



Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft

*Empfehlungen für die
Praxis und aktuelle Fragen
an die Wissenschaft*

Autoren

Heinz Flessa, Thünen-Institut für Agrarklimaschutz, Bundesallee 50,
38116 Braunschweig

Jörg Michael Greef und **Maximilian Hofmeier**, Julius Kühn-Institut für Pflanzenbau
und Bodenkunde, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Klaus Dittert, Georg-August-Universität Göttingen, Abteilung Pflanzenernährung
und Ertragsphysiologie, Carl-Sprengel-Weg 1, 37075 Göttingen

Reiner Ruser, Universität Hohenheim, Institut für Kulturpflanzenwissenschaften,
FG. Düngung und Bodenstoffhaushalt (340i) Fruwirthstraße 20, 70599 Stuttgart

Bernhard Osterburg und **Eike Poddey**, Thünen-Institut für Ländliche Räume,
Braunschweig, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Sebastian Wulf, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V.,
Bartningstraße 49, 64289 Darmstadt

Andreas Pacholski, Leuphana Universität Lüneburg, Graduate School/Inkubator,
Professur für Nachhaltige Landwirtschaft in der Region, Scharnhorststraße 1,
21335 Lüneburg

Inhalt

1	Expertenworkshop in Braunschweig	4
2	Lachgas- und Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft	6
3	Führen Techniken zur Minderung der NH₃-Emission bei der Ausbringung von Gülle und Gärresten zu erhöhten N₂O-Emissionen?	12
3.1	Klimawirksamkeit von Gülleausbringungsverfahren	14
3.2	Einfluss der Ausbringungstechnik auf die Höhe der Ammoniakemission	16
3.3	Einfluss der Ausbringungstechnik auf die Höhe der Lachgasemission	20
3.4	Systembewertung der Klimawirksamkeit	22
3.5	Bewertung und Forschungsbedarf	24
4	Nitrifikationsinhibitoren, eine Option zur Minderung der N₂O-Emission?	26
4.1	Grundlagen und Wirkungsweise	28
4.2	Potenzial zur Minderung der N ₂ O-Emission	30
4.3	Bewertung und Forschungsbedarf	34
5	Welche Maßnahmen verringern die N₂O-Emissionen im Winter?	36
5.1	Bedeutung der N ₂ O-Emissionen über Winter	38
5.2	Steuergrößen der N ₂ O-Winteremissionen	40
5.3	Maßnahmen zur Emissionsminderung	44
5.4	Bewertung und Forschungsbedarf	47
6	Fazit	48
7	Literatur	52



1 Expertenworkshop in Braunschweig

Deutschland hat sich im Rahmen internationaler Klimaschutzvereinbarungen zur Minderung der Emission von Treibhausgasen verpflichtet. Bisher gibt es in Deutschland noch keine sektoralen Emissionsminderungsziele für die Landwirtschaft. Die Höhe der Ammoniak (NH_3)-Emissionen wird durch die EU-Richtlinie 2001/81/EC über nationale Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) begrenzt. Der politische Druck, dass auch die Landwirtschaft ihren Beitrag zur erforderlichen Emissionsminderung leistet, steigt. Dies gilt in besonderem Maße für die NH_3 - und Lachgas (N_2O)-Emissionen, die zum größten Teil aus der Landwirtschaft stammen: rund 94 % der nationalen NH_3 -Emissionen und ca. 78 % der nationalen N_2O -Emissionen (NIR 2013).

