

Schlussbericht zum Projekt

Verbundvorhaben:

**„Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten
Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung
von Biogas“**

Teilvorhaben 4:

**„Pflanzenbaulicher Versuch
und Messung der NH₃-Verflüchtigung
am Standort Kiel / Hohenschulen“**

Förderkennzeichen: 22008010

Laufzeit: 01.09.2010 bis 31.10.2015

Antragsteller: Prof. Dr. Henning Kage, Prof. Dr. Andreas Pacholski

Bearbeiter: MSc. Achim Seidel

Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

27. April 2016

Inhalt

Schlussbericht zum Projekt	1
Verbundvorhaben:	1
„Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“	1
Teilvorhaben 4: „Pflanzenbaulicher Versuch und Messung der NH ₃ -Verflüchtigung am Standort Kiel / Hohenschulen“	1
27. April 2016	1
Inhalt	2
1 Ziele	3
1.1 Aufgabenstellung	3
1.2 Vorgehen	4
1.2.1 „Kleiner“ Gärrestversuch	4
1.2.2 Großer Gärrestversuch	5
1.2.3 Statistische Analyse der NH ₃ -Verluste	5
1.2.4 Modellentwicklung	6
1.2.5 Versuche bezüglich Reduktion von NH ₃ -Verlusten und Standortfaktoren	6
2 Stand der Technik	9
2.1 Messung der NH ₃ -Verflüchtigung	9
2.2 Modellierung zur Analyse und Extrapolation von Emissionsdaten	10
2.3 Optionen der Minderung von NH ₃ -Emissionen	11
3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen	11
4 Ergebnisse	12
4.1 Ammoniakemissionen an den einzelnen Standorten	12
4.1.1 Kleiner Gärrestversuch	12
4.1.2 Großer Gärrestversuch	21
4.2 Statistische Analyse der relativen NH ₃ -Verluste	24
4.3 Modellbasierte Datenauswertung	26
4.4 Versuch zur NH ₃ Emissionsminderung mittels Injektion und Ansäuerung bei der Feldausbringung von Rindergülle	29
4.5 Inkubationsversuch zum Einfluss des Boden-pH-Wertes auf die Höhe des NH ₃ Emissionen nach Gülle- und Gärrestdüngung	32
5 Verwertung	33
6 Erkenntnisse von Dritten	33
7 Veröffentlichungen	34
7.1 Tagungsbeiträge	34
7.2 Wissenstransfer	34
7.3 Peer Reviewed Artikel	34
7.4 Veröffentlichungen in Vorbereitung	34
8 Quellenverzeichnis:	34
	2

1 Ziele

1.1 Aufgabenstellung

Ammoniakemissionen in Europa entstammen zu etwa 90% aus der Landwirtschaft (Erisman et al. 2008), in Deutschland sogar zu 94%, woran die Ausbringung flüssiger organischer Dünger, wie Jauche und Gülle, wiederum einen Anteil von etwa 40% hat (NIR 2013). In Folge der Emission von Ammoniak (NH_3) kommt es zur unkontrollierbaren Depositionen von Stickstoff (N) zum einen in landwirtschaftlich und anderweitig genutzte Flächen, aber auch in N-sensitive Ökosysteme und kann dort zur Eutrophierung und Versauerung beitragen. Ebenso wird NH_3 als indirektes Treibhausgas betrachtet, da es durch die Deposition auf terrestrischen Flächen zur Lachgas (N_2O) -bildung beiträgt (IPCC, 2013). Da Gärreste, deren NH_3 -Emissionspotential tendenziell noch höher liegt als das tierischer Gülle (Ni et al., 2012), in großem Umfang als Dünger zur pflanzlichen Gärsubstratproduktion genutzt werden, kommt der Düngung mit Gärresten hinsichtlich der Bewertung der gesamten Treibhausgasmissionen aus dem Anbau von Pflanzen für die Erzeugung von Biogas zu. Die Verluste von Ammoniak nach der Ausbringung von Rinder- und Schweinegülle wurden bereits intensiv untersucht und sind in der Literatur belegt. Da sich Gärreste aus deutschen Kofermentationsanlagen von Gülle und NawaRo (v.a. Silomais) in der Zusammensetzung von Gülle und Reststoffgärresten unterscheiden, existieren nur in einem sehr begrenzten Umfang verlässliche Zahlen zu den Ammoniakverlusten aus deren Nutzung als Dünger. Erste Untersuchungen (Ni et al. 2012) zeigten, dass aufgrund der gärresttypischen Eigenschaften des erhöhten pH-Wertes, wie auch des hohen Ammonium-N-Anteil am Gesamt-N und veränderte Infiltrationseigenschaften, potentiell hohe Ammoniakverluste auftreten können. Ammoniakemissionen aus der Feldapplikation von Gärresten sind aus Sicht nationaler Emissionsziele relevant etwa 8000 Biogasanlagen in Deutschland (FNR, 2015) ein Aufkommen an Gärresten von jährlich etwa 65 Mio m^3 (Möller und Müller, 2012) produzieren. Dabei spielen die Ammoniakemissionen nicht nur unter Umweltgesichtspunkten eine wichtige Rolle; auch der Verlust vom gedüngten Stickstoff, der in Form von Ammoniak in die Atmosphäre entweicht, ist nicht mehr direkt pflanzenverfügbar und muss in Abhängigkeit vom Düngungsniveau und der angebauten Kultur durch mineralische N-Gaben ersetzt bzw. ergänzt werden.

Mit Hilfe umfangreicher Messungen an 5 agrarökologisch unterschiedlichen Standorten, in typischen Biogaskulturen, mit unterschiedlichen Gärresten und zu variierenden Witterungsbedingungen sollte in diesem Vorhaben eine Grundlage für die Bewertung und Analyse der Ammoniakemissionen aus der Biogas-Gärrestdüngung geschaffen werden. Die Versuchsstandorte waren durch das langjährig von der FNR geförderte EVA-Verbundprojekt vorgegeben. Da hier aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Randbedingungen und der fehlenden Möglichkeit von Feldwiederholungen der NH_3 -Messungen eine statistische Analyse schwierig erschien, sollten die erhobenen Daten in die Neuparametrisierung des in der AG bestehenden empirischen NH_3 -Emissionsmodells einfließen.

Gleichzeitig stand im Fokus, eine breite Datenbasis für die Ableitung von verallgemeinerbaren Aussagen zu den NH_3 -Emissionen aus der Gärrestdüngung zu erstellen. Die hieraus erhaltenen Erkenntnisse sollen wiederum in die Optimierung von Biogasproduktionssystemen einfließen und stellen einen wichtigen Beitrag zur dringend notwendigen Umsetzung der NEC-Richtlinie (2001/81/EG), speziell zur Erfassung und Verringerung der NH_3 -Emissionen dar.

Folgende Teilziele wurden daher im Projekt verfolgt:

- Messung und Berechnung der NH_3 -Verluste im Verbundprojekt um belastbare Zahlen für die Ökobilanzierung im Verbundprojekt bereitzustellen. Dies lässt einen Vergleich zur mineralischen Düngung zu.
- Analyse der NH_3 -Emissionsdaten und das Herausarbeiten der wichtigen Einflussgrößen auf die Höhe und Dynamik der NH_3 -Verluste
- Weiterentwicklung und Neuparametrisierung mit Gärrestdaten eines in der AG bestehenden NH_3 -Emissionsmodelles

- Ableiten von Handlungsempfehlungen zur Minderung der NH₃-Emissionen ggf. auch im Hinblick auf schädliche N₂O-Emissionen (Zielkonflikt)
- Untersuchung von Methoden, um Ammoniakemissionen wirkungsvoll zu reduzieren

1.2 Vorgehen

Im EVA-Verbundvorhaben wurden auf 5 Standorten in Deutschland verschiedene Energiepflanzenfruchtfolgen etabliert und langjährig auf ihre Ertragsleistung geprüft. Im Rahmen des Verbundprojektes wurde in zwei Versuchsanlagen die Ammoniakemission nach Gärrestapplikation gemessen, wobei der „kleine Gärrestversuch“ die Versuchspartizellen des EVA-Projektes nutzte. Zusätzlich wurde in einem sogenannten „großen Gärrestversuch“ eine stärker variierte Applikationsmenge von Gärresten geprüft.

1.2.1 „Kleiner“ Gärrestversuch

Im Kleinen Gärrestversuch wurde die Wirkung der Gärrestdüngung in Fruchtfolgen zur pflanzlichen Substraterzeugung zur Biogasproduktion untersucht, wobei hier in Abhängigkeit von der Fruchtart ein typischer Zeitpunkt für die Düngung mit Gärrest an jedem Standort gewählt wurde, gleichzeitig wurde standortspezifisch die Höhe und Aufteilung der Düngegaben vorgenommen. Der Versuch war dabei so angelegt, dass in jedem Jahr 2 Glieder der Fruchtfolge Winterfutterroggen+Sorghum – Winterweizen – Wintertriticale+Weidelgras – Silomais im Versuch standen (Anlage 1 und 2). In Anlage 1 war die Abfolge der Kulturen: Silomais – Winterweizen – Silomais – Winterfutterroggen + Sorghum. In Anlage 2 standen die Kulturen in folgender Abfolge: Sorghum - Wintertriticale+Weidelgras – Winterweizen – Silomais. Im Kleinen Gärrestversuch standen im Jahr 2011 die Kulturarten Mais und Sorghum. Hier wurde eine Schleppschlauchdüngung mit anschließender Einarbeitung durchgeführt. Nach der Ernte des Mais und des Sorghum wurde Winterweizen, bzw. Wintertriticale eingesät. Nach der Ernte der Triticale zur GPS-Nutzung erfolgte in Abhängigkeit von der Witterung an den meisten Standorten eine Einsaat von Weidelgras als Zwischenfrucht. Am Standort Hohenschulen konnte dies aufgrund der typisch späten Triticaleernte, wie auch aufgrund der besonders nassen Witterung und damit verbundenen Bodenfeuchte keine Einsaat von Weidelgras erfolgen. Nur am Standort Ascha und Dornburg wurde daher Gärrest zur Etablierung des Weidelgrases gedüngt. Nach der Ernte des Winterweizens (Körnernernte) im Sommer 2012 wurde Ackersenf als Zwischenfrucht ausgesät. Nach dem einschnittig beernteten Weidelgras wurde Winterweizen gesät und im Frühjahr 2013 die Düngung von Gärrest in den Bestand hinein durchgeführt. Auf den Parzellen mit Senf wurde Gärrest gedüngt und eingearbeitet, um nachfolgend eine Saat von Mais durchzuführen. Nach der Beerntung des Winterweizens im Sommer 2013 wurden die Stoppeln als Brache liegen gelassen. Im Frühjahr 2014 wurde dann der abgefrorene Senf eingearbeitet und Gärrest zu Mais gedüngt und anschließend eingearbeitet. Nach dem Drusch des Winterweizens wurde Winterroggen gesät. Der Winterroggen wurde im Frühjahr 2014 per Schleppschlauchausbringung mit Gärrest gedüngt und dann als Grünschnittroggen in der Blüte zur Silierung geerntet. Nach der Ernte des Winterroggens, wurde Gärrest gedüngt, eingearbeitet und nachfolgend Sorghum gesät. Nach der Ernte von Sorghum und Mais erfolgte keine weitere Düngung. Die Düngung des Gärrestes erfolgte im Kleinen Gärrestversuch in jeder Kultur in 2 Varianten: 50% Gärrest + 50% Mineralisch (KAS) und die 100% Gärrest, wobei die Gärrestmenge anhand der Ziel-N-Menge festgesetzt wurde und die Düngung Gesamt-N basiert erfolgte. Dabei wurde eine Düngewirksamkeit des gesamten Gärrest-N von 70% MDÄ (Mineraldüngeräquivalent) angenommen, wodurch die tatsächliche gedüngte Gärrest-N-Menge höher als die mineralische Ziel-N-Menge lag. Zu den Kulturen Sorghum und Mais war es möglich, den Gärrest nach der Ausbringung mit Schleppschlauchtechnik einzuarbeiten. Hierbei wurde an den verschiedenen Standorten keine einheitliche Zeit für die Gärresteinarbeitung nach Ausbringung eingehalten. In allen anderen Kulturarten wurde eine oberflächliche Schleppschlauchdüngung durchgeführt. Eine Ausnahme bei der Gärrestausbringung stellt der Standort Gülzow dar, da hier Gärrest in den Kulturen Winterweizen, Winterroggen und Wintertriticale mit Scheibenscharen injiziert wurde. Zu Mais und Sorghum kam in Gülzow eine Injektionstechnik mit einem Federzinkengrubber zum Einsatz. Somit war eine weitere Einarbeitung mit einem separaten Grubber in Gülzow nicht notwendig. Bei der Düngung von KAS kommt es in Abhängigkeit von Düngerart, Ausbringung und

Boden- und Witterungsbedingungen gewissen, in der Regel aber sehr niedrigen und sehr viel langsamer sich akkumulierenden NH_3 -Verlusten. Daher wurde auf eine NH_3 -Messung in diesen Varianten verzichtet. Eine längere Messdauer, die aufgrund der längeren Emissionsdauer von KAS notwendig gewesen wäre, war in diesem Feldversuch praktisch nicht umsetzbar.

Die Messung der Ammoniak-Emissionen wurde am Standort Hohenschulen mit einem kombinierten Ansatz aus Passivsammlern und einer kalibrierten dynamischen Kammermethode (Gericke et al., 2011, Quakernack et al. 2012) in allen Wiederholungen der Versuche durchgeführt. An den anderen Standorten war eine NH_3 Messung auf diese Weise angedacht, aber aufgrund technischer Gründe (siehe Erfolgskontrollbericht) konnte dies ausschließlich mit der kalibrierten dynamischen Kammermethode (Drägermethode) erreicht werden (Pacholski et al., 2006).

Der geplante Einsatz von Passivsammlern zur Bestimmung der parzellenbezogenen Ammoniakemissionen wurde in 2011 wie geplant durchgeführt. Da im Vorfeld nicht sicher war, ob dieser kombinierte Ansatz aus Drägermethode und Passivsammlern zum Erfolg führen würde, wurde zusätzlich in allen Parzellen (in Abhängigkeit der Arbeitskapazität der Doktoranden an den verschiedenen Standorten) mit der Drägermethode gemessen.

1.2.2 Großer Gärrestversuch

Im Vordergrund des großen Gärrestversuchs stand die Abschätzung der Höhe von N_2O -Emissionen in Abhängigkeit von der Düngungshöhe von Gärresten in der wichtigsten Kultur Silomais. Der „Große Gärrestversuch“ wurde an allen Standorten in den Versuchsjahren 2011, 2012 und 2013 angelegt.

Die Versuchsflächen des Großen Gärrestversuchs wurden in jedem Jahr auf einem anderen Schlag angelegt, um residuale N-Effekte aus dem Vorjahr auszuschließen. Wie im Kleinen Gärrestversuch wurde eine optimale Ziel-N-Menge festgesetzt und die Düngung erfolgte Gesamt-N basiert, wobei eine Düngewirksamkeit des Gärrest-N von 70% MDÄ (Mineraldüngeräquivalent) angenommen wurde und dadurch höhere Gesamt-N-Mengen als in einer vergleichbaren mineralischen Variante appliziert wurden. Da es im Großen Gärrestversuch unter anderem Ziel war, die Gärrest-N-Mengen zu variieren, um Effekte auf die Lachgasbildung erkennen zu können, wurden gesteigerte N-Mengen appliziert. Es wurden somit eine 50%, 75%, 100%, 125% und 200% GÄR-Variante und zusätzlich eine 50% GÄR + 50% MIN (nur 2011, analog zum Kleinen Gärrestversuch) und eine Variante mit 100% GÄR + Nitrifikationsinhibitor (Piadin) an allen Standorten angelegt. Besonders in der 125%- und der 200%-Variante werden Applikationshöhen erreicht, die nicht als praxisrelevant zu bezeichnen sind (Düngungsobergrenze laut DüV 170 kg N_{gesamt} ha^{-1} aus organischen Düngern).

Die Messung der NH_3 -Emissionen wurde wie im Kleinen Gärrestversuch am Standort Hohenschulen mit dem kombinierten Ansatz aus Passivsammlern mit Drägermethode in wiederholten Parzellenversuchen gemessen. An den weiteren Standorten kam auch aufgrund fehlender Parzellenwiederholungen ausschließlich die Drägermethode zum Einsatz (siehe auch Erfolgskontrollbericht).

1.2.3 Statistische Analyse der NH_3 -Verluste

Die einfache statistische Analyse sollte dazu dienen, zunächst die wichtigsten Einflussgrößen auf die NH_3 -Verlusthöhe zu determinieren. Um die zunächst die Frage eines möglichen Standorteinflusses auf die NH_3 -Verluste zu klären, wurde eine einfache statistische Kovarianzanalyse in einem linearen Modell durchgeführt. Da neben dem Standort auch ein Einfluss der Witterung, des Pflanzenbestandes, sowie der Gärreistigenschaften auf die NH_3 -Verlusthöhe zu erwarten war, wurde in einem nächsten Schritt der Standorteinfluss in einem gemischten Modell berücksichtigt.

Von der Analyse wiederum ausgeschlossen werden musste Gülzow, da hier im Getreide die Injektion mit Scheibenscharen und nicht mit der Schleppschlauchdüngung erfolgte, sowie vor der Mais- und Sorghumsaat die Gärreste mit einem Zinkenschar injiziert wurden. Diese Ausbringungsmethodik ist nicht mit der Applikationstechnik der weiteren Standorte vergleichbar. Zudem wurden hier genauso wie bei der empirischen Modellbildung qualitativ schlechte Messungen (zu geringe Messfrequenz) nicht mit berücksichtigt. Des Weiteren wurden Ausreißer aus dem Datensatz entfernt. Um eine Vergleichbarkeit der Standorte ohne wiederholte NH₃-Messungen (Ascha, Dedelow, Dornburg) zusammen mit dem Standort Hohenschulen zu gewährleisten, wurden für jeden Applikationstermin Mittelwerte je gemessene Variante gebildet, um so eine Verzerrung der Ergebnisse durch eine höhere Anzahl von Messungen aus Hohenschulen zu verhindern. Aufgrund einer besseren Residuenverteilung wurde eine Logarithmierung der relativen NH₃-Verluste vorgenommen. Um eine Aussage über möglichst alle gemessenen NH₃-Verluste zu generieren, wurde die Einarbeitung, sowie die Einfach-Interaktion aus Einarbeitung*Einarbeitungszeit berücksichtigt.

