3 überwiegend CH_4 . Hohe Temperaturen und anaerobe Bedingungen fördern dabei die CH_4 -Ausgasung. Bei Festmist treten daneben auch in größerem Umfang N_2O -Emissionen im Lager auf (Sneath et al., 2006; Clemens und Ahlgrimm, 2001; Kebreab et al., 2006; Chadwick et al., 2005). Dies zeigen auch die durchgeführten Berechnungen (Tabelle 5.7-4). Häufige Entnahme der Wirtschaftsdünger aus den Ställen, abgedeckte Flüssigmistlager, Biogas-Produktion und angepasste Applikationstechniken können die THG- und NH_3 -Emissionen in der Regel deutlich reduzieren (Weiske et al., 2006; Amon et al., 2006; Webb et al., 2004, Novak, 2010). Bei der hier angewandten Berechnungsmethode für die THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung wurden zum Beispiel die möglichen Effekte der Abdeckung nur grob, durch die angepassten Emissionsfaktoren für NH_3 und N_2O , und die der Entnahmefrequenzen der Wirtschaftsdünger gar nicht erfasst. Auswirkungen eines optimierten Managements oder der Einführung von Biogasanlagen wurden in dieser Studie nicht untersucht.

Eine Festmistkompostierung wurde nur auf zwei der untersuchten ökologischen Betriebe durchgeführt (Tabelle 5.7-1). Kompostierung fördert NH_3 -Verluste, senkt jedoch die CH_4 - und N_2O -Ausgasung (Amon et al., 2001; Shepherd et al., 2000). Grundsätzlich können auch durch Jaucheabtrennung NH_3 -Verluste bei der Lagerung von Festmist vermieden werden, ebenso wie später bei der Ausbringung, durch das relativ zügige Einsickern der flüssigen Jauche in den Boden. Im deutschen Emissionsinventar wird für Jauche bei der Ausbringung daher mit $0,20 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$ ein geringerer Emissionsfaktor verwendet, als für Gülle ($0,50 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$) oder Stallmist ($0,90 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}$) (Döhler et al., 2002). Getrennte Sammlungen von NH_4 -reichem Harn und Sickersäften in Jauchegruben wurden allerdings nur bei fünf der untersuchten ökologischen Betriebe und bei einem konventionellen Betrieb gefunden (Tabelle 5.7-2). Wie erwähnt wurden Jauche und Gülle für die durchgeführten Berechnungen, aufgrund verschwimmender Grenzen im TS-Gehalt, zusammengefasst und als Flüssigmist behandelt. Die konkreten Auswirkungen der Jaucheabtrennung wurden daher nicht gesondert bewertet.

Ein starker einzelbetrieblicher Einfluss auf das Emissionsgeschehen ist auch bei der Wirtschaftsdünger- ausbringung durch die gefundenen unterschiedlichen Ausbringungstechniken und Einarbeitungszeiten zu erwarten. Bei der nationalen Treibhausgasberichterstattung werden z.B. spezifische NH_3 -Emissionsfaktoren für verschiedene Applikationsverfahren und Einarbeitungszeiten der Wirtschaftsdünger vorgegeben, um die gasförmigen N-Emissionen abzuschätzen (Döhler et al., 2002; Chadwick et al., 2011). Die N_2O -Emissionen ergeben sich dann aus dem N-Eintrag in die Böden. Jedoch sind hier zusätzlich auch Tagestemperaturen bei der Ausbringung von entscheidender Bedeutung für die gasförmigen Verluste und könnten bei der Optimierung der Verfahren innerbetrieblich berücksichtigt werden (Novak et al., 2010).