Im Oktober 2012 haben die Arbeitsgruppen „Klimaanpassung“ und „Minderung von Treibhausgasemissionen“ des Senats der Bundesforschungsinstitute des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) zu einem gemeinsamen Expertenworkshop nach Braunschweig eingeladen. Es wurden aktuelle Fragen und neue wissenschaftliche Erkenntnisse in den Bereichen der N_2O - und NH_3 -Emission aus der Landwirtschaft diskutiert und gemeinsam bewertet. 24 Experten aus den Bereichen Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde haben an dem Fachgespräch teilgenommen. Der Fokus der Veranstaltung lag auf folgenden Fragenkomplexen aus den Bereichen der Steuerung und Minderung von N_2O - und NH_3 -Emissionen, die aktuell sowohl in der Wissenschaft als auch in der Praxis intensiv diskutiert und mitunter kontrovers bewertet werden:

1. Techniken zur Minderung der NH_3 -Emission bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern, wie die Injektion von Gülle und Gärresten können zu erhöhten N_2O -Emissionen führen. Wie relevant sind diese Emissionen, welche Ausbringungsverfahren sind aus Sicht des Klimaschutzes am besten geeignet und welche Ansatzpunkte gibt es, negative Effekte hinsichtlich der N_2O -Emission zu vermeiden?
2. Der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren als Option zur Minderung von N_2O -Emissionen aus Böden wird international kontrovers diskutiert und bewertet. Gibt es hinreichend Erkenntnisse und neue Ergebnisse, die eine gesicherte Bewertung von Nitrifikationsinhibitoren im Kontext der Minderung von N_2O -Emissionen ermöglichen?
3. An zahlreichen Standorten wurden hohe N_2O -Emissionen im Winter nachgewiesen. Durch welche Faktoren werden die Emissionen über Winter beeinflusst? Welche pflanzenbaulichen Maßnahmen und Anpassungen im Nährstoffmanagement gibt es, um die Gefahr hoher N_2O -Emissionen über Winter zu verringern?

In den nachfolgenden Kapiteln wird zunächst die Bedeutung der Landwirtschaft für die Emissionen von NH_3 und N_2O in Deutschland aufgezeigt und anschließend werden die wichtigsten Ergebnisse des Fachgesprächs zu den Leitfragen des Workshops zusammenfassend beschrieben, bewertet und Empfehlungen abgeleitet. Unser Dank gilt allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern unseres Expertenworkshops, die durch ihr Fachwissen und engagiertes Mitwirken geholfen haben, wichtige Fakten zusammen zu stellen und zu bewerten.



*2 Lachgas- und
Ammoniak-Emissionen
aus der Landwirtschaft*

Lachgas (N_2O)

Lachgas (N_2O) ist sowohl als Treibhausgas von Bedeutung als auch für den Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre (Crutzen 1981). In Abbildung 1 ist die Höhe der N_2O -Emission in Deutschland, differenziert nach unterschiedlichen Quellbereichen, die im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung bewertet werden, für die Jahre 1990 bis

raum nur um 14 % gesunken. Diese Emissionsminderung ist in erster Linie auf den landwirtschaftlichen Strukturwandel in den neuen Bundesländern in den ersten Jahren nach der Wiedervereinigung zurückzuführen. Der relative Anteil der Landwirtschaft an der nationalen N_2O -Gesamtemission ist von 60 % (1990) auf 78 % (2011) gestiegen.

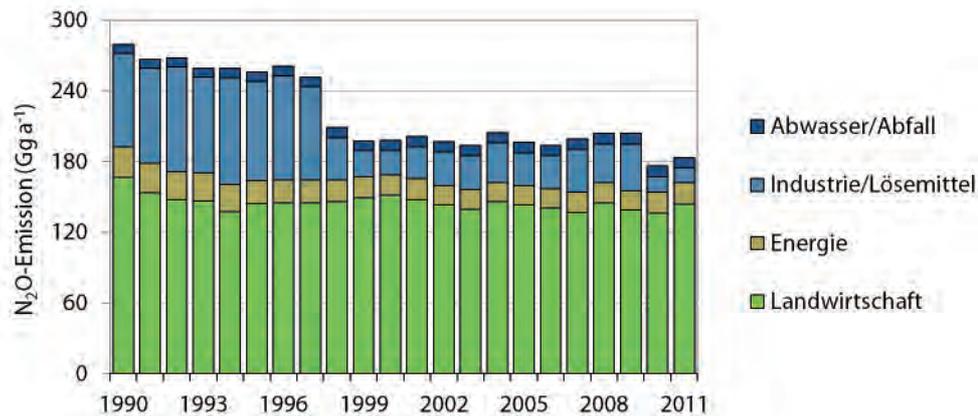


Abbildung 1: N_2O -Emission in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2011 differenziert nach Quellbereichen (Daten aus NIR 2013)