Im linearen Kovarianzmodell wurde der Standort als fixer Faktor behandelt. Hiermit sollte zunächst die Frage des Standorteinflusses geklärt werden. Im diesem linearen Modellansatz wurden zunächst alle plausiblen, quantifizierten Einflussgrößen auf die NH₃-Verluste berücksichtigt. Nach Aufstellung des Modelles wurde anhand des AIC-Kriteriums das Modell schrittweise optimiert (Step-AIC-Optimierung) d.h. weniger signifikante Parameter entfernt.

Im nächsten Schritt wurde eine gemischtes lineares Modell (LME, Linear Mixed Effects Modell) aufgestellt, wobei der Standort als Random-Term berücksichtigt wurde, aber die Haupteffekte (alle Parameter außer des Standortes) als fix geschätzt wurden. Durch Reduktion der Parameterzahl (Verzicht auf Schätzung des Standortfaktors), sollte die Schätzung der Effekte verschiedener Einflussfaktoren auf die NH₃-Verlusthöhe verbessert werden. Das gemischte lineare Modell wurde auch mittels Step-AIC-Methode optimiert.

1.2.4 Modellentwicklung

In der Arbeitsgruppe wurde bereits ein empirisches NH₃-Modell weiterentwickelt (Ni et al. 2011), das auf dem Ansatz des ALFAM-Modelles (Sogaard et al., 2002) basiert. Grundlegend wird dabei unterstellt, dass die NH₃-Verflüchtigung aus Güllen und Gärresten, welche im Feld als Dünger appliziert wurden, einer der Michaelis-Menten-Kinetik entsprechenden Dynamik folgt. In der Literatur finden sich verschiedenste Studien, die diese Dynamik plausibel erscheinen lassen, daher wurde dieser Ansatz hier als Tool zur Datenanalyse genutzt. Im Funktionsprinzip wird dabei folgende, die Michaelis-Menten Kinetik beschreibende Funktion genutzt:

$$N(t) = Nmax \frac{t}{t + Km}$$

Dabei entspricht *Nmax* der maximalen Emissionsmenge; *t* ist der Zeitpunkt, zu dem die Emissionshöhe bestimmt wird und *Km* ist der Zeitpunkt, zu dem die Hälfte der Emissionshöhe von *Nmax* erreicht ist. Für die Modellbildung werden dann die kumulativen relativen NH₃-Verluste für jeden Emissionsverlauf (jede Parzelle je Messkampagne) an diese Funktion gefittet. Dabei erhält man die Parameter *Nmax* und *Km*, für welche dann ein jeweils ein lineares Modell mit allen relevanten Parametern (Gülle, Wetterdaten, Bewirtschaftungsfaktoren, etc.) aufgestellt wird. Diese Modelle für *Nmax* und *Km* werden jeweils in einem Step-AIC-Verfahren optimiert, indem stufenweise weniger signifikante Einflussgrößen entfernt werden um ein Modell mit – für sich genommen - maximalen Aussagekraft zu generieren. Vernachlässigt wird bei diesem Modellansatz, jedoch die Variation der steuernden Faktoren während des Emissionsprozesses.

1.2.5 Versuche bezüglich Reduktion von NH₃-Verlusten und Standortfaktoren

Um zum einen die Wirkung von Maßnahmen zur Emissionsminderung zu prüfen und zum anderen die steuernden Faktoren der NH₃-Emission genauer zu analysieren wurden zusätzlich zum ursprünglich geplanten Versuchsprogramm weitere Untersuchungen durchgeführt.

Injektion + Ansäuerung

Da im Grünland für die Ausbringung von Rindergülle keine Möglichkeit der Einarbeitung besteht,

bieten sich hier als sinnvolle Methoden zur Reduktion von NH_3 -Emissionen die Injektion und die feldbasierte Ansäuerung an. In einem Feldversuch an zwei unterschiedlichen Dauergrünlandstandorten (4-schnittig) sollte daher deren Potential der Emissionsminderung getestet werden. Standort 1 war Waygaard in der deutschen Nordseemarsch (Kreis Nordfriesland, Tonboden) und Standort 2 war Jyndevad in Süddänemark (Sandboden) mit einer Entfernung von 40 km zueinander. Daher unterscheiden sich beide Standort hinsichtlich ihres Klimas nur gering, aber deutlich in ihren Bodeneigenschaften. Der Versuch wurde in 2 Jahren durchgeführt (2012 und 2013) und folgende Varianten wurden untersucht. 1. Schleppschlauchausbringung (Referenz), 2. Injektion A (0,175m Schlitzabstand), 3. Injektion B (0,35m Schlitzabstand), 4. Ansäuerung pH 6,5 und 5. Ansäuerung pH 6,0. Zudem wurde eine mineralisch gesteigerte Düngung mit KAS durchgeführt. Die angesäuerte Gülle wurde auch mit Schleppschläuchen ausgebracht. Es handelte sich um eine randomisierte Blockanlage ($n = 4$, Parzellengröße 9m x 9m) mit parzellengroßen Abständen zwischen den Parzellen um NH_3 -Drift zu vermindern; Die Gülle wurde parzellenweise an 8 bzw. 6 Terminen (Standort 1 bzw. 2, zusammen 14 Ausbringtermine) ausgebracht. Die Düngehöhe wurde TAN-basiert festgelegt und zur Vermeidung von Schwefeldüngungseffekten wurde bei allen nicht angesäuerten Varianten eine Schwefel-Ausgleichsdüngung vorgenommen. Zur Injektion der Gülle wurden Doppelscheibenschare verwendet, die einen V-förmigen, offenen Schlitz in den Boden formten, in welchen die Gülle abgelegt wird. Zur Erweiterung des Injektionsabstandes von Injektion A zu Injektion B wurde jedes zweite Schar demontiert. Zur Durchführung der feldbasierten Ansäuerung, wie sie bereits in der Praxis realisiert wird, wurde unmittelbar vor der Ausbringung der Gülle in einem separaten Tank der pH-Wert (Ausgangs-pH-Wert $\sim 7,2 - 7,4$) mit konzentrierter Schwefelsäure (96% H_2SO_4) auf den Ziel pH-Wert (pH 6,5 bzw. 6,0) eingestellt. Die Methode der Ammoniakmessung war der kombinierte Ansatz von mittels Drägermessungen kalibrierten Passivsammlern (Gericke et al. 2011), hierfür wurden ungedüngte Kontrollen im Versuch installiert, um die NH_3 -Hintergrund Emission im Versuch zu ermitteln. Am Standort Waygaard wurden zudem in beiden Versuchsjahren die N_2O -Emissionen mit statischen Messhauben (Hutchinson und Mosier 1981) ermittelt.

Inkubationsversuch

Es liegen wenige Erkenntnisse darüber vor, wie sich der Boden-pH-Wert in Interaktion mit von dessen Textur auf die Ammoniakverluste nach der Applikation von Gülle oder Gärresten auswirkt. Daher wurden diese Zusammenhänge in einem zusätzlichen Versuch untersucht. Da ein künstliches Einstellen zu untersuchender Böden auf einen definierten und stabilen pH-Wert schwer umzusetzen und in seiner Vergleichbarkeit mit natürlich äquilibrierten Boden-pH-Werten fragwürdig ist, wurde hiervon Abstand genommen und der Fokus auf natürlich entstandene Böden gelegt. Zu diesem Zweck wurden Bodenproben aus Dauerfeldversuchen (über Jahrzehnte konstant unterschiedliche Behandlung der Versuchsvarianten) mit einer günstigen pH-Abstufung entnommen, da dort abgesehen vom pH-Wert grundsätzlich eine gleiche Bodentextur und -genese vorliegt und damit diese Einflussfaktoren vernachlässigt werden können. Da nur geringe Bodenmengen aus den Versuchen entnommen werden konnten, wurde ein Inkubationsversuch (geringerer Substratbedarf an Boden) in der Klimakammer durchgeführt. Zudem sollte der undefinierte Einfluss von Witterungsbedingungen der bei solchen Versuch im Freiland gegeben gewesen wäre, ausgeschlossen werden. Zur Versuchsvorbereitung wurde von 2 bekannten Dauerfeldversuchen (Standorte: 1. Jynde vad, Sandboden, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 3,62 – 6,17 und 2. Bad Lauchstädt, Löß-Schwarzerde, $\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 5,29 – 7,22) Bodenproben mit langjährig unterschiedlich eingestellten pH-Werten entnommen. Insgesamt konnten 7 Bodenproben vom Standort Bad Lauchstädt und 4 aus Jynde vad entnommen werden. Der Ansatz, mit dem die Messung erfolgte, war ein dynamisches Kammer-System, wie es ähnlich auch von einer italienischen Arbeitsgruppe verwendet wird (Monaco et al., 2012). Hierbei wurden Gläser als Inkubationsgefäße genutzt, die ein Volumen von etwa 1 Liter aufwiesen und dynamisch an eine Vakuumpumpe mit konstant 5 Liter Luftdurchsatz je Minute und Glas verbunden war. Dabei wurde durch Waschflaschen vor dem Inkubationsgefäß sichergestellt, dass die durchströmende Luft immer dieselbe Feuchtigkeit und keine Ammoniakfracht aufwies. Die Inkubationsgefäße wurden mit 400 Gramm getrocknetem und gesiebttem Boden befüllt und auf eine Feuchtigkeit von 60% FK befeuchtet, auf eine typische Lagerungsdichte rückverdichtet und für etwa 2 Wochen präinkubiert. Als flüssige Dünger wurden ein Gärrest mit pH 8,1 und eine Mastschweinegülle mit pH 6,6 und einer einheitlichen Applikationsrate von entsprechend 100 kg N ha^{-1} genutzt (beide Substrate auf gleiche TAN-Konzentration eingestellt). Als weiterer Versuchsfaktor wurden eine oberflächliche Düngung und eine eingearbeitete Variante getestet. Die Einarbeitung des Gärrestes / der Gülle erfolgte unmittelbar nach der oberflächlichen Applikation durch vollständiges Mischen (1 Minute) des Bodenvolumens mit dem Düngesubstrat. Dies sollte die Einarbeitung unter praxisähnlichen Bedingungen simulieren. Die Messung der NH_3 -Konzentration in der Luft erfolgte mittels eines Photoakustik-Gasmonitors (Innova 1412, Lumasense, Dänemark). Die Messung dauerte in Abhängigkeit von Bodenart und Düngesubstrat bis zum Ende der NH_3 -Verluste nach etwa 2 – 5 Tagen an. Um eine einheitliche Auswertung zu ermöglichen, wurden die Verluste an eine Michaelis-Menten-Funktion (siehe Modellierung) gefittet, um die NH_3 -Verluste nach 72 Stunden bestimmen zu können.

2 Stand der Technik

2.1 Messung der NH₃-Verflüchtigung

Den Ammoniakemissionen aus der Düngung von flüssigen organischen Düngern in Kulturpflanzenbeständen kommt große Bedeutung hinsichtlich der Umweltbewertung des gesamten Pflanzenanbausystems zu. Um genaue Aussagen hinsichtlich der Höhe und der Dynamik und auch wichtigen Einflussfaktoren auf die Emissionen treffen zu können, ist es zwingend notwendig, räumlich und zeitlich ausreichend aufgelöste Messungen durchzuführen. Um Ammoniakemissionen nach der Ausbringung von Düngern in landwirtschaftlichen Versuchen zu bestimmen, kann eine Kombination von 2 Messmethoden genutzt werden. Dies sind zum einen dynamische Kammer-Methoden wie Windtunnel (Rochette et al., 2001) oder die Drägermethode (Pacholski et al., 2006). Da es hier aber in gewissem Umfang zu einer negativen Beeinflussung des Volatilisationsprozesses durch die Haube kommen kann, werden weiterhin mikrometeorologische Methoden wie beispielsweise die bLS-Methode (backwards Lagrangian dispersion method, Flesch et al., 1995) oder die IHF-Methode eingesetzt (Integrated Horizontal Flux, Denmead et al., 1998), welche neben der hohen Messgenauigkeit gleichzeitig jedoch hohe Anforderungen an die Messfläche stellen. Optimalerweise müssten die zu messenden Flächen dafür ein eben, kreisrund oder zumindest quadratisch zugeschnitten (Größe > 30m x 30m) sein und über die gesamte Fläche eine homogene Emissionsquelle darstellen. Aufgrund der zu erzielenden Genauigkeit haben sich trotz dieser Anforderungen mikrometeorologischen Methoden zu Standardmethoden in der NH₃-Messung in Feldversuchen entwickelt.

Im landwirtschaftlichen Versuchswesen ist eine solche Gestaltung der Messflächen jedoch häufig schwer darzustellen, da es sich in der Regel um Parzellenversuche mit wesentlich kleineren Parzellengrößen handelt. Deshalb können die mikrometeorologischen Methoden nur für bestimmte Fragestellungen und in begrenztem Versuchsumfang eingesetzt werden. Zudem besteht hier der Nachteil, dass aufgrund des Flächenbedarfes für eine einzelne Parzelle, sowie dem notwendigen Abstand zur nächsten Parzelle räumliche Bodenunterschiede bedeutend sein können. Dies kann im Hinblick auf die Messung der N₂O-Emissionen oder auf Ausgangs-C-Gehalte des Bodens eine besondere Rolle spielen. Daher boten sich im Rahmen der NH₃ Messungen im Verbundprojekt Messungen mit kalibrierten dynamischen Kammern an, welche sich im Vergleich zu mikrometeorologischen Methoden vielfach bewährt haben (Gericke et al. 2011, Quakernack et al. 2012, Ni et al. 2015). Da die Messung von Ammoniakverflüchtigung nach der Ausbringung von Gülle und Gärresten eine möglichst hohe zeitliche Auflösung innerhalb der ersten Tage, insbesondere der ersten Stunden nach der Ausbringung erfordert und gleichzeitig alle zu untersuchenden Varianten, ggf. mit Wiederholungen beprobt werden müssen, wurde entschieden, hierfür die Messung mit der Drägermethode (Pacholski et al., 2006) in Verbindung mit Passivsammlern (Vandre und Kaupenjohann, 1998) durchzuführen. Dieser methodische Ansatz wurde bereits in anderen Untersuchungen erfolgreich angewendet (Gericke et al., 2011, Quakernack et al., 2012).

Die Drägermethode hat hier gegenüber der Windtunnelmethode den deutlichen Vorteil, dass es zu keinem dauerhaften Abschluss der Bodenoberfläche von der Atmosphäre kommt, wodurch Störungen minimiert werden. Gleichzeitig kann es sein, dass aufgrund sehr kleinräumiger Unterschiede zu Messungenauigkeiten kommt, da die Drägerkammern lediglich eine kleine Messfläche aufweisen, was aber durch Messwiederholungen innerhalb der Parzelle ausgeglichen werden kann. In Verbindung mit Passivsammlern in Form von Säurefallen lassen sich hier in optimal gestalteten Parzellenversuchen eine hohe Anzahl von Varianten und Wiederholungen bemessen (Gericke et al., 2011). Aus diesen Gründen und nicht zuletzt aufgrund der geringeren Investitionskosten und technischen Umsetzbarkeit der Drägermethode an den verschiedenen Versuchsstandorten sollte diese in den im Kooperationsprojekt durchgeführten Feldversuchen Anwendung finden.

Da unter den für die Biogaserzeugung angebauten Kulturen dem Mais die bedeutendste Rolle zukommt, liegt in den Felduntersuchungen auch ein großer Fokus hierauf. Dabei besteht im Rahmen der Gärrestdüngung zu Mais die Möglichkeit der Einarbeitung des Gärrestes aus anderen Untersuchungen mit flüssigen organischen Düngern ist dabei bekannt, dass die Einarbeitung einen signifikanten Minderungseffekt auf die Ammoniakemissionen hat (Huijsmans et al., 2003). Durch die Einarbeitung wird dabei die Kontaktfläche der Gülle / des Gärrestes zu Atmosphäre reduziert, was zur Folge hat, dass der Austausch von NH_3 , wodurch auch die Grenzfläche, an der NH_3 in die Atmosphäre emittiert, verringert wird. Gleichzeitig wird die Kontaktfläche mit dem Boden erhöht und dadurch kann es schneller zu Sorptionsprozessen von NH_4^+ im Boden kommen, was die Nachlieferung von NH_3 an die Grenzfläche zu Atmosphäre reduziert.

2.2 Modellierung zur Analyse und Extrapolation von Emissionsdaten

Um im Kontext der Regionalisierung der NH_3 -Emissionen Aussagen generieren zu können, bietet sich hier das Werkzeug der modellgestützten Datenauswertung der im Feld gemessenen Emissionen an. Die im Modell geschätzten Parameter, die Einfluss auf die Emission von Ammoniak haben, sollen so in einem späteren Schritt dazu herangezogen werden, mithilfe von Witterungsdaten über mehrere Jahre die entstehenden Verluste besser abschätzen zu können.

Die hier durchgeführte Form der modellgestützten Analyse, ebenso wie die Vorhersage von Ammoniakemissionen auf der Basis der Modellbildung und Anwendung wurde von bereits in verschiedenen wissenschaftlichen Publikationen dargestellt. Dabei wurden dynamische, prozessorientierte und somit relativ komplexe Ansätze verfolgt (Genermont und Cellier, 1997; Huijsmans und Mol, 1999, Gericke et al., 2012), als auch einfachere empirische Ansätze (Sogaard et al. 2002, Ni et al., 2012). In den komplexen, prozessorientierten Modellen spielen häufig einzelne Teilkomponenten eine besonders wichtige Rolle im Hinblick auf die exakte Abbildung der einzelnen Prozesse. So sind in den vielen dieser Modelle die Teilkomponenten Gülle/Gärrest, Atmosphäre und Boden komplex und erfordern sehr genau Eingangsgrößen als Startwerte und auch entsprechend hoch auflösende und exakte Feldmessdaten. Gleichzeitig können mit diesen Modellen die Dynamik der NH_3 -Emissionen im Zeitverlauf unter sich ändernden Umweltbedingungen (Witterung und Bodenbedingungen) verhältnismäßig gut abbilden. Die Ansätze der empirischen Modelle hingegen sind üblicherweise weniger komplex, da sie eine fixe Annahme für die Funktionsform, also der Dynamik der NH_3 -Verluste annehmen. Beispielhaft soll hier das bekannt ALFAM-Modell (Sogaard et al., 2002) genannt sein, welches auf der Annahme basiert, dass die NH_3 -Emissionen einem der Michaelis-Menten-Kinetik vergleichbaren Dynamik entsprechen. Dieser Ansatz ist bei der Vielzahl der eingeflossenen Datensätze relativ robust, wobei in einzelnen Fällen die Präzision, besonders bezogen auf die Dynamik der NH_3 -Emissionen denen aus empirischen Modellen nachstehen kann. Unabhängig von der Dynamik wird hier aber die absolute Höhe der Verluste gut abgebildet.