Die errechnete Spannbreite der OS-Gehalte von 753 und 264 g kg⁻¹ TS für Stallmist bzw. Flüssigmist (Tabelle 5.7-3) und die daraus resultierenden CH₄-Emissionen (Abbildung 5.7-1) zeigen erneut die hohe Bedeutung der Wirtschaftsdüngerzusammensetzung im Einzelbetrieb. Durch die ermittelten geringeren mittleren N-Gehalte im Flüssigmist ökologischer Betriebe, ergaben sich beim gewählten Rechenansatz in diesem Betriebssystem bei der Lagerung von Flüssigmist im Mittel auch signifikant geringere N₂O-Emissionen (Abbildung 5.7-1). Die Spannbreite der N-Gehalte beträgt in der Erhebung 25,8 g kg⁻¹ TS für Festmist und 409 g kg⁻¹ TS für Flüssigmist. Die indirekte Klimawirkung durch N₂O aus NH₃-Emissionen war aufgrund der geringeren TAN-Gehalte von Stallmist und Flüssigmist in den ökologischen Betrieben ebenfalls geringer. Für die Lagerung ist der verwendete Emissionsfaktor für NH₃-N für Festmist mit 0,6 um Faktor 13 bzw. 40 höher als bei der Lagerung von Gülle mit Schwimmdecke bzw. Lagerung unter den Spalten. So erklären sich auch die deutlich höheren indirekten THG-Emissionen über NH₃ aus Festmist gegenüber Flüssigmist (Tabelle 5.7-4) trotz der deutlich höheren mittleren NH₃-N Gehalte des untersuchten Flüssigmists (Tabelle 5.7-3). Die indirekte Klimawirkung von N₂O aus den NH₃-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung ist allerdings nach den durchgeführten Berechnungen gegenüber den Klimawirkungen von CH₄ und der direkten N₂O-Emissionen zu vernachlässigen (Tabelle 5.7-4). Die niedrigeren direkten N₂O-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung der ökologischen Betriebe (Abbildung 5.7-1) sind auf die geringeren Gehalte an Gesamt-N zurückzuführen (Tabelle 5.7-3). Bei den Ergebnissen ist zu beachten, dass für die Emissionsfaktoren beim Wirtschaftsdüngermanagement Unsicherheitsbereiche angegeben werden, z.B. für CH₄ ±20 %, für die direkten N₂O-Emissionen -50 bis +100 % und für den Emissionsfaktor für N₂O-N nach atmosphärischer NH₃-N Deposition auf Böden ±20-50 % (IPCC, 2006). Die Ergebnisse der Berechnungen basieren aber auf gleicher Methodik und sind damit vergleichbar. Sie entsprechen Messwerten aus der Literatur (Tabelle 5.7-4). Die absolute Höhe der THG-Emissionen ist jedoch von technischen, standortbezogenen und klimatischen Faktoren abhängig.

5.7.5 Schlussfolgerungen

Anhand der auf den ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben erhobenen Daten zu Zusammensetzung, Lagerung und Ausbringungstechniken von Wirtschaftsdüngern wurde deutlich, dass die Qualität des Wirtschaftsdüngers sowie auch die mit der Lagerung und Ausbringung verbundenen THG-Emissionen sich auf den Betriebssystemen nicht grundsätzlich unterscheiden und betriebsindividuell sind. Jedoch ist auf den ökologischen Betrieben Festmistwirtschaft verbreiteter. Der überwiegende Anteil der THG-Last bei der Lagerung der Wirtschaftsdünger ist durch CH₄-Emissionen bedingt. Bei Festmist sind direkte N₂O-Emissionen jedoch nahezu gleichbedeutend. Die indirekte THG-Wirkung aus den NH₃-Emissionen der Wirtschaftsdünger durch nachfolgende N₂O-Emissionen aus Böden ist nur sehr gering. Die Bedeutung der Wirtschaftsdüngerlagerung für die THG-Bilanz von landwirtschaftlichen Betrieben und mögliche Emissionsminderungsmaßnahmen müssen für jeden Betrieb einzeln analysiert werden. Ziel muss es sein, aus Berechnungen, wie sie hier für die Wirtschaftsdüngerlagerung aufgezeigt wurden, Emissionsschwerpunkte der Einzelbetriebe im Detail zu identifizieren. Die Bedeutung der THG-Emissionen aus dieser Quelle muss dann in die gesamte THG- und Umweltbilanz von Betrieben eingeordnet werden, um umwelt- und kosteneffiziente Minderungsmaßnahmen an der richtigen Stelle des Betriebssystems einzuführen.

5.7.6 Literatur

Amon B, Amon T, Boxberger J, Alt C (2001) Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 1-3:103-113

Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S (2006) Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 2-3:153-162

Brinkmann J, March S, Barth K, Becker M, Drerup C, Isselstein J, Klocke D, Krömker V, Mersch F, Müller J, Rauch P, Schumacher U, Spiekers H, Tichter A, Volling O, Weiler M, Weiß M, Winckler C (2011) Status quo der Tiergesundheitssituation in der ökologischen Milchviehhaltung in Deutschland - Ergebnisse einer repräsentativen bundesweiten Felderhebung. 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Gießen, 15.-18. März 2011, 2:162-269

Chadwick D-R (2005) Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmos Environ* 39(4):787-799

Chadwick D-R, Sommer S-G, Thorman R, Fanguero D, Cardenas L, Amon B, Misselbrook T (2011) Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166-67:514-531

Clemens J, Ahlgrimm H-J (2001) Greenhouse gases from animal husbandry: mitigation options. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60:287-300

Döhler H, Eurich-Menden B, Dämmgen U, Osterburg B, Lüttich M, Bergschmidt A, Berg W, Brunsch R (2002) BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungszenarien bis zum Jahr 2010. Forschungsbericht 299 42 256/02. Texte 05/02. Umweltbundesamt, Berlin

Düngeverordnung (2006) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist

Freibauer A, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Haenel H-D, Osterburg B, Rösemann C, Wulf S (2011) Treibhausgasemissionen der Tierhaltung. In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (Hrsg.), Emissionen der Tierhaltung - Treibhausgase, Umweltbewertung, Stand der Technik. KTBL-Tagung, 06. - 08. Dezember 2011, Kloster Banz, Bad Staffelstein, KTBL-Schrift 491:113-121