2011 dargestellt (NIR 2013). In diesem Zeitraum ist die N_2O -Gesamtemission um 35 % gesunken, was in erster Linie auf drastische Emissionsminderungen im Bereich der Industrieprozesse (u. a. Herstellung von Adipinsäure) zurückzuführen ist. Die Emissionen aus der Landwirtschaft sind in diesem Zeit-

Die Quelldifferenzierung der N_2O -Emissionen innerhalb der Landwirtschaft zeigt, dass bodenbürtige Emissionen den weitaus größten Anteil an der N_2O -Gesamtemission haben, und dass die Höhe der N_2O -Emission maßgeblich durch das Stickstoff (N)-Management beeinflusst wird: Ausbringung organi-

scher und mineralischer Dünger sowie Einarbeitung von Ernteresten. Weiterhin treten auch im Zuge des Humusabbaus N_2O -Emissionen auf (z. B. landwirtschaftlich genutzte Moorböden). Die Höhe des N-Eintrags bzw. im Falle des Humusabbaus der N-Mobilisierung sind zusammen mit Standortfaktoren (Bodeneigenschaften und Witterung) entscheidende Faktoren für die Höhe der N_2O -Emission. Die N_2O -Emissionen aus Böden haben ihren Ursprung im Wesentlichen in zwei biotischen Prozessen der Stickstoffumsetzung: in der Nitrifikation und der Denitrifikation. Die wichtigsten Steuergrößen der N_2O -Bildung und -Emission sind die Verfügbarkeit von Nitrat, Ammonium und mikrobiell leicht verwertbarer organischer Substanz im Boden sowie

die Bodenbelüftung. Die Wirkung von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die N_2O -Emission steht primär im Zusammenhang mit der Beeinflussung dieser Steuergrößen. Bedeutsam sind sowohl direkte N_2O -Emissionen aus den Böden und der Lagerung von Wirtschaftsdüngern als auch indirekte N_2O -Emissionen, die durch gelöste und gasförmige Ausströme reaktiver N-Verbindungen verursacht werden. So führen Nitratauswaschung und Ammoniakemission zu Stickstoffeinträgen in andere Ökosysteme, wo sie indirekte N_2O -Emissionen verursachen. Sowohl die direkte als auch die indirekte N_2O -Emission zählen zu den Hauptquellgruppen der deutschen Emissionsberichterstattung.



Abbildung 2: Erfassung der N_2O -Emission in einem Weizenfeld bei Buttstedt (Thüringen) mit Hilfe eines automatisierten Kammer- und Gasprobenahmesystems (Foto: D. Lempio)

Ammoniak (NH_3)

Die Emission von Ammoniak (NH_3) ist sowohl umweltbelastend als auch ein wesentlicher Faktor, der die N-Effizienz in der landwirtschaftlichen Erzeugung verringert. Sie führt über die N-Deposition zu einem diffusen Nährstoffeintrag in Ökosysteme (Eutrophierung) und trägt durch weitere Umsetzungsprozesse zur Bodenversauerung und zur indirekten Emission des Treibhausgases N_2O bei. Die Landwirtschaft ist verantwortlich für rund 95 % der anthropogen verursachten NH_3 -Emissionen in Deutschland

teil der Landwirtschaft an der gesamten NH_3 -Emission blieb unverändert.

NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft treten in erster Linie aus Stallanlagen sowie bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierproduktion auf (Abb. 3). Die meisten Wirtschaftsdünger enthalten hohe Konzentrationen an Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) oder NH_4^+ -bildende Stickstoffformen wie Harnstoff oder Harnsäure. Aus NH_4^+ bildet sich in Abhängigkeit

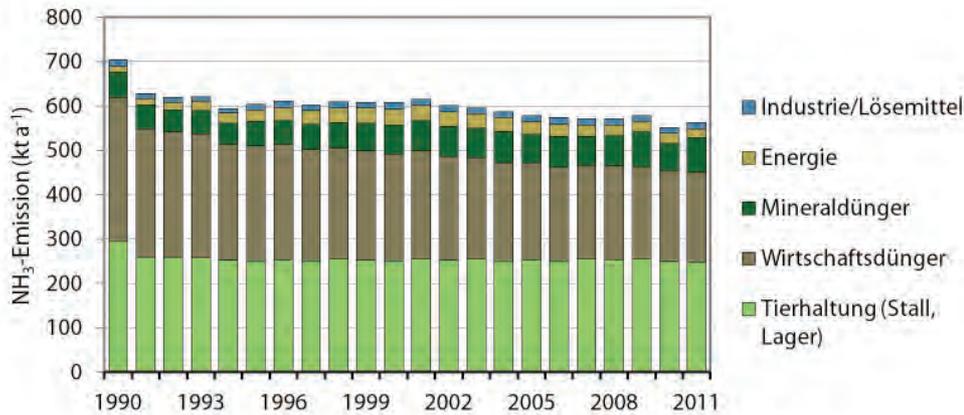


Abbildung 3: NH_3 -Emission in Deutschland in den Jahren 1990 bis 2011 differenziert nach Quellbereichen (Daten aus NIR 2013)

(Abb. 3). Seit 1990 ist die NH_3 -Gesamtemission in Deutschland um rund 20 % gesunken. Maßgeblichen Anteil daran hatte der Strukturwandel nach der Wiedervereinigung. Der dominierende An-

vom pH-Wert gasförmiges NH_3 , das in der Flüssigphase der Wirtschaftsdünger gelöst ist. Der Anstieg des pH-Wertes im Zuge der Harnstoffhydrolyse begünstigt die rasche Umwandlung von



Abbildung 4: Parzellenversuch der Universität Kiel zur Erfassung der Emission von N_2O und NH_3 bei unterschiedlicher Düngung (Foto: A. Pacholski)

NH_4^+ in NH_3 . Weiterhin wird die Bildung und Emission von NH_3 maßgeblich von Faktoren gesteuert, welche die Austauschrate von NH_3 mit der Atmosphäre beeinflussen. Wichtige Steuergrößen der NH_3 -Emission sind die Kontaktfläche mit der Atmosphäre und die Windgeschwindigkeit. Effiziente Maßnahmen zur Emissionsminderung sind daher die direkte Einarbeitung oder Injektion der Wirtschaftsdünger sowie die Abdeckung von Güllelagern, die keine natürliche Schwimmschicht aufweisen (Flessa et al. 2012).

Neben der Tierproduktion tragen besonders synthetische Ammonium- und Harnstoffdünger zu den NH_3 -Emissionen aus der Landwirtschaft bei. Aufgrund des steigenden Einsatzes harnstoffhaltiger Dünger, die im Bereich der synthetischen N-Dünger die höchsten NH_3 -Emissionsfaktoren aufweisen, ist

die NH_3 -Emission aus dem Bereich der Anwendung synthetischer N-Dünger in Deutschland in den letzten 20 Jahren um rund 34 % gestiegen. Für das Jahr 2011 wurden nationale NH_3 -Emissionen berechnet, die über dem in der NEC-Richtlinie geforderten Grenzwert von 550 kt NH_3 lagen. Emissionen von Gärresten aus pflanzlicher Biomasse, welche in einem beträchtlichen Umfang appliziert werden und gegenüber tierischer Gülle ein erhöhtes NH_3 -Emissionspotenzial aufweisen (Ni et al. 2012), sind hierbei noch nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen, dass weitere emissionsmindernde Maßnahmen erforderlich sind, um die verpflichtende Emissionsobergrenze einzuhalten. Bei oberflächlich ausgebrachten harnstoffhaltigen Düngern können die Emissionen durch Einsatz von Urease-Inhibitoren deutlich verringert werden (Engel et al. 2011).