2.3 Optionen der Minderung von NH₃-Emissionen

Neben Methoden der Gülleearbeitung gehören Verfahren wie die Güllevorbehandlung zu den Maßnahmen der Emissionsreduktion. Beispielsweise lässt sich durch die Separation der Gülle oder des Gärrestes und somit eine Trennung in feste und flüssige Phase erreichen, dass zum einen eine Trennung in eine konzentrierte, transportwürdige Phase mit geringerem Wassergehalt (ca. 30 – 40%) und eine flüssige Phase, die im wesentlichen (wie Jauche) nur geringe Mengen an Trockenmasse enthält, dafür aber einen großen Teil des gelösten NH₄⁺. Da der TM-Gehalt mit der Viskosität eng korreliert, kann die flüssige Phase besonders schnell in den Boden infiltrieren und somit für den Volatilisationsprozess nicht mehr zur Verfügung stehen. Ähnliches gilt auch für die Verdünnung von Gülle, wodurch das Infiltrationsvermögen verbessert wird und die NH₃-Verluste somit sinken (Frost et al. 1990; Stevens et al. 1992a, 1992b; Frost 1995; Mattila and Tokola 2003, Matsunaka et al. 2008). Des Weiteren wurde bereits in der 1980er – 90er und später Anfang der 2000er Jahren zur Ansäuerung der Güllen geforscht (Stevens et al., 1989, 1992a, 1992b, Frost et al., 1990, Wulf et al. 2005), da hier das Prinzip des pH-abhängigen Gleichgewichtes zwischen NH₄⁺ und NH₃ durch Verringerung des pH Wertes mit Säuren zugunsten des NH₄⁺ verschoben wird. Hier wurden verschiedene Säuren getestet, wobei sich die Schwefelsäure als am effektivsten zeigte. Ein Grund, weshalb sich diese Technik bislang noch nicht durchsetzen konnte, war bislang zum einen der gesetzliche Rahmen, zum anderen aber auch die hohen Kosten für die Beimischung von Säure vor der Ausbringung. In einem neuen, patentierten Verfahren (SyreN, Biocover A/S, Dänemark) wird anstatt im Stall oder im Lager erst während der Ausbringung der Gülle die Säure beigemischt und so die Abpufferung des pH-Wertes durch die Gülle selbst vermindert und eine Schaumbildung vermieden wird. Auf diese Weise wird der Verbrauch von Schwefelsäure etwa um die Hälfte reduziert. Hinsichtlich der feldbasierten Ansäuerung gab es noch keine umfassenden Untersuchungen hinsichtlich NH₃-Verlusten, Erträgen aber keine Informationen zur Wirkung auf N₂O-Emissionen nach Gülleansäuerung auf Grünland. Eine weitere Möglichkeit der Emissionsminderung, aber nicht immer anwendbar in Ackerkulturen aufgrund potentieller Pflanzenschädigungen, ist die Injektion von Gülle mittels eines speziellen Injektionschares. Hier wurden bereits Untersuchungen zur Minderung der NH₃-Verluste durchgeführt (z.B. Wulf et al. 2002a + 2002b, Rohde und Rammer, 2002, Rhode und Etana, 2005, Nyord et al., 2008 + 2012), in einigen Studien wurden nach Injektion aber erhöhte N₂O-Emissionen detektiert. Dies wurde unter anderem damit begründet, dass eine höhere N-Menge im Schlitz bei gleichzeitiger guter Verfügbarkeit leicht umsetzbarer organischer Substanz in Verbindung mit günstigen Sauerstoffkonzentrationen die mikrobielle N₂O-Bildung begünstigt. Im Grünland wird diese Technik der Gülle- und Gärrestapplikation aber mittlerweile häufiger angewendet, da bereits eine Vielzahl von technischen Lösungen hierfür existiert.

3 Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Im Laufe des Projektes kam es zu verschiedenen Kooperationen mit anderen Einrichtungen. Aus der Nähe des Versuchsgutes Hohenschulen wurden die benötigten Gärreste im Jahr 2011 vom Landwirt Tönsfeld aus Bredembek bezogen und in den folgenden Jahren von Landwirt Marten aus Holtsee.

Im Rahmen des Injektionsversuches in Süddänemark und der deutschen Nordseemarsch wurde die Versuchsplanung und Versuchsumsetzung in Zusammenarbeit mit Tavs Nyord von der Universität Aarhus (Department of Engineering - Air Quality Engineering) und Annette Vibeke Vestergaard von der dänischen Landwirtschaftsberatung „Agrotech“ durchgeführt. Hier konnte vom bereits in Dänemark bestehenden Know How im Umgang mit emissionsmindernden Maßnahmen bei der Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger profitiert werden. Im Rahmen des Injektionsversuches kam es auch in geringerem Umfang zur Zusammenarbeit mit der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein und der Abteilung für Grünland und Futterbau / Ökologischer Landbau. Zusammengearbeitet wurde in diesem Projekt mit dem Landwirt Nommensen aus Waygaarddeich im Kreis Nordfriesland, welcher Technik, Flächen und Gülle für die Versuche zur Verfügung stellte und in Dänemark mit dem Leiter der Versuchsstation Jyndevad und weiteren Mitarbeitern von dort. Weitere Förderung des dort durchgeführten Injektionsversuches wurde durch die Aktivregion Nordfriesland Nord in Niebüll (Sachbearbeiter: Simon Rietz) gewährt.

Zu einer weiteren Zusammenarbeit kam es im Rahmen des in der Klimakammer durchgeführten Inkubationsversuches, wo der Einfluss des Boden-pH-Wertes unabhängig von der Textur untersucht werden sollte. Da hier das institutseigene Messinstrument „Photoakustik“ genutzt werden sollte, bot es sich an, Unterstützung für die Umsetzung des Messaufbaus Unterstützung bei dieser Art von Messungen bei einer italienischen Arbeitsgruppe, die auch intensive NH_3 -Messungen im Labor und im Freiland durchführt zu erfragen. So konnte bei einem mehrtägigen Besuch an der Universität Turin bei Prof. Grignani ein Einblick in den Aufbau des entsprechenden Mess-Setups und in weitere Methoden der NH_3 -Messungen erlangt werden. Im Gegenzug wurde Unterstützung bei der Messung von NH_3 in Feldversuchen mit der kombinierten Passivsammler und Drägermethode gewährleistet. Um für diesen Inkubationsversuch im Labor entsprechende Substrate zu bekommen, konnten Bodenproben aus landwirtschaftlichen Dauerversuchen anderer Einrichtungen entnommen werden, die aufgrund ihrer langjährigen Bewirtschaftung unterschiedlich eingestellte pH-Werte aufwiesen. Von einem sandigen Standort in Süddänemark (Jyndevad, Universität Aarhus) und einer Löß-Schwarzerde (Bad Lauchstädt, Helmholtz Zentrum für Umweltforschung) wurden dafür im Herbst 2012 Bodenproben entnommen.

4 Ergebnisse

4.1 Ammoniakemissionen an den einzelnen Standorten

4.1.1 Kleiner Gärrestversuch

Beispielhaft sind in Abb. 1 die Verläufe der Ammoniakverflüchtigung vom Standort Dedelow in der Weizendüngung 2012 gezeigt. Hier wird anhand der Dynamik der NH_3 -Verflüchtigung deutlich, wie hoch der Anteil der gasförmigen N-Verluste bereits innerhalb der ersten Stunden ist und weshalb daher dem Zeitraum unmittelbar nach der Düngung eine so gewichtige Rolle in der Emissionsminderung zugemessen wird. Der Verlauf der NH_3 -Emissionen besonders von oberflächlich gedüngten flüssigen Wirtschaftsdüngern lässt sich somit gut mit der Michaelis-Menten-Kinetik beschreiben, wie sie im Folgenden auch im empirischen NH_3 -Modell genutzt wurde.

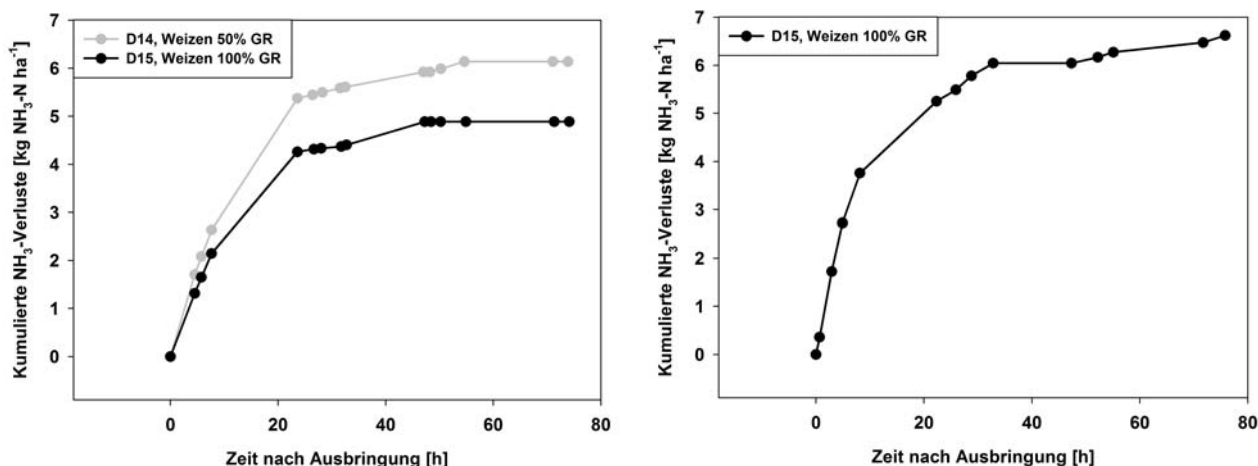


Abb. 1: Kumulative NH₃-Verluste im Kleinen Gärrestversuch am Standort Dedelow zu Weizen in der ersten (links) und zweiten (rechts) Gärrestapplikation am 09.04.2013 und 17.04.2013. Applizierte N-Mengen am 09.04.2013: Weizen 50% GÄR = Weizen 100% GÄR = 38 kg NH₄⁺-N, am 17.04.2013: Weizen 100% GÄR = 38 kg NH₄⁺-N.

Da ein direkter statistischer Vergleich der im KleinG ermittelten Ammoniakemissionen nicht möglich ist und daher mittels des empirischen Modelles erfolgt, sind nachfolgend die über die Projektlaufzeit aufsummierten kumulierten NH₃-Emissionen jeweils für die 50% GÄR + 50% MIN- und die 100% GÄR-Variante der beiden Anlagen 1 und 2 aller fünf verschiedenen Standorte dargestellt (Abb. 2 - Abb. 11). Jeweils links in den Abbildungen sind die 50% GÄR + 50% MIN-Varianten der entsprechenden Anlage, rechts jeweils die 100% GÄR-Variante dargestellt. In Ascha, Anlage 2 (Abbildung 3) im Jahr 2013 wurden die NH₃-Verluste für die zweite Düngung zum Schossen im Winterweizen 100% GÄR nicht ermittelt. In Dedelow, Anlage 2 (Abbildung 5) wurde in der Parzelle D15 die zweite Düngung der Triticale nicht erfasst. In Gülzow wurden im Jahr 2011 keine NH₃-Emissionen detektiert, weshalb diese auch nicht dargestellt sind (Abbildung 8 und Abbildung 9). Da am Standort Hohenschulen in den Jahren 2011 und 2012 der Pflanzenbauliche Versuch parallel zum Kleinen Gärrestversuch bestand, wurden hier (selbe Fruchtfolge, jedes Fruchtfolgeglied in jedem Jahr) die NH₃-Messungen im Pflanzenbaulichen Versuch mit Wiederholungen mittels der kalibrierten Passivsammlermethode gemessen und auf den Kleinen Gärrestversuch übertragen. Deutlich hervor tritt auf Hohenschulen in der Anlage 1 (Abbildung 10) im Jahr 2012 die zweite N-Gabe zum Weizen, da hier die höchsten im Projekt gemessenen NH₃-Verluste im Projekt aufgrund ermittelt wurden. Zusammenfassend sind in Tabelle 1 die relativen NH₃-Verluste mit der Summe der ausgebrachten Düngemenge (TAN) und den mittleren gemessenen Witterungsbedingungen (Wind und Temperatur), jeweils für die Anlagen 1 und 2 an allen Standorten dargestellt.

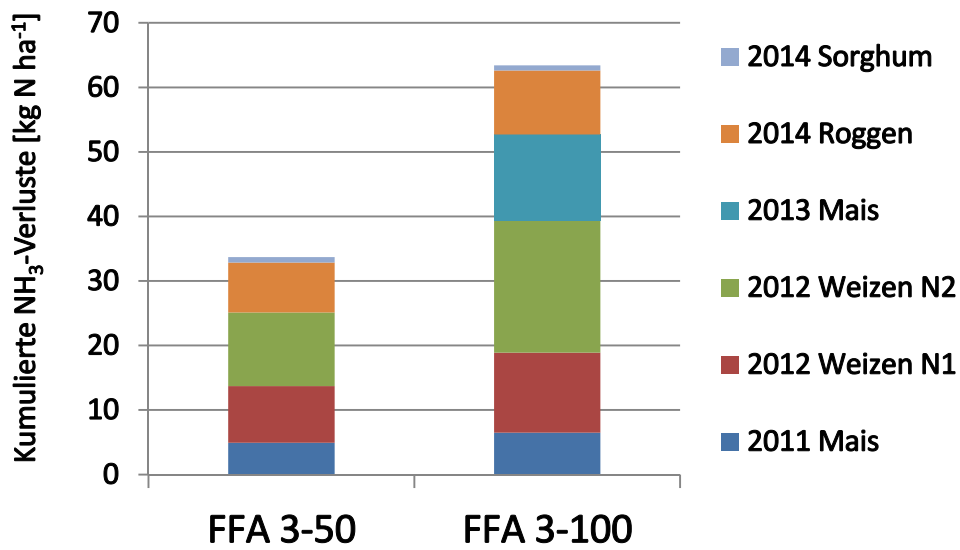


Abb. 2: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG in Ascha, Anlage 1 der Jahre 2011 bis 2014 (FFA 3-50 = 50% GÄR + 50% MIN, FFA 3-100 = 100% GÄR).

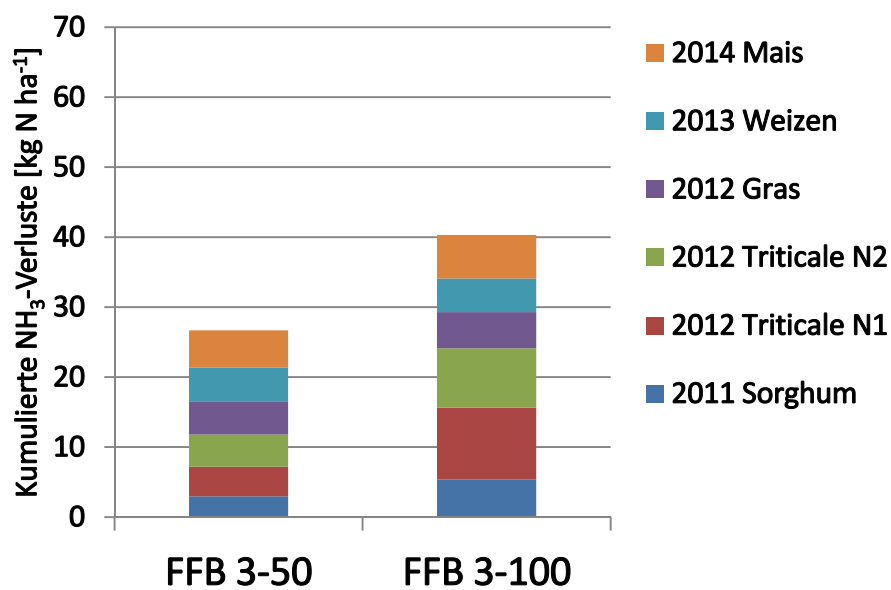


Abbildung 3: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG in Ascha, Anlage 2 der Jahre 2011 bis 2014 (FFB 3-50 = 50% GÄR + 50% MIN, FFB 3-100 = 100%GÄR).

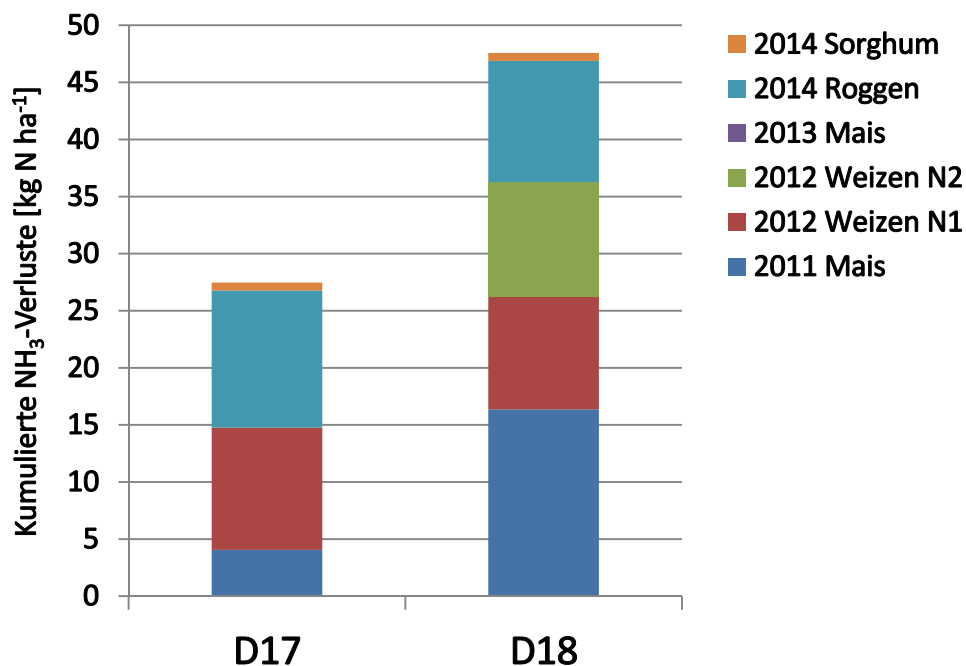


Abbildung 4: Summe der kumulierten NH_3 -Verluste im KleinG in Dedelow, Anlage 1 der Jahre 2011 - 2014 (D17 = 50% GÄR + 50% MIN, D18 = 100% GÄR).