Gillenwater M, Saarinen K, Ajavon A-N (2006) Precursors and indirect emissions. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T and Tanabe K (eds.). Published: IGES, Japan, Volume 1: General Guidance and Reporting, Chapter 7

Haenel H-D, Röseman C, Dämmgen U, Poddey E, Freibauer A, Döhler H, Eurich-Menden B, Wulf S, Dieterle M, Osterburg B (2012) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990-2010: report on methods and data (RMD) Submission 2012. Braunschweig: vTI, Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research - Sonderheft 394 S

Hansen M-N, Sommer S-G, Madsen N-P (2003) Reduction of Ammonia Emission by Shallow Slurry Injection: Injection Efficiency and Additional Energy Demand. *J. Environ. Qual.* 32:1099-1104

IPCC (1996) Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual Volume 3. Agriculture. Online <<<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs6c.html>>> abgerufen am 15.10.2012

IPCC (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H-S, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K (eds.). Published: IGES, Japan. Volume 4: Agriculture, Forestry and other Land use

IPCC (2007) Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M and Miller HL (eds.). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp, Chapter 2: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing

JMP 8.0 (2008) JMP® Statistical Discovery Software. SAS Institute Inc. SAS Campus Drive, Cary, NC, USA 27513

Kassow A, Blank B, Paulsen HM, Aulrich K, Rahmann G (2010) Studies on greenhouse gas emissions in organic and conventional dairy farms. *Landbauforschung SH* 335, 65-76

Kebreab E, Clark K, Wagner-Riddle C, France J (2006) Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Canadian Journal of Animal Science* 86(2):135-158

Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (2009) Richtwerte für die Düngung. 20. Auflage

Meyer D, Dittrich B, Köhler B, Kolbe H (2011) Nähr- und Schadstoffgehalte von Wirtschaftsdüngern des ökologischen Landbaus in Sachsen. *Schriftenreihe des LfULG*, Heft 6/2011:16-32

NIR (2011) Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2009 Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2011. *Climate Change Nr. 11/2011* Umweltbundesamt

Novak S-M, Fiorelli J-L (2010) Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agronomy for Sustainable Development* 30(2):215-236

Olesen JE, Schelde K, Weiske A, Weisbjerg MR, Asmana WAH, Djurhuus J (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 112, 2-3:207-220

Paulsen HM, Kratz S, Schnug E (2011) Nährstoffgehalte ökologischer Wirtschaftsdünger. Tagungsband, 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Gießen, 15.-18. März 2011. 1:199-202

Rahmann G, Nieberg H, Drengemann S, Fenneker A, March S, Zurek U (2004) Bundesweite Erhebung und Analyse der verbreiteten Produktionsverfahren, der realisierten Vermarktungswege und der wirtschaftlichen sowie sozialer Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe und Aufbau eines bundesweiten Praxis-Forschungs-Netzes: Landbauforschung Völkenrode SH 276

Reenberg A, Fenger N-A (2011) Globalizing land use transitions: the soybean acceleration. Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography 111, 1:85-92

Rösemann, C, Haenel H-D, Poddey E, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Dietlerle M, Osterburg B (2011) Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990-2009. Landbauforschung, Sonderheft 342

Shepherd M, Philipps L, Bhogal A (2000) Manure management on organic farms: to compost or not to compost? In: Alföldi T, Lockeretz W, Niggli U, Proceedings 13th International IFOAM Scientific Conference:50-53

Shepherd M, Philipps L, Jackson L, Bhogal A (2002) The nutrient content of cattle manures from organic holdings in England. Biological Agriculture & Horticulture 20(3):229-242

Sneath R-W, Beline F, Hilhorst M-A, Peu P (2006) Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. Agriculture Ecosystems & Environment 112. 2-3:122-128

van der Meer HG (2008) Optimising manure management for GHG outcomes 186. Australian Journal of Experimental Agriculture 48(1-2):38-45

VDLUFA (1995) Methodenbuch II.1. Die Untersuchung von Düngemitteln, 4. Aufl., inkl. 1. bis 4. Ergänzungslieferung 1999/2004/2007

Webb J, Chadwick D, Ellis S (2004) Emissions of ammonia and nitrous oxide following incorporation into the soil of farmyard manures stored at different densities. Nutrient Cycling in Agroecosystems 70(1):67-76

Wegener J, Lücke W, Heinzemann J (2006) Potentieller Beitrag der Landwirtschaft zur Verminderung der Treibhausgasemissionen in Deutschland. Agrarwirtschaft 55, Heft 4

Weiske A, Vabitsch A, Olesen JE, Schelde K, Michel J, Friedrich R, Kaltschmitt M (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. Agriculture, Ecosystems & Environment 112, 2-3:221-232

Wulf S, Vandr  R, Clemens J (2003) Mitigation options for CH₄, N₂O and NH₃ emissions from slurry management. In: van Ham J, Baede APM, Guicherit R, Williams-Jacobse JGFM (eds.): Non-CO₂ Greenhouse Gases: Scientific Understanding, Control Options and Policy Aspects. Millpress, Rotterdam, Netherlands, ISBN 90-77017-70-4:363-369