3 Führen Techniken zur Minderung der NH_3 -Emission bei der Ausbringung von Gülle und Gärresten zu erhöhten N_2O -Emissionen?

3.1 Klimawirksamkeit von Gülleausbringungsverfahren

Die Gülleausbringung verursacht in Abhängigkeit der Ausbringungstechnik NH_3 - und N_2O -Emissionen in unterschiedlicher Höhe. Direkt nach der Ausbringung treten in der Regel kurzfristig Methan (CH_4)-Emissionen auf, die jedoch in gut belüfteten Böden von geringer Bedeutung sind. Die Ausbringungstechnik für Gülle und Gärreste hat entscheidenden Einfluss auf die Höhe umwelt- und klimabelastender Emissionen und ist ein wichtiger Ansatzpunkt für die Minderung der NH_3 -Emission.

Da die Landwirtschaft den Großteil der deutschen NH_3 -Emissionen verursacht und die verpflichtende Emissionsobergrenze von 550 kt pro Jahr bisher nicht gesichert eingehalten wird, liegt eine politische Handlungspriorität auf der Minderung von NH_3 -Emissionen. Dabei sollten unerwünschte Effekte auf die Klimaschutzziele durch eine Erhöhung von N_2O -Emissionen so gering wie möglich gehalten werden.

Aufgrund des möglichen Zielkonflikts zwischen der Minderung der NH_3 -Emission und der Minderung der N_2O -Emission bei der Ausbringung von Gülle stellt sich die Frage, welche Ausbringungstechnik im Sinne des Klimaschutzes letztlich am günstigsten ist. Gibt es Techniken, die sowohl die Emission von Ammoniak als auch von Lachgas verringern? Wie können negative Effekte hinsichtlich der N_2O -Emission vermieden werden?

Entscheidend für die Bewertung unterschiedlicher Ausbringungsverfahren im Kontext des Klimaschutzes sind besonders folgende Punkte:

1. Die Höhe der NH_3 -Emission: Die NH_3 -Emission tritt während und direkt nach der Ausbringung von Gülle und Gärresten auf.
2. Die Emission des Treibhausgases N_2O : Die N_2O -Emissionen können sowohl direkt nach der Ausbringung von Gülle und Gärresten als auch im gesamten Jahresverlauf auftreten.
3. Die Minderung des Düngerwerts und der Düngewirkung der Gülle und Gärreste durch den Verlust von pflanzenverfügbarem Stickstoff: Die Emission gasförmiger Stickstoffverbindungen wie NH_3 , N_2O , NO , N_2 sowie die Stickstoffauswaschung und -abschwemmung verringern den Gehalt an pflanzenverfügbarem Stickstoff in den Wirtschaftsdüngern bzw. im gedüngten Boden. Der Wert der Gülle und Gärreste als Stickstoffdünger und ihr Beitrag zur Einsparung von N-Mineraldünger sinken. Die geringere Düngewirkung muss dann über eine weitere N-Zufuhr ausgeglichen werden. Diese zusätzlichen N-Einträge sind mit weiteren Emissionen verbunden. Beim Ausgleich durch erhöhten N-Mineraldüngereinsatz sind die Klimabelastungen aus der Düngerproduktion ebenfalls zu berücksichtigen.
4. Indirekte N_2O -Emissionen durch den Austrag reaktiver Stickstoffverbindungen: Neben den unter Punkt 1

genannten NH_3 -Emissionen führen auch weitere, reaktive gasförmige und gelöste N-Austräge zu indirekten N_2O -Emissionen. Besonders die Nitratauswaschung ist eine weitere wichtige Ursache indirekter N_2O -Emissionen.