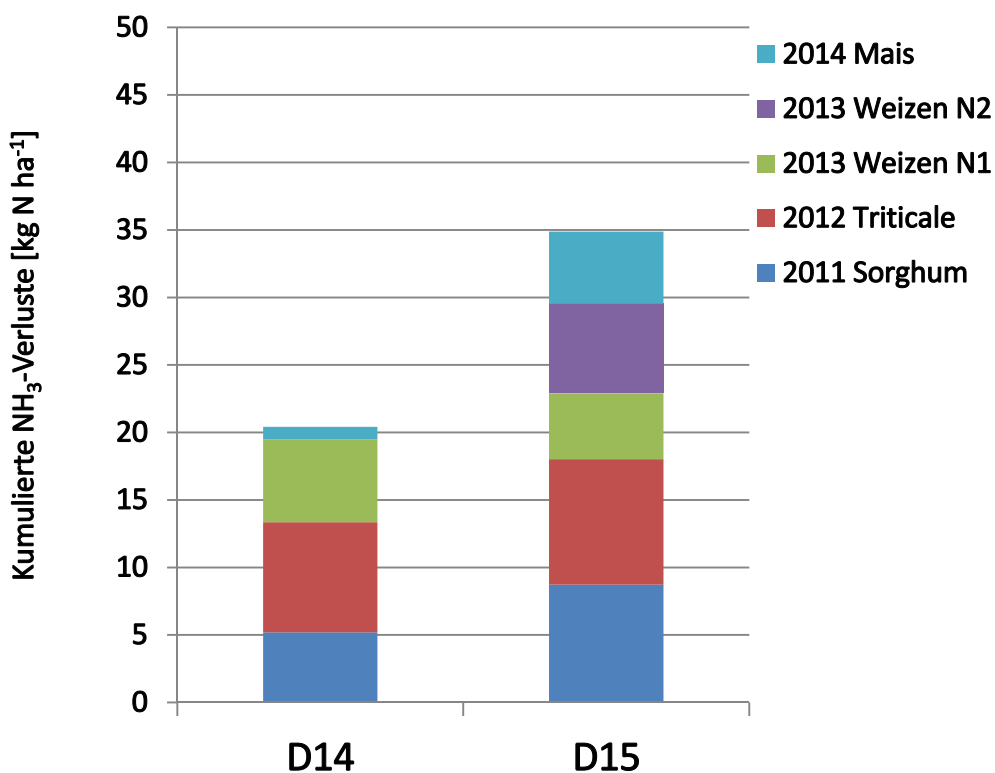


Abbildung 5: Summe der kumulierten NH_3 -Verluste im KleinG in Dedelow, Anlage 2 der Jahre 2011 - 2014 (D14 = 50% GÄR + 50% MIN, D15 = 100% GÄR).

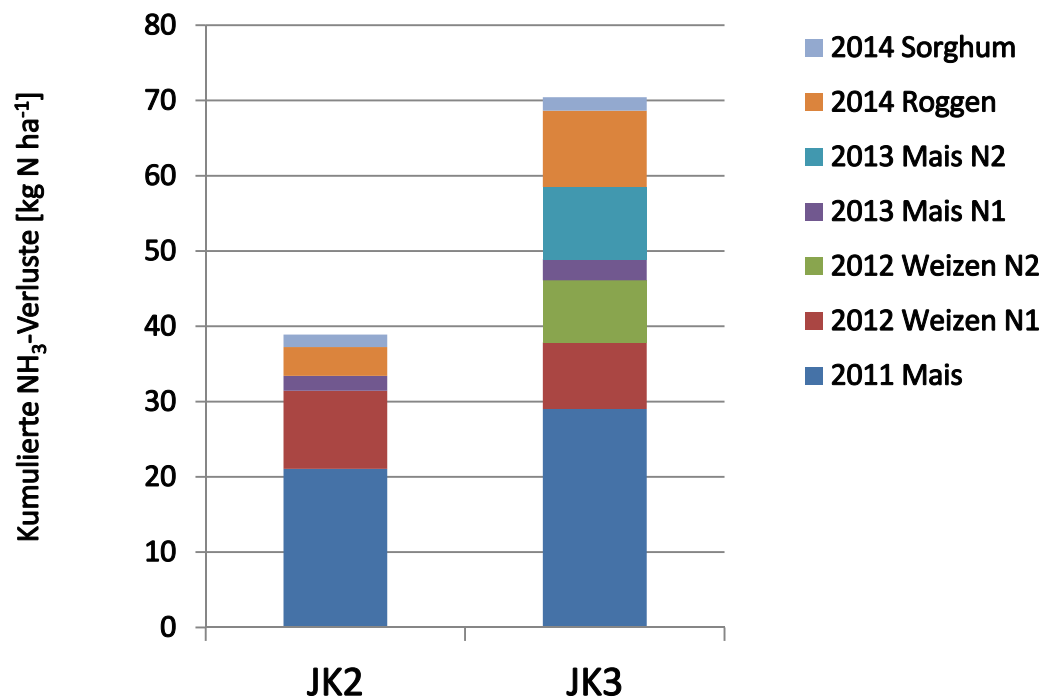


Abbildung 6: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG in Dornburg, Anlage 1 der Jahre 2011 - 2014 (JK2 = 50% GÄR + 50% MIN, JK3 = 100% GÄR).

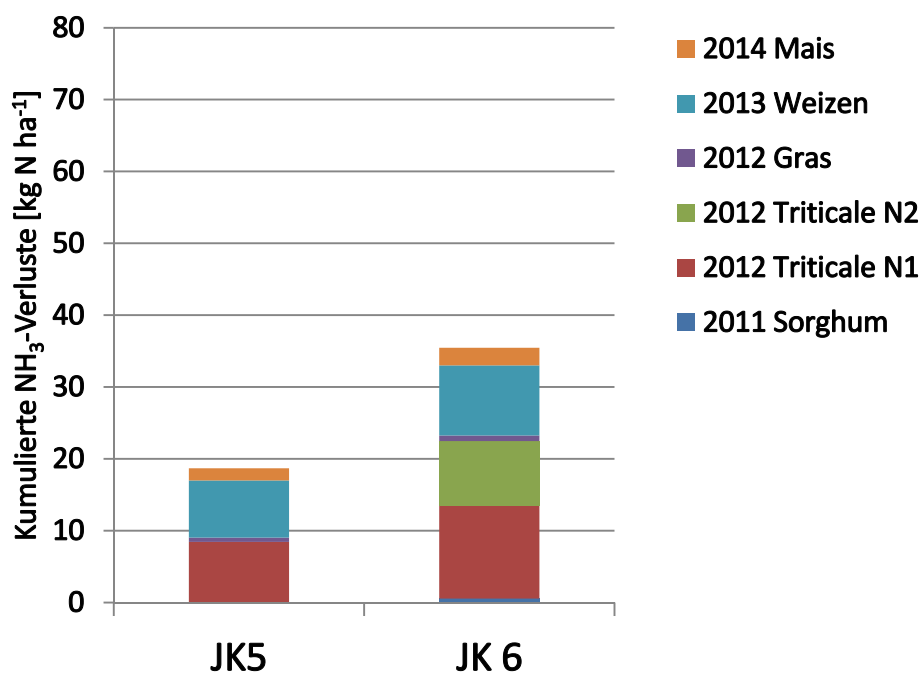


Abbildung 7: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG in Dornburg, Anlage 2 der Jahre 2011 - 2014 (JK 5 = 50% GÄR + 50% MIN, JK 6 = 100% GÄR).

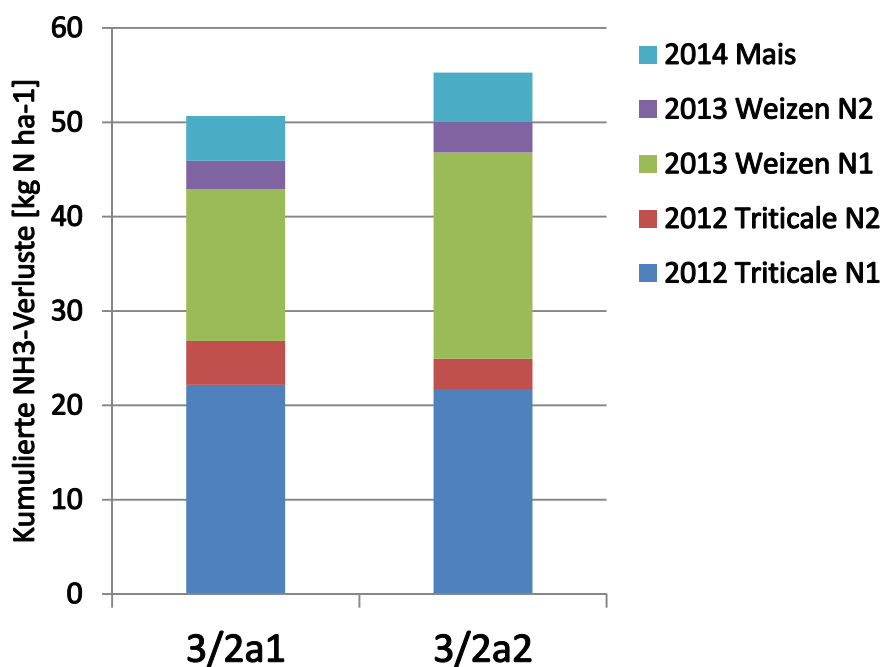


Abbildung 8: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG in Gülzow, Anlage 1 der Jahre 2012 bis 2014 (3/2a1 = 50% GÄR + 50% MIN, 3/2a2 = 100% MIN).

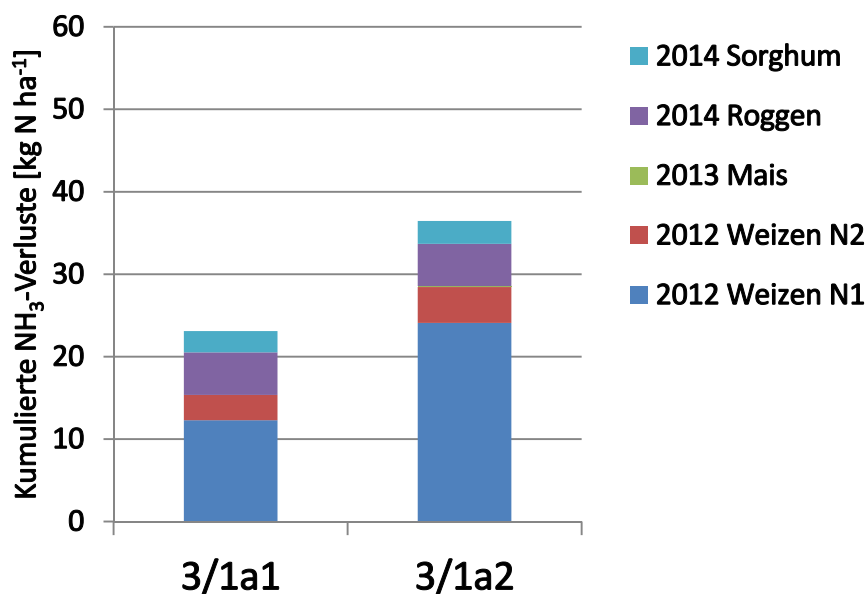


Abbildung 9: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG in Gülzow, Anlage 2 der Jahre 2012 bis 2014 (3/1a1 = 50% GÄR + 50% MIN, 3/1a2 = 100% GÄR).

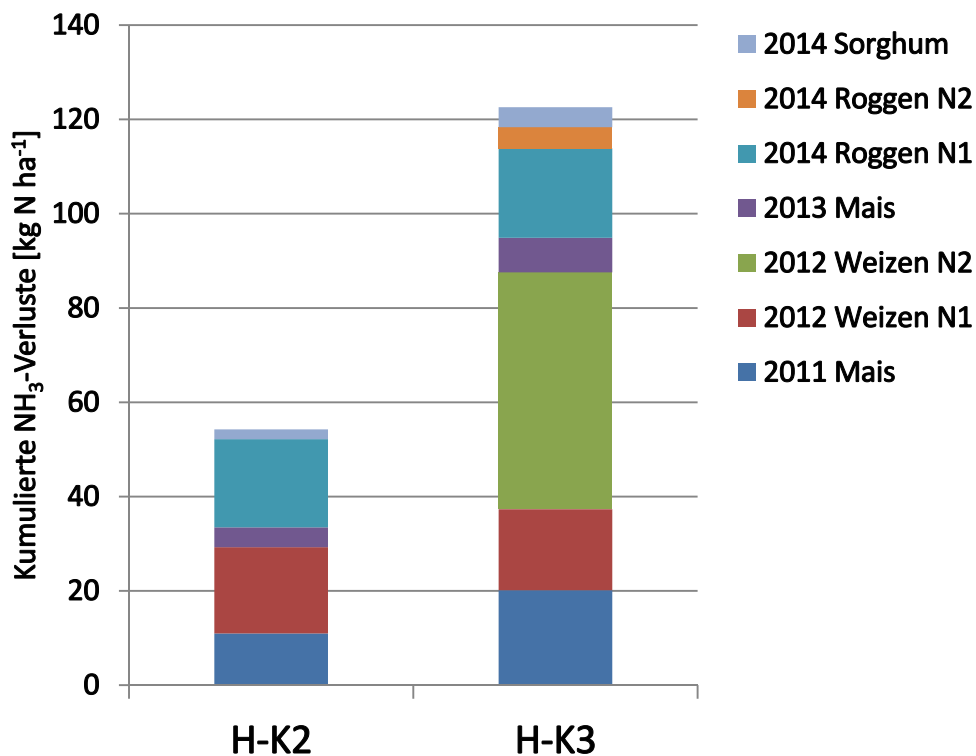


Abbildung 10: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG auf Hohenschulen, Anlage 1 der Jahre 2011 - 2014 (H-K2 = 50% GÄR + 50% MIN, H-K3 = 100% GÄR).

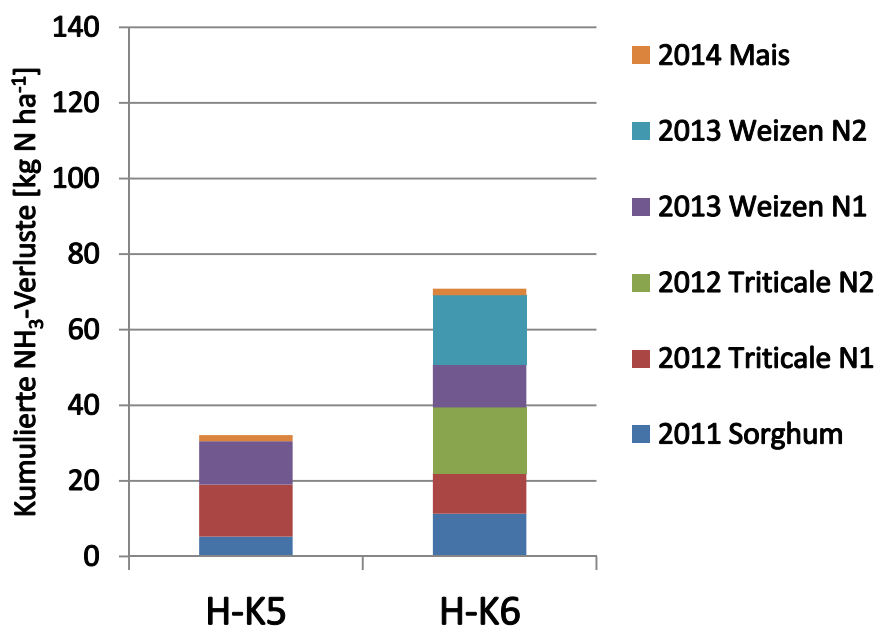


Abb. 11: Summe der kumulierten NH₃-Verluste im KleinG auf Hohenschulen, Anlage 2 der Jahre 2011 - 2014 (H-K5 = 50% GÄR + 50% MIN, H-K6 = 100% GÄR).

Tabelle 1: Relative NH₃-Verluste (NH₃ [%]), applizierte TAN-Mengen (kg N/ha), durchschnittliche Windgeschwindigkeit (m/s) und Temperatur (°C), 48 Stunden nach Ausbringung in Mittel der Varianten je Standort und Anlage.

Relative NH ₃ -Verluste (NH ₃ [%])						
	Ascha	Dedelow	Dornburg	Gülzow	Hohenschulen	Mittelwert
Anlage 1	19	11	10	15	15	14
100% Gär	16	10	10	10	16	12
50% GÄR + 50% MIN	22	12	10	19	14	15
Anlage 2	13	8	7	16	11	11
100% Gär	12	8	7	13	12	10
50% GÄR + 50% MIN	13	8	7	18	10	11
Mittelwert	16	10	9	15	13	12

applizierte TAN-Mengen (kg N/ha)						
	Ascha	Dedelow	Dornburg	Gülzow	Hohenschulen	Mittelwert
Anlage1	200	355	530	418	585	418
100%Gär	270	487	682	570	777	557
50%GÄR+50%MIN	130	223	378	265	393	278
Anlage 2	279	350	377	202	443	330
100% Gär	348	447	490	274	578	427
50% GÄR + 50% MIN	210	252	263	129	307	232
Mittelwert	240	352	453	310	514	374

Lufttemperatur (°C)						
	Ascha	Dedelow	Dornburg	Gülzow	Hohenschulen	Mittelwert
Anlage1	15.4	10.1	12.9	8.9	8.2	11.1
100%Gär	15.4	10.1	13.2	8.9	8.3	11.2
50%GÄR+50%MIN	15.4	10.0	12.5	8.9	8.1	11.0
Anlage 2	14.8	9.9	10.7	8.3	7.6	10.2
100% Gär	14.7	10.3	10.9	8.6	7.6	10.4
50% GÄR + 50% MIN	14.8	9.4	10.5	7.9	7.6	10.0
Mittelwert	15.1	10.0	11.8	8.6	7.9	10.7

Wind (m/s)						
	Ascha	Dedelow	Dornburg	Gülzow	Hohenschulen	Mittelwert
Anlage1	1.7	3.1	2.3	1.6	2.7	2.3
100%Gär	1.7	3.0	2.3	1.6	2.6	2.2
50%GÄR+50%MIN	1.7	3.2	2.2	1.6	2.8	2.3
Anlage 2	1.3	3.5	2.2	1.4	2.7	2.2
100% Gär	1.2	3.3	2.1	1.4	2.5	2.1
50% GÄR + 50% MIN	1.3	3.6	2.3	1.4	2.9	2.3
Mittelwert	1.5	3.3	2.2	1.5	2.7	2.2

Die im Kleinen Gärrestversuch in der Bilanz je Standort und Anlage am höchsten ermittelten NH₃-Verluste sind in der Regel bei oberflächlicher spät erfolgter Düngung zu verzeichnen; Dies ist häufig bei der zweiten Gärrestgabe im Getreide der Fall, wenn zwar die mittlerweile größere Blattfläche sich mindernd auf die Emissionen auswirken kann, aber besonders die höheren Temperaturen die

Verlusthöhe ansteigen lassen. Auch hohe Verluste sind bei nicht zeitnaher Einarbeitung der Gärreste zu Mais oder Sorghum zu verzeichnen. Hier spielt die Zeit nach der Ausbringung bis zur Einarbeitung eine wesentliche Rolle. Die NH_3 -Verluste im Mittel je Variante, Anlage und Standort mit den gesamt gedüngten TAN-Mengen und mittleren Windgeschwindigkeiten und Temperaturen sind in Tabelle 1 dargestellt. Im Mittel aller Düngungen im Kleinen Gärrestversuch sind deutliche Standortunterschiede erkennbar. An den Standorten Ascha, Dedelow, Dornburg, Gülzow und Hohenschulen sind über die Jahre gemittelte relative NH_3 -Verluste von 16, 10, 9, 15 und 13% vom applizierten TAN gemessen worden. Die höchsten Verluste wurden somit in Ascha, gefolgt von Gülzow und Hohenschulen, welche beide auf vergleichbarem Niveau liegen, ermittelt. Dedelow und Dornburg zeigten jeweils geringere NH_3 -Verluste. Im Mittel aller gemessenen Applikationstermine wurden für Ascha, Dedelow, Dornburg, Gülzow und Hohenschulen mittlere Windgeschwindigkeiten von 1.5, 3.3, 2.2, 1.5 und 2.7 m s^{-1} und mittlere Temperaturen von 15.1, 10.0, 11.8, 8.6 und 7.9 °C gemessen. Damit zeigten sich für Ascha, wo zwar die höchsten Verluste gemessen wurden auch die höchsten Temperaturen, aber auch niedrige Windgeschwindigkeiten. Gleichzeitig wurden hier die niedrigsten pH-Werte der Gärreste von 7,4 gemessen. In Gülzow wurde zwar die Injektionstechnik zu Gärrestapplikation eingesetzt und niedrige Windgeschwindigkeiten und Temperaturen gemessen, jedoch die höchsten pH-Werte von pH 8,2. Scheinbar konnte die Injektionstechnik nicht die NH_3 -Verluste entsprechend senken. Gleichzeitig können Probleme bei der NH_3 -Messung eine Rolle gespielt haben. Aus dem durchgeführten Injektionsversuch in der Marsch und Dänemark sind Probleme bei der Drägermessung jedoch nicht bekannt und eine deutliche Emissionsminderung gegenüber der Schleppschlauchapplikation konnte auch ermittelt werden. Am Standort Hohenschulen der in den meisten Jahren ein typisch kaltes Frühjahr, gleichzeitig aber mäßige bis hohe Windgeschwindigkeiten zeigt, wurden relative Verluste von etwa 15% ermittelt, wobei in der Summe die zweiten Gärrestapplikationen in Getreide bei schon höheren Temperaturen eine wesentliche Rolle im Emissionsgeschehen spielten. Die niedrigsten Ammoniakverluste, die an den Standorten Dedelow und Dornburg gemessen wurden liegen auf einem Niveau von etwa 10% relativen NH_3 -Verlusten, wobei auch hier niedrige Temperaturen eine Rolle gespielt haben kann.

Insgesamt betrachtet liegen die NH_3 -Verluste im KleinG im Mittel über alle Standorte gemessen bei etwa 12,5%. Die relativen NH_3 -Verluste der mit Schleppschlauch gedüngten Kulturen (Weizen, Triticale, Roggen) liegen im Mittel über alle Standorte bei 17,4%, für eingearbeiteten Gärrest zu Mais und Sorghum bei 6,0%. Die geringen gemessenen Verluste bei Einarbeitung von Gärrest nach Ausbringung im Kleinen Gärrestversuch zeigen ein enormes Potential zur Minderung der NH_3 -Verluste auf. Diese Werte sind, gemessen an anderen Studien oder auch dem EMEP-Faktor (2013) für Rindergülle von 55% oder für Schweinegülle von 40% deutlich geringer. Dabei gilt es hier zu beachten, dass ein Teil des Gärrestes auch eingearbeitet wurde. Dennoch handelt es sich bei diesen 12,5% relativen NH_3 -Verlusten von Gärrestdüngung aus dem KleinG über die gesamte Fruchtfolge um einen sehr niedrigen Wert, welcher im Wesentlichen aus Daten zur Frühjahrsdüngung in Wintergetreide und zu Silomais oder Sorghum hervorgeht. In einigen Messkampagnen zeigte sich, dass bei Einarbeitung der Gärreste mit gesteigerter Ausbringmenge (100% GÄR gegenüber 50% GÄR + 50% MIN) die relativen NH_3 -Verluste anstiegen. Dies liegt vermutlich jeweils an der Einarbeitung der Gärreste, welche mit hohen Gärrestvolumina scheinbar qualitativ schlechter wurde und ein Effekt zu geringer Einarbeitungstiefe sein könnte. In der Praxis werden häufig geringere Gärrestmengen ausgebracht oder tiefer eingearbeitet, sodass eine Erhöhung der relativen NH_3 -Verluste durch hohe gegenüber geringen Applikationsmengen selten zu beobachten sein wird. Im Mittel aller NH_3 -Messungen im Kleinen Gärrestversuch an den einzelnen Standorten zeigten sich für Ascha die höchsten, während in Dornburg die niedrigsten NH_3 -Verluste ermittelt wurden. Bei gleicher mittlerer Windgeschwindigkeit nach Ausbringung lagen die Temperaturen in Ascha mit 15 °C etwas höher als in Dornburg mit etwa 12 °C. Vermutlich erklärt aber nicht nur die geringere Durchschnittstemperatur die niedrigeren Verluste in Dornburg; verglichen mit Ascha lagen dort die gedüngten TAN-Mengen höher. Zudem könnten Bodenunterschiede einen Einfluss gehabt haben, da in Dornburg der höchste Tongehalt aller Standorte vorherrscht. Zur genaueren Analyse von Einflussgrößen auf die Unterschiede in den NH_3 -Verlusten an den verschiedenen Standorten soll jedoch die Modellschätzung dienen.

4.1.2 Großer Gärrestversuch

In Abb. 14 und Abb. 15 sind exemplarisch die kumulativen NH_3 -Verluste aus dem Großen Gärrestversuch 2013 aus Dedelow und Hohenschulen dargestellt. Hier wird im Vergleich zum in Abb. 1 dargestellten Verlauf der NH_3 -Verluste nach oberflächlicher Düngung deutlich, dass der Emissionsverlauf nach Einarbeitung (Hohenschulen und Dedelow direkt nach Ausbringung) deutlich flacher verläuft und die gesamten Emissionen durch die Einarbeitung verringert werden. Gleichzeitig ist der Prozess der Ammoniakvolatilisation auch häufig noch nicht nach 3 - 4 Tagen abgeschlossen, wie es bei oberflächlicher Applikation in der Regel der Fall ist.

Die zwischenzeitlich während der Projektlaufzeit aufgestellte These, dass mit stark steigender Ausbringmenge die NH_3 -Verluste überproportional zur ausgebrachten Gärrestmenge ansteigen, weil bei hohen Volumina eine saubere Einarbeitung schwerfällt (siehe auch Abb. 13 und Abb. 16), konnte nicht bestätigt werden. Lediglich am Standort Hohenschulen zeigte sich in den Versuchsjahren 2011 und 2012 eine Erhöhung der relativen NH_3 -Verluste mit gesteigerter Gärrest-Applikationsmenge. Zudem spielen derart hohe Düngemengen, wie sie hier als höchste Düngestufen angewendet wurden, in der Praxis keinerlei Rolle. Dennoch wurde im Großen Gärrestversuch deutlich, dass es bei der Ausbringung sehr hoher Gärrestvolumina (125% und 200%-Varianten) bei der anschließenden Einarbeitung teilweise zu Problemen bei der Einarbeitungsqualität kommen kann. Dies ist insbesondere von der standortbedingten Gärresteaufwandmenge, wie auch von der verwendeten Einarbeitungstechnik (verschiedene Bauformen von Zinkengrubbern) abhängig. Bereits rein optisch zeigten sich Unterschiede in der Menge des verbleibenden Gärrestes an der Bodenoberfläche (in den dunkleren Bereichen verbliebe mehr Gärrest an der Oberfläche, Abb. 13), welcher dann zum Emissionsgeschehen beitragen konnte. Ersichtlich wurde dies auch anhand der Variation der Ammoniakmessungen mit den Drägerkammern innerhalb einer Messparzelle. Hier spielen kleinräumige Variationen der Gärresteinarbeitung im Emissionsgeschehen anscheinend eine wichtige Rolle. Daher wurde in Folge dieser Erkenntnis versucht, mithilfe von Messwiederholungen innerhalb der Parzelle an unterschiedlichen Stellen diese Ungenauigkeiten zu minimieren. Die Messung der Ammoniakemissionen erfolgte daher auch im Hinblick darauf, wie sich die Emissionen durch die Einarbeitungszeit beeinflussen lassen.

Die Variabilität der NH_3 -Emissionen zwischen den einzelnen Parzellen einer Variante (echte Feldwiederholungen, nur am Standort Hohenschulen durch Passivsammlermethode abgedeckt) stellte sich in den Versuchen nach Einarbeitung der Gärreste (Mais und Sorghum) im Vergleich zu mit Schleppschlauch gedüngten Gärresten als groß heraus. Die Gründe hierfür sind vermutlich in kleinräumig unterschiedlichen Bodenverhältnissen in Kombination mit schlechter Reproduzierbarkeit der Einarbeitungsmaßnahmen zu nennen. Da nur am Standort Hohenschulen mit einem Parzellendesign (im Großen Gärrestversuch und im pflanzenbaulichen Versuch) gearbeitet wurde, welches die Verdriftung von NH_3 in Nachbarparzellen reduziert, sind diese Aussagen nur für diesen Standort gültig. In Abb. 12 dargestellt sind die NH_3 -Verluste im GroßG 2012 in Hohenschulen nach der Gärrestapplikation und unmittelbar folgender Gärresteinarbeitung. Anhand der Fehlerbalken (Standardabweichung) wird deutlich, wie hoch die Variabilität der einzelnen Messungen einer Variante sein kann. Da es sich hierbei um Messwiederholungen durch die Passivsammler handelt, können neben den bereits genannten Boden-, Applikationsmengen- und Einarbeitungsunterschieden auch Fehler bei der späteren Laboranalyse der Sammlerlösungen mitverantwortlich für große Unterschiede sein. Hierbei spielt insbesondere eine gute Kalibration der Messelektrode zur Leitfähigkeitsmessung eine Rolle, da es zwischen den Messungen zu einer Verschiebung der Kalibrationswerte kommen kann.

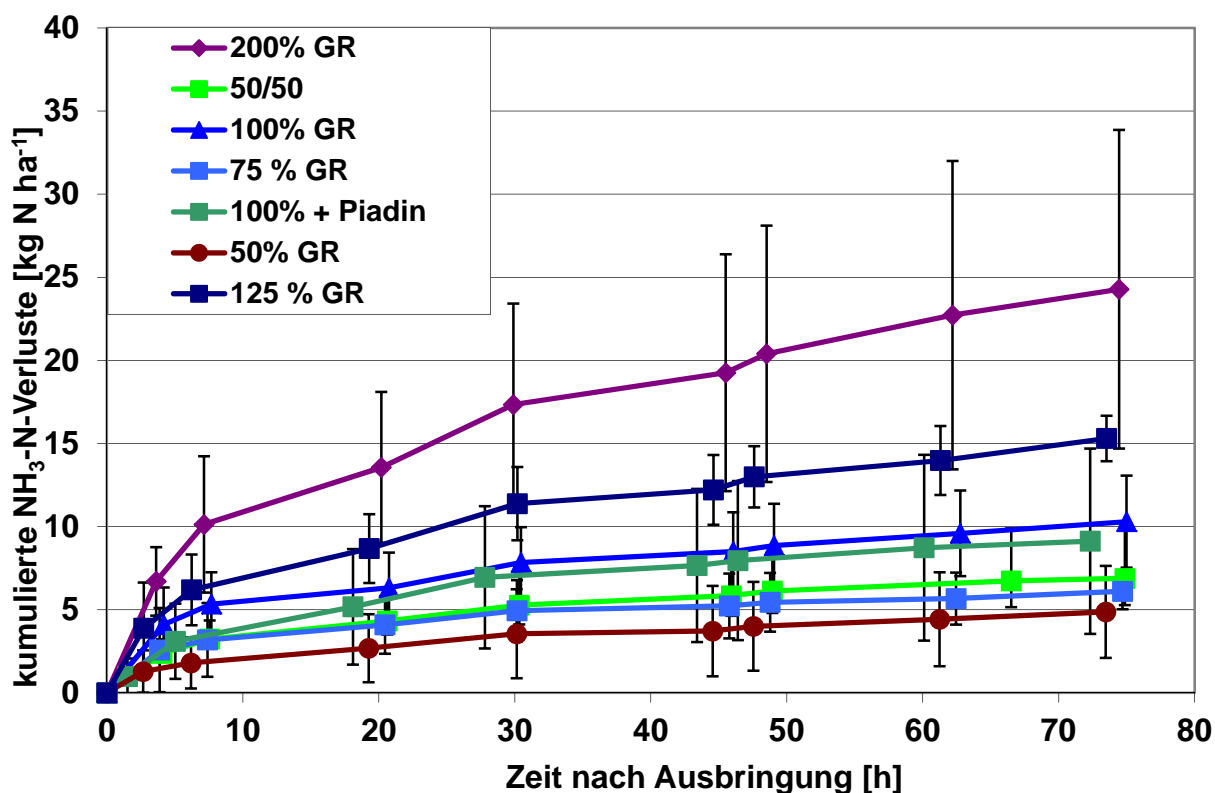


Abb. 12: Kumulierte NH₃-Verluste im Großen Gärrestversuch am 19.04.2012 in Hohenschulen. Fehlerbalken entsprechen Standardabweichung. Der Gärrest wurde unmittelbar nach der Schleppschlauchausbringung mit einer Federzinkenegge eingearbeitet. Düngemengen: 50%GÄR = 50/50 = 70 kg NH₄⁺-N ha⁻¹, 75%GÄR = 106 kg NH₄⁺-N ha⁻¹, 100%GÄR = 100%GÄR+Piadin = 143 kg NH₄⁺-N ha⁻¹, 125%GÄR = 176 kg NH₄⁺-N ha⁻¹, 200% GÄR = 285 kg NH₄⁺-N ha⁻¹.

Insgesamt bewegten sich die NH₃-Emissionen nach Ausbringung und anschließende Einarbeitung unter 10% der ausgebrachten TAN-Menge. Ausnahmen bildeten hier nur im Jahr 2011 die Standorte Dornburg, da hier erst nach 24 Stunden der Gärrest eingearbeitet wurde und Dedelow, wobei unklar ist, wie gut hier der Gärrest eingearbeitet werden konnte. Im Mittel aller Standorte und Jahre wurde in der 100% GÄR-Variante im Großen Gärrestversuch ein relativer NH₃-Verlust von 7,8% ermittelt. Dabei ist anzumerken, dass auch kleinere Zeitverzögerungen unter 4 Stunden Einarbeitungszeit in den Versuchen auftraten und somit die Verluste im Vergleich zu unverzüglicher Einarbeitung erhöhten. Tendenziell ist somit davon auszugehen, dass bei unverzüglicher Einarbeitung der ausgebrachten Gärreste oder direktes Einbringen des Gärrestes in den Boden die NH₃-Verluste weiter gemindert werden könnten. Gleichzeitig ist aber zu berücksichtigen, dass diese 7,8% relativen Verluste nach Gärresteinarbeitung ausschließlich mit der Drägermethode gemessen wurden und evtl. Unsicherheiten in der Abschätzung der absoluten Höhe bestehen, da diese Methode für Messung von oberflächlich gedüngten Harnstoff kalibriert und an mit dem Schleppschlauch gedüngten Gärrest bislang erfolgreich validiert wurde. In einem vergleichenden Versuch (Ni et al., 2015) wurden deutliche Abweichungen (Unterschätzung) der Messungen mit der Drägermethode im Vergleich zu mikrometeorologischen Ansätzen nach Gülle- und Gärresteinarbeitung ermittelt. Diese Ergebnisse deuteten auf die Probleme der Repräsentativität von Kammermethoden (auch statische Kammern für N₂O) bei eingearbeiteten Düngern hin. Die im Versuch getestete Variante 100% GÄR + Nitrifikationsinhibitor Piadin zeigte in den Versuchen keine systematische Abweichung von der 100% GÄR-Variante. Die gefundenen Abweichungen sind vermutlich der ohnehin großen Streuung geschuldet.

Im Großen Gärrestversuch wurde die Kultur Silomais angebaut, welche auch in der Landwirtschaft eine große Rolle einnimmt, im Futterbau aber besonders in der pflanzlichen Substraterzeugung für die Biogasproduktion als unverzichtbar erscheint. Dementsprechend ist auch im Gärresteinsatz in dieser Kultur allein aufgrund der großen Anbaufläche ein besonderes Potential zur Minderung von NH_3 -Verlusten zu erwarten. Aus den im Kooperationsprojekt durchgeführten Versuchen wird deutlich, dass insbesondere bei der Option der Gärrestearbeitung durch korrektes Management eine signifikante Emissionsminderung möglich ist. Es zeigte sich, dass eine unmittelbare Einarbeitung nach der Ausbringung eine klare Möglichkeit der Minderung der NH_3 -Verluste darstellt. Auch die Einarbeitung selbst sollte dabei so erfolgen, dass kein Gärrest an der Oberfläche verbleibt und damit keinen Kontakt mehr zur Atmosphäre hat. Hier ist einzelbetrieblich und auf die Applikationsmenge abgestimmt die passende Technik zur Einarbeitung zu wählen und durch die Arbeitstiefe eine sichere Bedeckung des Gärrestes zu gewährleisten.

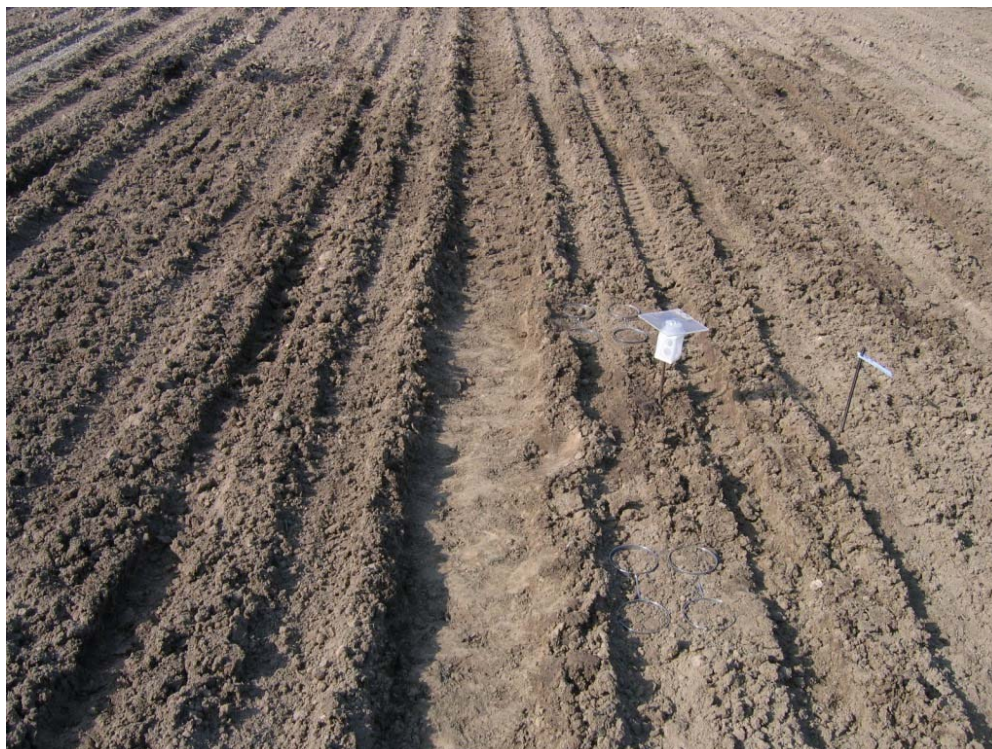


Abb. 13: Unzureichende Einarbeitung großer Gärrestmengen und dabei auftretende kleinräumige Unterschiede bezüglich des oberflächennah verbleibenden Gärrestes am Standort Hohenschulen im Großen Gärrestversuch (05.Mai.2011).

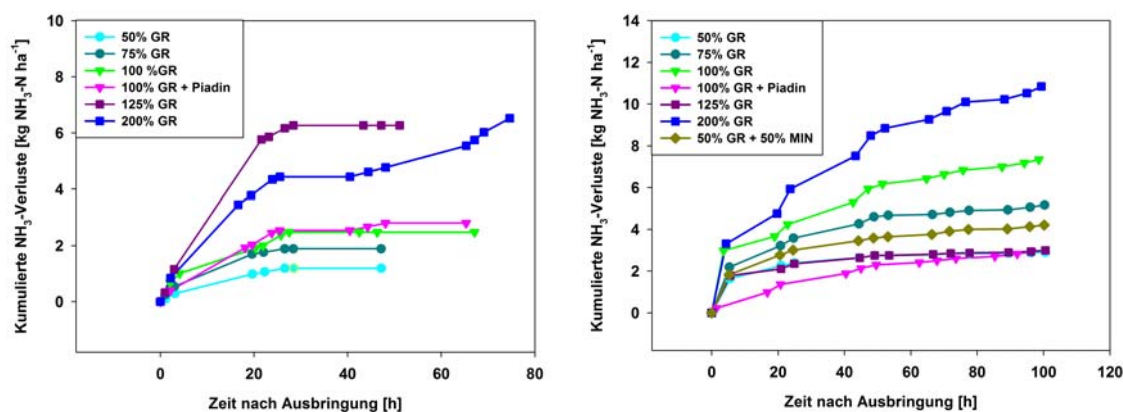


Abb. 14: Kumulative NH_3 -Verluste des Großen Gärrestversuches 2013 am Standort Dedelow (links, 23.04.2013) und Hohenschulen (rechts, 02.05.2013).

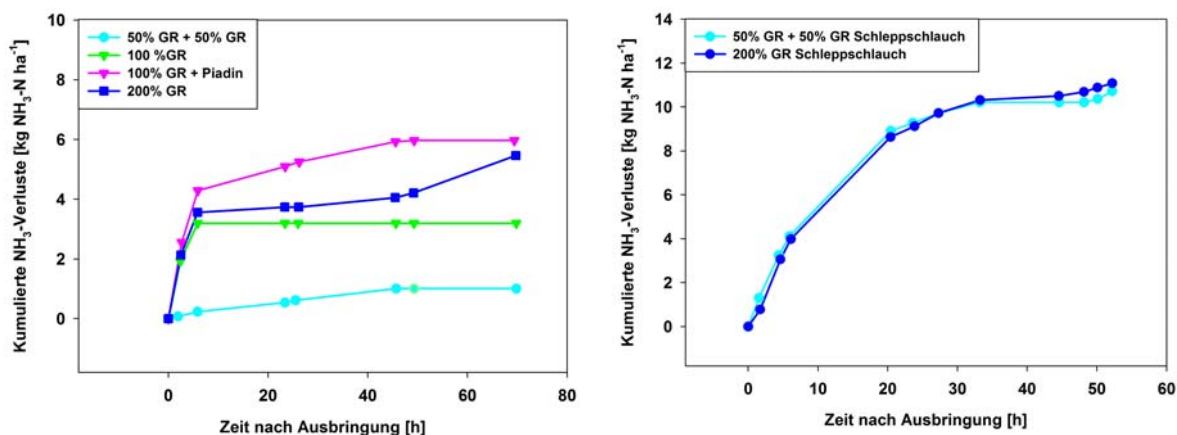


Abb. 15: Kumulative NH₃-Verluste des Großen Gärrestversuches 2013 am Standort Dornburg (links: erste Gärrestapplikation mit Einarbeitung am 07.05.2013, rechts: zweite Gärrestapplikation mit Schleppschauch in den Bestand am 19.06.2013).

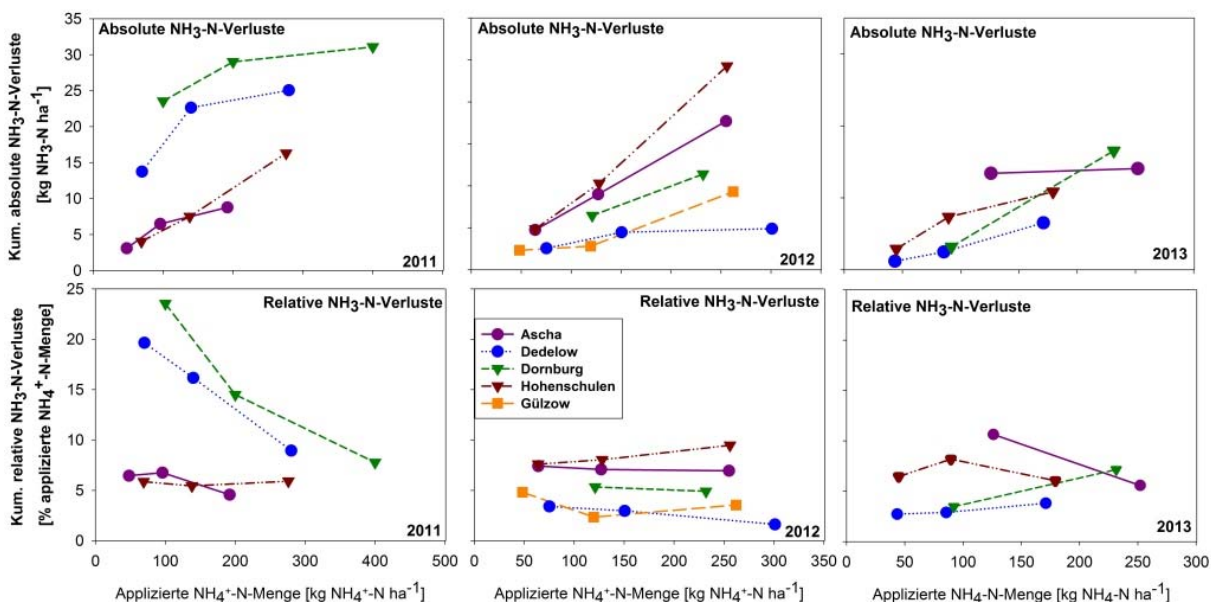


Abb. 16: Zusammenfassung der absoluten und relativen NH₃-Verluste in Abhängigkeit von der Düngehöhe im Großen Gärrestversuch aller Standorte in den Jahren 2011, 2012 und 2013. Dargestellt sind in der oberen Hälfte die absoluten Verluste [kg N ha⁻¹] und in der unteren Hälfte die relativen Verluste [%]. Für Gülzow 2011 keine Daten und für 2013 keine Düngungssteigerung.

4.2 Statistische Analyse der relativen NH₃-Verluste

Die Ergebnisse des linearen Modelles sind im Folgenden (Tabelle 2) dargestellt. Nach der Optimierung des Modelles mithilfe der Step-AIC-Methode sind die Standorte, die Einarbeitung und die Temperatur die maßgebenden Parameter, welche die NH₃-Verluste determinieren. Bezogen auf den Standort werden für Ascha die höchsten Verluste geschätzt (im Intercept enthalten). Die Einarbeitung zeigt hier eine deutliche Reduktion der NH₃-Verluste. Für die Temperatur wird ein negativer Einfluss geschätzt, welcher theoretischen Gesetzmäßigkeiten widerspricht und lediglich aus den Daten hervorgeht. Dieser Widerspruch ist nicht akzeptabel und eine weitere Klärung ist erforderlich, da evtl. Standorte, Einarbeitungszeiten etc. und Temperaturen evtl. miteinander korreliert sind.

Tabelle 2: Ergebnisse des linearen Modelles für die relativen NH₃-Verluste (logarithmiert) nach Gärrestausringung (adjusted r² = 0,44 und Gesamt p für Modell <0,001).

	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	343.121	0.20435	16.791	<0.001	***
Standort Dedelow	-0.31185	0.16696	-1.868	0.06402	.
Standort Dornburg	-0.38983	0.16212	-2.405	0.01759	*
Standort Hohenschulen	-0.32223	0.16242	-1.984	0.04935	*
Einarbeitung	-100.281	0.11015	-9.104	<0.001	***
Temperatur	-0.03516	0.01127	-3.121	0.00222	**

Da ein Einfluss des Standortes auf die NH₃-Verluste als signifikant ermittelt werden konnte, wurde der Standorteffekt im LME-Modell als Random-Faktor berücksichtigt. Gleichzeitig bietet dies den Vorteil, eine genauere Schätzung der Parameter zuzulassen, da der Standort durchaus mit anderen Parametern wie Gülleeigenschaften oder der Witterung korreliert sein kann. Die Ergebnisse des gemischten Modelles sind in Tabelle 3 dargestellt. Da der Standorteffekt berücksichtigt wird, aber keinen Haupteffekt darstellt, werden hier im optimierten Modell der Tongehalt (nicht signifikant), die Einarbeitung und die Temperatur als die NH₃-Verluste reduzierende Parameter geschätzt. Der negative Einfluss der Temperatur ist wie im linearen Modell signifikant, was bislang noch nicht zu erklären ist. Vermutlich spielen hier zufällige Effekte durch Ausbringtermine mit hohen Temperaturen, aber niedrigen NH₃-Verlusten eine Rolle. Erste Überlegungen, dass niedrige NH₃-Verluste bei der Gärrestdüngung von Sorghum hierfür eine Rolle gespielt haben könnten (höhere Temperaturen durch späteren Applikationszeitpunkt in der Vegetationsperiode), bestätigten sich nicht. Der Effekt einer verzögerten Einarbeitung von Gärrest wurde gegenüber dem linearen Modell als signifikant geschätzt und zeigt, dass ein späterer Zeitpunkt der Gärresteinarbeitung nach der Ausbringung die NH₃-Verluste ansteigen lässt.

Tabelle 3: Ergebnisse des gemischten (LME) Modelles für die relativen NH₃-Verluste (logarithmiert) nach Gärrestausringung.

	Value	Std.Error	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	3.372028	0.21450141	15.720.308	<0.001	***
Tongehalt	-0.018122	0.01049567	-1.726.579	0.2264	
Einarbeitung	-1.138841	0.11997040	-9.492.687	<0.001	***
Temperatur	-0.024382	0.00984662	-2.476.177	0.0146	*
Einarb. * Einarb.Zeit	0.113906	0.06408433	1.777.445	0.0778	*

4.3 Modellbasierte Datenauswertung

Nachdem in einer ersten statistischen Auswertung des Gesamtdatensatzes einige Parameter ermittelt wurden, die signifikanten Einfluss auf die NH_3 -Verlusthöhe ausmachen, wurde der Ansatz der empirischen NH_3 -Modellbildung gewählt, um weitere Aussagen aus den NH_3 -Messdaten generieren zu können. Da aus der statistischen Analyse keinerlei Information über den zeitlichen Verlauf der NH_3 -Verluste hervorgeht, bot sich dieses Vorgehen unter dem Gesichtspunkt des Ergreifens von Maßnahmen gegen entstehende NH_3 -Verluste relevant. In der Literatur wird häufig für NH_3 -Emissionsverläufe eine Funktion mit Form der Michaelis-Menten-Kinetik angenommen und für große Datensätze erfolgreich angewendet (Sogaard et al 2002, Ni et al. 2011). Aufgrund der Annahme, dass der Verlauf der kumulativen NH_3 -Verluste vereinfacht der Form dieser Funktion gleicht, lassen sich zum einen ein maximaler Wert der emittierten NH_3 (N_{max}) sowie der Zeitpunkt, zu welchem die Hälfte dieses Maximalwertes emittiert ist (K_m -Wert), ermitteln. Bei Anwendung dieser Funktionsform auf die im FNR-Kooperationsprojekt erhobenen NH_3 -Daten stellte sich heraus, dass häufig keine gute Anpassung dieser Funktion an die Daten möglich ist. Trotz der Entfernung von Datensätzen, die keiner qualitativ guten Messung entsprachen (zu geringe Messfrequenz), konnten keine realistischen N_{max} -Werte ermittelt werden. Häufig wurden hier zu hohe N_{max} -Werte geschätzt, gleichzeitig lagen die K_m -Werte ebenso in einem nicht realistischen Bereich. Dieses Problem tritt unseres Erachtens durch eine teilweise nicht ausreichend lange Messdauer der NH_3 -Emissionen auf. Durch personelle, technische und finanzielle Gründe waren die mögliche Messdauer begrenzt, außerdem verlängerte sich gegenüber der Annahme einer maximalen Messdauer von 3 - 4 Tagen die Messdauer besonders bei Gärrestearbeitung um 2 – 3 Tage. Dadurch fällt es schwer, zuverlässige N_{max} -Werte zu schätzen, zumal häufig ein flacher Verlauf der NH_3 -Verluste in Verbindung mit deutlichen Tagesgängen im Emissionsgeschehen beobachtet werden konnte. In einem Beispiel ungünstiger Daten für die Anpassung an eine Michaelis-Menten-Funktion (Abbildung 17) wird ersichtlich, dass eine Näherung der NH_3 -Verluste im Zeitverlauf an einen Maximalwert schwierig erscheint.

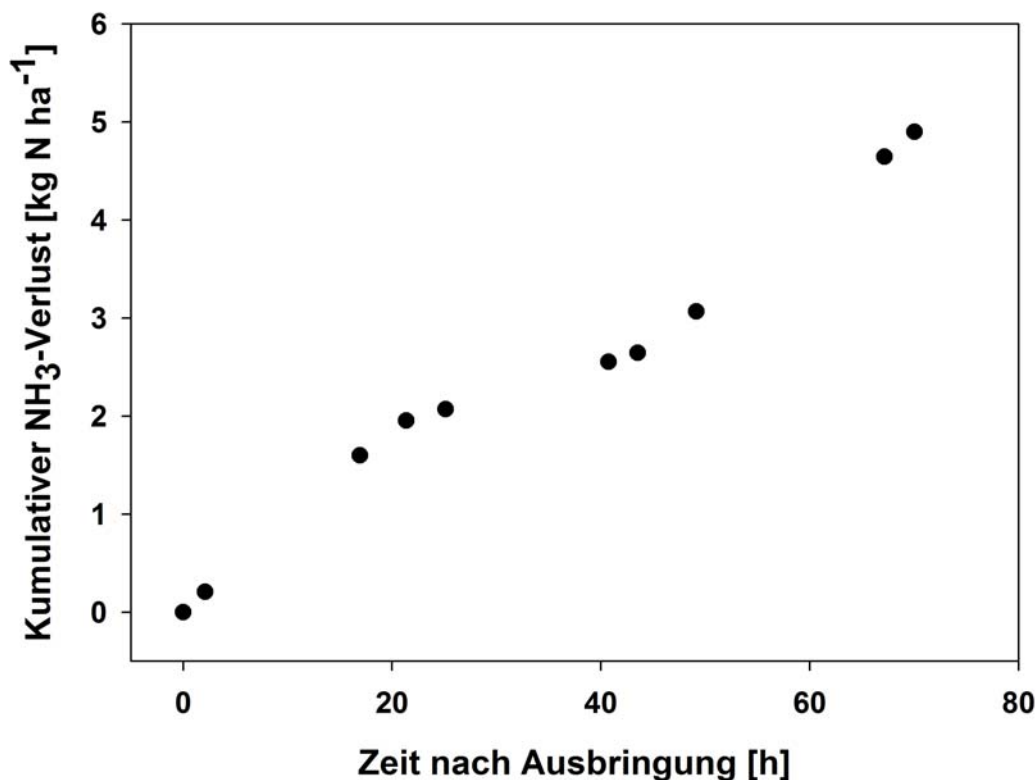


Abbildung 17: Kumulative NH_3 -Verluste in Abhängigkeit von der Zeit nach der Gärrestausrückführung als Beispieldatensatz mit schlechter Eignung zur Anpassung an Michaelis-Menten-Funktion. Düngung in Dedelow am 07.05.2012 der 200%GÄR-Variante im Großen Gärrestversuch, $228 \text{ kg TAN ha}^{-1}$ gedüngt.

Durch diese Probleme bei der Schätzung der N_{max} und K_m -Werte mussten anhand gewählter Qualitätskriterien viele Datensätze aus der weiteren Auswertung ausgeschlossen werden. Es wurden Datensätze entfernt, die entweder eine zu geringe Zahl von Messungen aufwiesen oder zu große Messabstände zwischen den Einzelmessungen, sodass von keiner zuverlässigen NH_3 -Messung ausgegangen werden kann. Hierdurch verringerte sich besonders die Zahl der zur Verfügung stehenden Datensätze für die weitere Auswertung. Dies ist besonders im Hinblick auf die hohe Zahl zu untersuchender Parameter problematisch, da in Folge mit einer geringen Zahl von Freiheitsgraden gearbeitet werden muss und eine zuverlässige Modellschätzung schwierig erscheint. Zudem sind durch die fehlenden Feldwiederholungen jeder geprüften Variante an den Standorten Grenzen in der Interpretierbarkeit der Messdaten gesetzt. Hauptgrund hierfür ist die hohe natürliche Variabilität der NH_3 -Verluste. Dies zeigte sich anhand von wiederholten Messungen am Standort Hohenschulen im Pflanzenbaulichen Versuch und im Großen Gärrestversuch (Abb. 12), besonders bei der Einarbeitung von Gärresten. Hier wurde deutlich, dass neben der beobachteten Minderung der NH_3 -Verluste auch eine zusätzliche Komponente des Versuchsfehlers hinzukommt. Daher kann bei der Entwicklung von empirischen und dynamischen Modellen das Problem auftreten, dass Variablen und Faktoren, die im Allgemeinen als signifikante Einflussgrößen auf die NH_3 -Emissionen gelten, nicht signifikant parametrisiert werden können. Dies kann verschiedenste Gründe haben; einerseits kann es sein, dass diese Faktoren in den Daten nicht ausreichend weit variierten, um einen signifikanten Einfluss zu schätzen. Gegebenenfalls kann es aber auch vorkommen, dass aufgrund von fehlenden Feldwiederholungen einzelne Ausreißer-Messungen das Gesamtbild verzerren. Allerdings gibt es vorab keine Möglichkeiten, einzelne Datensätze, die nicht den allgemeinen Hypothesen entsprechen, ohne fehlende Feldwiederholung zu identifizieren.

Aufgrund der Tatsache, dass in den Feldversuchen des Kooperationsprojektes Gärreste in den Getreidekulturen oberflächlich mit Schleppschräuchen ausgebracht wurden, aber auch Gärreste zu den Kulturen Sorghum und Mais eingearbeitet wurden und dabei die Zeit zwischen Ausbringung und Einarbeitung des Gärrestes nicht konstant war, bzw. nicht unverzüglich erfolgte, war es notwendig, die Einarbeitungszeit als quantitative Einflussgröße mit zu schätzen. Nicht mitberücksichtigt in der Modellierung der NH_3 -Verluste war der Standort Gülzow, da hier nicht die Gärrestdüngung mit dem Schleppschlauch und ggf. späterer Einarbeitung stattfand, sondern direkt eine Injektion der Gärreste in Getreidekulturen mit einem Scheibenschar und die Gärrestapplikation zu Mais und Sorghum per Injektion mit einem Zinkengrubberschar erfolgte.

Nach dem Fit der Messdaten an die Michaelis-Menten-Funktion wurden solche Daten ausselektiert, wo das gefittete N_{max} größer als 150% vom gemessenen kumulierten NH_3 -Verlust war, der K_m -Wert größer als 60 und das r^2 des Fits kleiner als 0,9 war. Dies diente der Sicherstellung qualitativ ausreichend hochwertiger Daten für die Modellbildung. Entgegen der ersten Erwartung, dass durch eine Neukalibration des empirischen Emissionsmodells mit Projektdaten zusammen mit Daten aus vorhergehenden Projekten (Gericke et al. 2011 und Quakernack et al. 2012) die Abbildungsgüte steigen würde, konnte dies bislang nicht gezeigt werden. In Modellrechnungen waren alle 3 verschiedenen Gesamtdatensätze in sich konsistent, was die Anpassung (Parametrisierung) des Modelles anging, jedoch bei gemeinsamer Verrechnung stellten sich Probleme in der Abbildungsgüte dar, was zunächst verwundert, da auch in den vorhergehenden Projekten mit derselben Methode die Ammoniakemissionen bestimmt wurden. Gegebenenfalls spielen hier große Unterschiede zwischen den untersuchten Standorten selbst eine Rolle (Tonboden vs. Sandboden). Dies gilt es allerdings noch zu prüfen. Um von einer zufriedenstellenden Abbildungsgüte ausgehen, kann im Allgemeinen ein Wert für das r^2 von 0,7 als gut erachtet werden (Sogaard et al. 2002, Ni et al. 2011). Die vollständigen N_{max} - und K_m -Modelle enthielten folgende Parameter:

- Appliziertes Gärrestvolumen [$m^3 ha^{-1}$]
- TAN-Konzentration im Gärrest [%]
- Trockenmassekonzentration des Gärrestes [%]
- Blattflächenindex der Kultur
- Einarbeitung
 - Einarbeitungszeitpunkt

- Niederschlagssumme (>5mm)
- Mittlere Windgeschwindigkeit in 2m Höhe, 48h nach Ausbringung [m s^{-1}]
- Mittlere Temperatur in 2m Höhe, 48h nach Ausbringung [$^{\circ}\text{C}$]

Nach der Vereinfachung des Nmax-Modelles mithilfe der Step-AIC-Methode (Tabelle 4) blieben die TAN-Konzentration, die Trockenmassekonzentration, der Tongehalt des Bodens, die Einarbeitung und die Einfachinteraktion aus Einarbeitung und Einarbeitungszeit im finalen Modell erhalten. Der Tongehalt war allerdings nicht signifikant. Die Abbildungsgüte des gesamten Modelles (Abbildung 18) lag für die 86 Datenpunkte (nach Datenselektion) bei einem adjustierten r^2 von 0,54 bei einer leichten Unterschätzung (Steigung 0,886x) der gemessenen NH_3 -Verluste. Insgesamt ist die Abbildungsgüte als noch nicht ausreichend einzuschätzen, einerseits aufgrund der bislang großen Streuung, andererseits aufgrund der unzulänglichen Kurvenanpassung an die vorgefundenen Messdaten, die nicht zu dem vorgegebenen Funktionstyp passen. Zudem sind sehr hohe gemessene Werte vorab ausselektiert worden, da diese im Modell nicht gut abgebildet werden konnten.

Tabelle 4: Schätzwerte des Nmax-Modelles der relativen kumulierten NH_3 -Verluste nach Gärrestapplikation (Step-AIC-optimiert, adj. $r^2 = 0,54$).

	Estimate	Std. Error	t-value	Pr(> t)	
(Intercept)	144.042	0.41069	3.507	0.000746	***
cTAN	432.141	132.965	3.250	0.001689	**
DM	0.12918	0.04059	3.183	0.002078	**
Tongehalt	-0.01903	0.01251	-1.521	0.132292	
Einarbeitung	-116.958	0.13092	-8.934	1.19e-13	***
Einarb. * Einarb.Zeit	0.19392	0.07509	2.583	0.011630	*

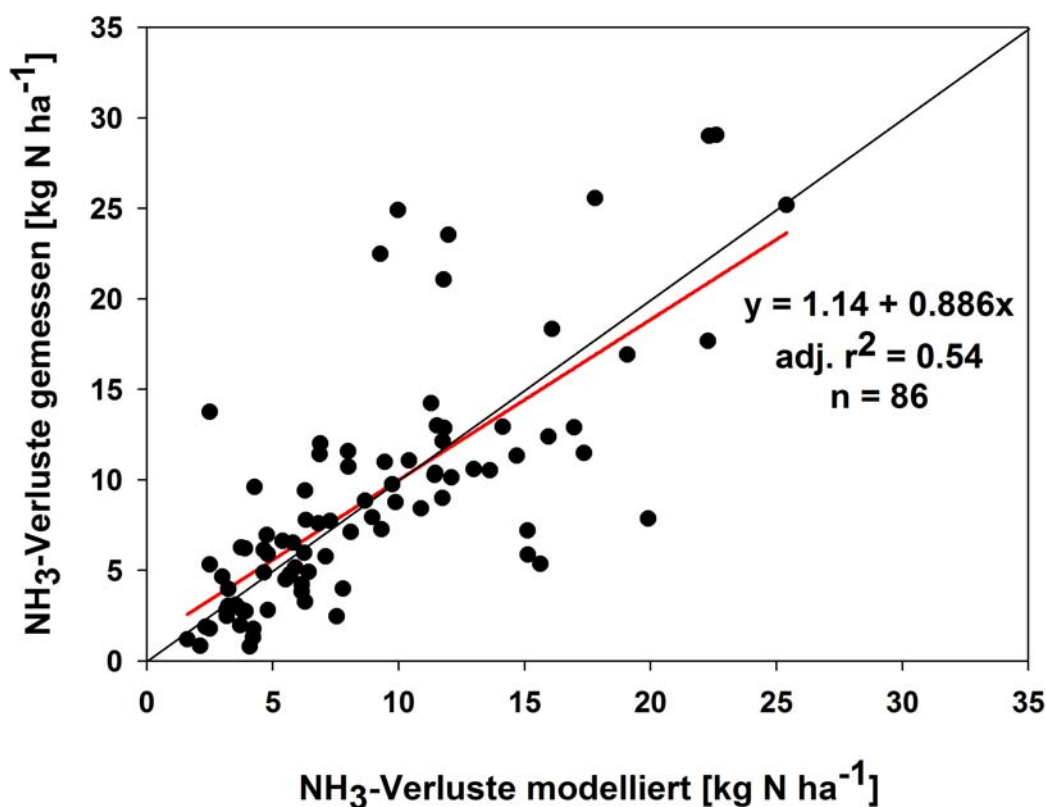


Abbildung 18: Abbildungsgüte des empirischen NH_3 -Modellansatzes unter Verwendung von NH_3 -Verlustdaten nach oberflächlicher Gärrestdüngung und eingearbeitetem Gärrest.

Um eine präzisere Schätzung der Einflussgrößen auf die NH_3 -Emissionsdynamik und Emissionshöhe gewährleisten zu können, wird zukünftig noch der Ansatz der dynamischen Modellierung angestrebt. Allerdings wird auch diese Methode aufgrund von möglichen Dateninkonsistenzen und fehlenden Wiederholungen nur in begrenztem Umfang weitere Informationen aus den Daten dieses Projekts gewinnen können. Wesentlicher Grund hierfür ist die Versuchsanlage (teilweise ohne Wiederholungen). Hierfür soll weiterhin noch einmal versucht werden, die verschiedenen Gesamtdatensätze aus den unterschiedlichen Projekten (Gericke, Quakernack und Seidel) zusammenzuführen.

Für die weitere Verwendung der NH_3 -Verlustdaten im Rahmen der Regionalisierung und Ökobilanzierung im FNR-Projekt bietet es sich an, mittlere Verlustraten für Einarbeitung und oberflächliche Ausbringung von den jeweiligen Standorten zu verwenden, da in der statistischen Analyse klare Standortunterschiede ermittelt wurden.

4.4 Versuch zur NH_3 Emissionsminderung mittels Injektion und Ansäuerung bei der Feldausbringung von Rindergülle

Die TAN-Konzentration der Gülle, die in den Versuchen verwendet wurde, variierte zwischen 1,4 und 2,9 $\text{kg NH}_4^+\text{-N m}^{-3}$ und die Trockenmassekonzentration schwankte zwischen 5,7 und 11,6% (Tabelle 5). Für die pH Reduktion der Gülle auf pH 6,5 wurden durchschnittlich 2,7 und auf pH 6,0 4,8 l $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ m}^{-3}$ benötigt. Bis auf einen Termin gelang die technische Umsetzung der Injektion und der Erreichung der Ziel-pH-Werte. Am Termin 3 in Waygaard 2012 wurde der Ziel-pH-Wert aufgrund technischer Probleme bei der Ansäuerung auf pH 6,0 nicht erreicht, weshalb dieser Wert nicht weiter berücksichtigt wurde. Zum ersten Ausbringtermin lagen die Temperaturen an beiden Standorten immer unter 10°C , die durchschnittlichen Windgeschwindigkeiten waren am Standort Waygaard allgemein höher, was zum Teil an den nahen Baumhecken in Jyndevad und der Küstennähe in Waygaard liegt. Die ermittelten NH_3 -Verluste (Abbildung 18) bewegten sich insgesamt zwischen 0,5 und 39,9% der gedüngten TAN-Menge. Die Schleppschlauchausbringung zeigte im Mittel aller Düngungen 14% (5,4 – 39,9%) relative NH_3 -Verluste. Die gemessenen NH_3 -Verluste für die Injektion A betragen 9,6% (1,7 - 28,5%), für Injektion B 5,5% (1,5 – 15,4%), für Ansäuerung pH 6,5 8,1% (2,1 – 20,1%) und für Ansäuerung pH 6,0 2,9% (0,5 – 6,6%).

Tabelle 5: Gülleeigenschaften, ausgebrachte N-Mengen und Witterungsbedingungen zu den einzelnen Applikationsterminen im Versuch.

Standort	Jahr	Termin	TAN _{applied} [kg N ha ⁻¹]	Güllevolumen [t ha ⁻¹]	cTM [%]	cNH ₄ ⁺ [kg N t ⁻¹]	cNgesamt [kg N t ⁻¹]	Wind [m s ⁻¹]	Temperatur [°C]	
Jynde vad	2012	1	80	40.0	7.4	2.0	3.2	3.7	6.8	
		2	50	25.5	7.2	2.0	3.3	1.7	17.9	
	2013	1	80	50.0	5.9	1.6	2.6	4.7	3.3	
		2	50	29.4	6.2	1.7	3.1	2.7	14.1	
		3	40	25.0	6.1	1.6	2.6	2.1	18	
		4	30	17.6	5.8	1.7	2.5	1.9	16.4	
	Waygaard	2012	1	80	32.8	7.2	2.4	3.0	2.8	6.4
			2	80	33.3	11.6	2.4	5.0	3.8	17.3
3			60	21.6	10.5	2.8	5.2	5.9	15	
4			60	21.1	8.5	2.9	4.9	4.6	14.5	
2013		1	80	57.1	5.8	1.4	3.4	5.5	9.4	
		2	80	50.0	6.1	1.6	3.4	6	14.6	
		3	60	37.5	6.1	1.6	2.6	3.6	16.5	
		4	60	37.5	5.7	1.6	2.6	2.9	15.6	

Die Reduktion der NH₃-Verluste durch die Minderungstechniken (Abb. 19) betragen im Durchschnitt 31% für Injektion A und 42% für Ansäuerung pH 6,5. Die Injektion B zeigte eine Verminderung der NH₃-Emissionen um 61%, während die Ansäuerung auf pH 6,0 die NH₃-Emissionen 79% um minderte. Trotz deutlicher Emissionsminderung durch die Minderungstechniken konnte lediglich für einzelne Schnitte ein höherer Trockenmasseertrag realisiert werden. In der Summe gab es zwar tendenziell höhere Erträge bei Injektion und Ansäuerung, diese Unterschiede waren jedoch nicht signifikant. Bei den ermittelten N-Erträgen zeigte die Ansäuerung auf pH 6,0 im Jahr 2013 die signifikant höchsten N-Erträge.

Die N₂O-Emissionen aus dem ersten Versuchsjahr lagen auf einem niedrigen Niveau zwischen 0,6 und 1,8 kg N₂O-N, was bezogen auf die gesamt gedüngte N-Menge 0,12 – 0,38% entspricht (IPCC-Faktor = 1%). Die mineralisch gedüngte Variante (N = 320 kg N ha⁻¹ a⁻¹ KAS) zeigte signifikant höhere Emissionen als die Kontrolle, Schleppschlauchausbringung, Injektion A und die Ansäuerung auf pH 6,0. Zur Ansäuerung auf pH 6,5 bestand kein signifikanter Unterschied. Im Jahr 2013 lagen die Emissionen auf einem höheren Niveau zwischen 0,4 und 4,2 kg N₂O-N (0,12 – 0,38% von N_{gesamt}). Hier zeigten sich aus Injektion B signifikant höhere N₂O-Emissionen als aus der ungedüngten Kontrolle und Schleppschlauchausbringung. Kein signifikanter Unterschied bestand zu Injektion A und Ansäuerung pH 6,0.

Die ermittelten N-Erträge zeigten deutlichere Unterschiede als die Trockenmasseerträge; In der Summe des Jahres 2012 am Standort Jynde vad zeigte die Ansäuerung pH 6,0 signifikant höhere N-Erträge als die Schleppschlauchausbringung. Im Jahr 2013 gab es am Standort Jynde vad keine signifikanten Unterschiede in der N-Aufnahme. Am Standort Jynde vad in 2013 zeigte die Ansäuerung pH 6,0 die signifikant höchsten N-Erträge.

Die Methoden der Injektion von Gülle, wie auch die Ansäuerung zeigten unter den untersuchten Bedingungen ein hohes NH_3 -Minderungspotential (bis zu $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Deutlich zeigten sich auch Unterschiede in der spezifischen Ausführung einer Minderungstechnik. So bleibt festzuhalten, dass mit reduziertem pH-Wert (von 6,5 auf 6,0), wie auch mit weiterem Schlitzabstand (von 0,175m auf 0,35m) die NH_3 -Emissionen deutlich reduziert werden konnten. Bei der Ansäuerung ist dies mit dem niedrigeren pH Wert zu erklären, wodurch ein geringerer Anteil vom TAN als NH_3 vorliegt und somit auch weniger an die Oberfläche der Gülle nachgeliefert werden kann. Hinsichtlich der Höhe der Emissionsminderung decken sich diese Ergebnisse mit denen anderer Studien. Der Abstand der Injektionskörper als Versuchsfaktor wurde bisher so noch nicht untersucht. Durch die verringerte Anzahl von Scharen steigt aber der mechanische Druck je Schar, wodurch ein tieferer und unter trockenen Bedingungen ggf. sicherer Schlitz geformt wird. Durch die geringere Schlitzoberfläche (Gülleoberfläche zur Atmosphäre) kommt es daher zu verminderten NH_3 -Emissionen. Gleichzeitig kam es hier im Versuch in 2013 zu erhöhten N_2O -Emissionen (Abb. 20). Diese lagen dennoch mit 0,38% der gedüngten N-Menge deutlich unter dem IPCC Schätzwert von 1%. Um hierüber genauere Aussagen treffen zu können, müssten weitere Untersuchungen auch an verschiedenen Standorten durchgeführt werden. Bezüglich des Schwefelsäureverbrauchs für die Ansäuerung muss weiterhin die somit ausgebrachte Schwefelmenge berücksichtigt werden. Da mittlerweile durch geringe Schwefeldeposition in die Umwelt auf agrarisch genutzten Flächen Schwefel gedüngt werden muss ist hier der Schwefelbedarf des Bestandes als maßgebend zu erachten.

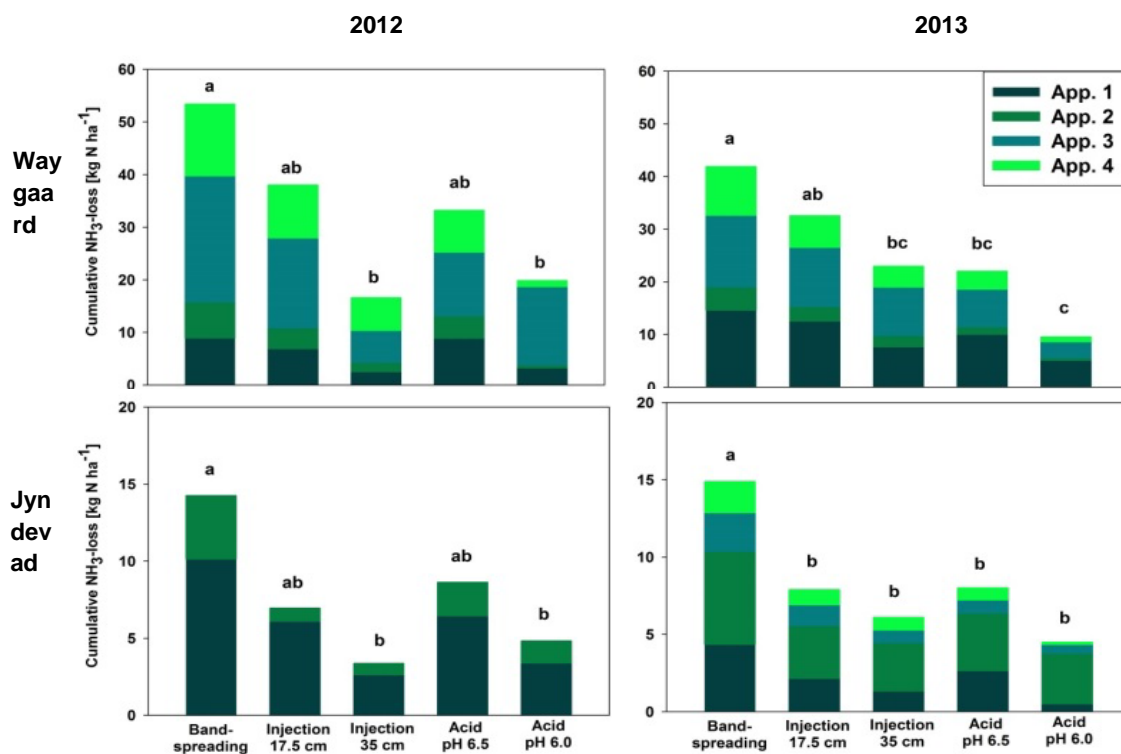


Abb. 19: Kumulative NH_3 -Emissionen an den Standorten Waygaard (oben) und Jyndevad (unten) in den Versuchsjahren 2012 (links) und 2013 (rechts).

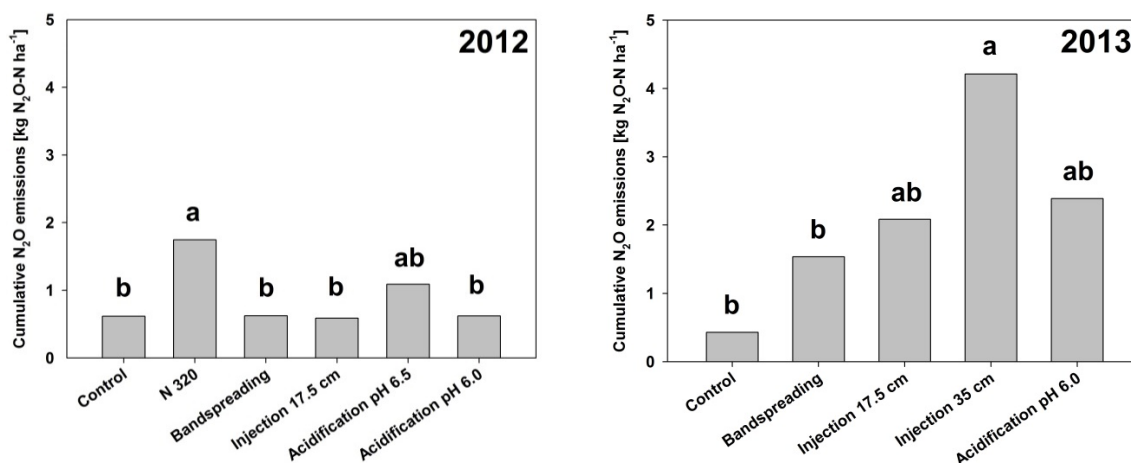


Abb. 20: N₂O-Emissionen der untersuchten Varianten am Standort Waygaard in den Jahren 2012 (Mai 2012 bis März 2013) und 2013 (April - Oktober 2013).

4.5 Inkubationsversuch zum Einfluss des Boden-pH-Wertes auf die Höhe des NH₃ Emissionen nach Gülle- und Gärrestdüngung

Der Ansatz der Messung von NH₃-Emissionen unter kontrollierten Bedingungen in der Klimakammer funktionierte zufriedenstellend. In Abb. 21 sind die wesentlichen Ergebnisse aus dem Versuch dargestellt. Demnach zeigt sich, dass unabhängig vom Standort nach oberflächlicher Gärrestdüngung höhere gasförmige Verluste als bei oberflächlicher Düngung von Schweinegülle auftraten. Nach Einarbeitung waren die NH₃-Verluste von Schweinegülle unerwarteter Weise höher als die nach Gärrestdüngung. Das Niveau der NH₃-Verluste lag für den Sand (Jyndevad) höher als für die Löß-Schwarzerde (Bad Lauchstädt) was mit vermutlich höherer Kationenaustauschkapazität des in der Löß-Schwarzerde begründet sein kann. Das allgemein hohe Niveau der Verluste darf jedoch nicht auf Praxisbedingungen übertragen werden, da es sich hier um einen versuch unter kontrollierten Bedingungen handelte und durch die ständig befeuchtete einströmende Luft eine Abtrocknen und somit die Bildung einer natürlichen Emissionsbarriere verhindert wurde. Einen eindeutigen, positiven Zusammenhang zwischen steigendem Boden-pH und höheren NH₃-Verlusten konnte hier nur für eingearbeiteten Gärrest auf Sandboden nachgewiesen werden. Bislang konnte für den Boden pH in allen anderen Varianten aber kein eindeutiger Einfluss (unabhängig von der Textur) nachgewiesen werden. Hier könnte es eine Rolle gespielt haben, dass es evtl. einen positiven Zusammenhang zwischen pH-Wert und Kationenaustauschkapazität gegeben kann. Zudem unterlag die Bestimmung der Boden-pH Werte methodischen Schwierigkeiten und könnte somit Ungenauigkeiten unterliegen.

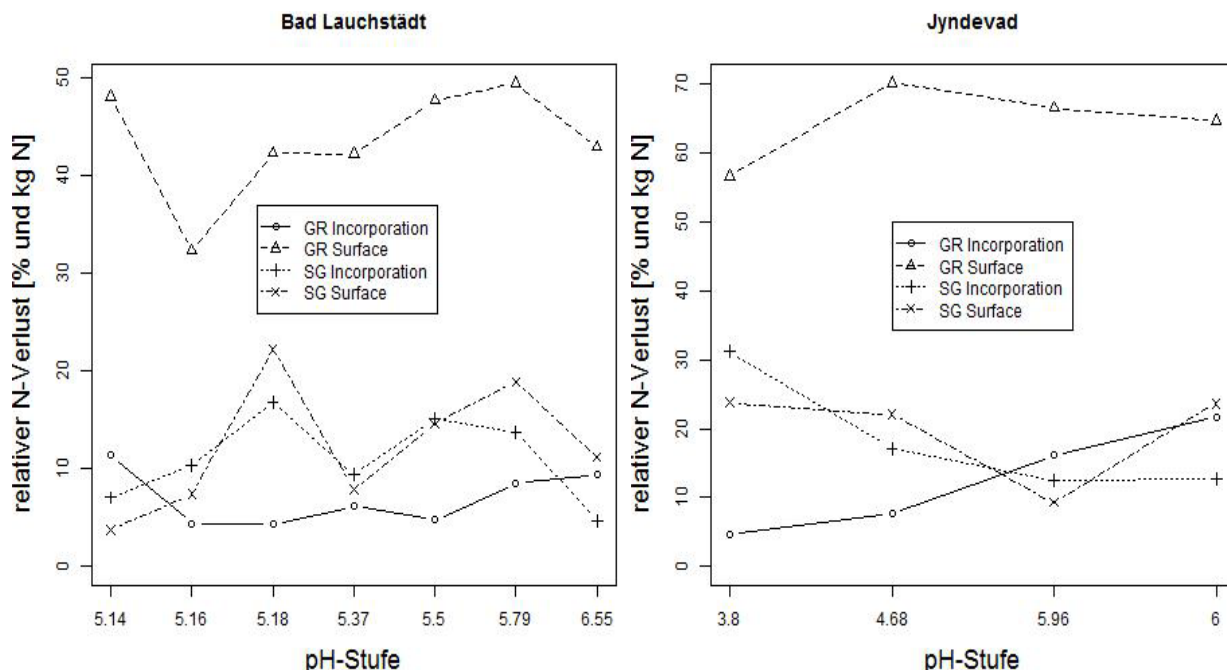


Abb. 21: Relative NH_3 -Verluste nach 72 Stunden im Inkubationsversuch in Abhängigkeit von Standort (Textur) und pH-Stufe. GR = Gärrest, SG = Schweinegülle; Incorporation = Einarbeitung, Surface = oberflächliche Ausbringung ohne Einarbeitung.

5 Verwertung

Die wissenschaftlichen Ergebnisse aus den Ammoniakmessungen sind bereits zum Teil bereits und werden in die Ökobilanzierung von Bioenergiefruchtfolgen und der Biogaserzeugung aus nachwachsenden Rohstoffen einfließen. Hier spielen die erhobenen Daten eine wesentliche Rolle bei der Einschätzung der N-Effizienz der einzelnen Kulturen des untersuchten Anbausystems im Hinblick auf die Gärrestdüngung. Zudem kann ein Vergleich zwischen der mineralischen N-Düngung und der N-Versorgung aus organischen Substraten vorgenommen werden. Im Hinblick auf die Analyse der Ammoniakemissionen der im Kooperationsprojekt untersuchten Behandlungsvarianten sollen mithilfe des empirischen Modells und Sensitivitätsanalysen Handlungsempfehlungen zur emissionsmindernden Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern abgeleitet werden. Gleichzeitig sind bereits aus dem durchgeführten Injektionsversuch deutlich die Potentiale emissionsmindernder Ausbringetechnik ersichtlich.

Ob sich technische Lösungen zur emissionsarmen Gülle- und Gärrestausringung durchsetzen werden, ist neben politischen Vorgaben aber nicht zuletzt auch eine Frage der ökonomischen Vorzüglichkeit einer solchen Anwendung.

6 Erkenntnisse von Dritten

In dem neuen internationalen, wissenschaftlichen Projekt „ALFAM 2“ (Hafner et al. 2015) wird unter Verwendung einer wesentlich breiteren Datenbasis – auch Gärrestdaten – versucht die Ammoniakemissionen besser mit einem Modell abzubilden. Da verwendete Modell basiert nicht wie das frühere ALFAM-Modell (Sogaard et al., 2002) auf der Annahme, dass ein Ammonium und Ammoniak – Pool besteht, sondern verwendet zwei Pools. Hierbei handelt es sich um einen schnellen und einen langsamen Pool, um genauere Vorhersagen zur NH_3 -Verlustdynamik machen zu können.

7 Veröffentlichungen

7.1 Tagungsbeiträge

- Seidel, A., Pacholski, A., Kage, H., Hagemann, U., Augustin, J. (2011): Trace gas emissions from energy crops for biogas production in Germany. NJF Report 7, No 8, 118-121. (Poster)
- Seidel, A., Pacholski, A., Augustin, J., Kage, H. (2012). Ammonia emissions after application of biogas digestates: effects of soil, crop and weather conditions in 5 different regions of Germany. ESA12 - 12th Congress of the European Society for Agronomy, 576-577. (Poster)
- Seidel, A., Pacholski, A., Nyord, T. und Kage, H. (2012): Ansäuerung von Rindergülle zur Minderung der NH_3 -Verluste nach Feldausbringung. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 24, 253-254. (Poster)
- Seidel, A., Pacholski, A., Kage, H. (2013): Ammoniakverluste nach Ausbringung und Einarbeitung hoher Gärrestmengen zu Mais. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften 25, 309-310. (Poster)
- Seidel, A., Pacholski, A., Nyord, T., Kage, H. (2013). Reduction of ammonia emissions by acidification of cattle slurry applied to grassland. RAMIRAN 2013, 15th international conference, Versailles, France (Poster)
- Seidel, A., Pacholski, A., Nyord, T., Kage, H. (2015). Reduction of ammonia emissions by acidification of cattle slurry applied to perennial grassland. RAMIRAN 2015, Hamburg, Germany, p. 26. (Vortrag)

7.2 Wissenstransfer

- Seidel, A., Pacholski, A., Nyord, T., Kage, H. (2012): Erhöhung der N-Effizienz aus Gülle und Gärresten durch Ansäuern. Vortrag auf dem "2. Beraterdialog Wasserrahmenrichtlinie" am 25.09.2012 in Güstrow
- Pacholski, A., Herrmann, A., (2013), Höhere Erträge durch emissionsarme Gülleausbringung? Bauernblatt SH, 23.03.2013.

7.3 Peer Reviewed Artikel

- Ni, K., Köster, J. R., Seidel, A., Pacholski, A., 2015. Field measurement of ammonia emissions after nitrogen fertilization - A comparison between micrometeorological and chamber methods. European Journal of Agronomy 71, 115 – 122.

7.4 Veröffentlichungen in Vorbereitung

- "Analysis from ammonia losses of field applied anaerobic digestates at five different sites in Germany"
- "Scenario based differences in ammonia emission patterns from different regions in Germany"
- "Technical design of acidification and injection of cattle slurry applied to perennial grassland affect ammonia losses, N_2O emissions and yield"

8 Quellenverzeichnis:

- Denmead, O.T., Harper, L.A., Freney, J.R., Griffith, D.W.T., Leuning, R., Sharpe, R.R., 1998. A mass balance method for non-intrusive measurements of surface-airtrace gas exchange. Atmos. Environ. 32, 3679–3688.
- Erisman, J. W., Bleeker, A., Hensen, A., Vermeulen, A., 2008. Agricultural air quality in Europe and the future perspectives. Atmos Environ 42, 3209-3217.
- Flesch, T.K., Wilson, J.D., Yee, E., 1995. Backward-time Lagrangian stochastic dispersion models and their application to estimate gaseous emissions. J. Appl.Meteorol. 34, 1320–1332.

- Frost, J. P., Stevens, R. J., Laughlin, R. J., 1990. Effect of separation and acidification of cattle slurry on ammonia volatilization and on the efficiency of slurry nitrogen for herbage production. *J Agr Sci* 115, 49-56.
- Genermont, S., Cellier, P., 1997. A mechanistic model for estimating ammonia from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology* 88, 145 - 167.
- Gericke, D., Bornemann, L., Pacholski, A., Kage, H., 2012. Modelling ammonia losses after field application of biogas slurry in energy crop rotations. *Water Air Soil Pollut* 223, 29 - 47.
- Gericke, D., Pacholski, A., Kage, H., 2011. Measurement of ammonia emissions in multi-plot field experiments. *Biosyst Eng* 108, 164 – 173.
- Huijsmans J.F.M., Hol, J.M.G, Vermeulen, G.D., 2003. Effect of application technique, manure characteristics, weather and field conditions on ammonia volatilization from manure applied to arable land. *Atmos Environ* 37, 3669 - 3680.
- Hutchinson, G. L., Mosier, A. R., 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci Soc Am J* 45, 311-316.
- Hutchinson, G. L., Mosier, A. R., 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Sci Soc Am J* 45, 311-316.
- Möller, K., Müller, T., 2012. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Eng Life Sci* 12, 242-257.
- Monaco, S., Sacco, D., Pelissetti, S., Dinuccio, E., Balsari, P., Grignani, C., 2012. Laboratory assessment of ammonia emission after soil application of treated and untreated manures. *Journal of Agricultural Science* 150, 65 - 73.
- Ni, K., Köster, J. R., Seidel, A., Pacholski, A., 2015. Field measurement of ammonia emissions after nitrogen fertilization - A comparison between micrometeorological and chamber methods. *European Journal of Agronomy* 71, 115 – 122.
- Ni et al. 2012 fehlt
- NIR (2013), Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2011. Rösemann, C., Haenel, H.D., Dämmgen, U., Poddeay, E., Freibauer, A., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Döhler, H., Schreiner, C., Bauer, B., Osterburg, B., Thünen Report 1, Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig.
- Nyord, T., Kristensen E. F., Munkholm, L. J., Jorgensen, M. H., 2010. Design of a slurry injector for use in a growing cereal crop. *Soil Till Res* 107, 26-35.
- Nyord, T., Schelde, K. M., Sogaard, H. T., Jensen, L. S., Sommer, S.G., 2008. A simple model for assessing ammonia emission from ammoniacal fertilisers as affected by pH and injection into soil. *Atmos Environ* 42, 4656-4664.
- Pacholski, A., Cai, G., Nieder, R., 2006. Calibration of a simple method for determining ammonia volatilization in the field - comparative measurements in Henan Province, China. *Nutr Cycl Agroecosys* 74, 259-273.
- Quakernack, R., Pacholski, A., Techow, A., Herrmann, A., Taube, F., Kage, H., 2012. Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agr EcosysEnviron* 160, 66-74.
- Rodhe, L., Etana, A., 2005. Performance of slurry injectors compared with band spreading on three Swedish soils with ley. *Biosys Eng* 92, 107-118.
- Rodhe, L., Rammer, C., 2002. Application of slurry to by band spreading and injection methods. *Biosys Eng* 83, 107-118.
- Sogaard, H.T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F. 2002. Ammonia volatilization from field applied animal-slurry: The ALFAM model. *Atmospheric Environment* 36, 3309 – 3319.
- 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. *JAgr Sci* 113, 389-395.
- Stevens, R. J., Laughlin, R. J., Frost, J. P., 1992 b. Effects of separation, dilution, washing and acidification on ammonia from surface-applied cattle slurry. *J Agr Sci* 119, 383-389.

- Stevens, R. J., Laughlin, R. J., Frost, R. J., Anderson, R., 1992 a. Evaluation of separation plus acidification and separation plus dilution to make cattle slurry a balanced, efficient fertilizer for grass and silage. *J Agr Sci* 119, 391-399.
- Thomsen, I. K., Pedersen, A. R., Nyord, T., Petersen, S. O., 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agr Ecosys Environ* 136, 227-235.
- Thomsen, I. K., Pedersen, A. R., Nyord, T., Petersen, S. O., 2010. Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N₂O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agr Ecosys Environ* 136, 227-235.
- Vandre, R., Kaupenjohann, M., 1998. In situ measurement of ammonia emissions from organic fertilizers in plot experiments. *Soil Sci Soc Am J* 62, 467-473.
- Velthof, G. L., Kuikman, P. J., Oenema, O., 2003. Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions. *Biol and Fert Soils* 37, 221-230.
- Velthof, G. L., Mosquera, J., 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agr Ecosys Environ* 140, 298-308.
- Wulf, S., Clemens, J., 2005. Reduktion der Ammoniakausgasung aus Kofermentationssubstraten und Gülle während der Lagerung und Ausbringung durch interne Versauerung mit in NRW anfallenden organischen Kohlenstofffraktionen. Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Forschungsbericht 121.
- Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J., 2002a. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia volatilization. *J Environ Qual* 31, 1789 -1794.
- Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J., 2002b. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Greenhouse gas emissions. *J Environ Qual* 31, 1795 -1801.