5. Die Energieaufwendungen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern: Einige emissionsmindernde Gülle- und Gärrestausbringungsverfahren sind besonders energieaufwändig. Der Dieselverbrauch im Zuge der Ausbringung und die damit verbundenen Emissionen sind abhängig von der Applikationstechnik

Die Auflistung verdeutlicht, dass die Klimawirksamkeit unterschiedlicher Ausbringungstechniken nicht nur durch die Höhe der direkten NH_3 - und N_2O -Emission bestimmt wird. Die Verfahrensbeurteilung erfordert eine Emissionsbilanzierung mit deutlich weiter gesteckten Systemgrenzen.

Die Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger erfolgt in Deutschland derzeit sowohl im Grünland als auch auf Ackerflächen überwiegend mit dem Breitverteiler (Abb. 5). Für unbestelltes Ackerland ist mit der Vorgabe zur unverzüglichen Gülleearbeitung innerhalb der ersten vier Stunden nach der Ausbringung ein wichtiger Ansatzpunkt zur Emissionsminderung gegeben. Für bewachsene Flächen (Grünland, bestellter Acker) gibt es derzeit keine verpflichtenden Vorgaben zur Ausbringungstechnik. Besonders im Grünland haben emissionsarme Applikationstechniken

bisher nur eine geringe Verbreitung (Abb. 5).

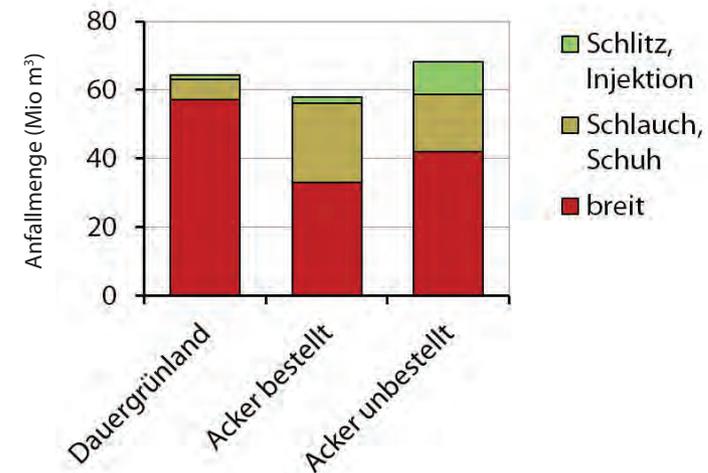


Abbildung 5: Anfallmenge und verwendete Ausbringungstechnik für flüssige Wirtschaftsdünger in der Landwirtschaft Deutschlands (Destatis 2011)

nik (z. B. durch die mögliche Arbeitsbreite und die erforderliche Zugkraft des Schleppers) und ebenfalls zu berücksichtigen.

3.2 Einfluss der Ausbringungstechnik auf die Höhe der Ammoniakemission

Die Wirkung unterschiedlicher Gülleausbringungsverfahren auf die Höhe der NH_3 -Emission ist durch zahlreiche Forschungsarbeiten recht gut dokumentiert (Döhler et al. 2002; Webb et al. 2010; Flessa et al. 2012). In Tabelle 1 sind die NH_3 -Minderungspotenziale unterschiedlicher Ausbringungstechniken anhand der internationalen Literaturübersicht von Webb et al. (2009) sowie den Werten, die in der nationalen Emissionsberichterstattung für Deutschland zugrunde gelegt werden (NIR 2010), zusammen gestellt. Der Vergleich der gelisteten Emissionsfaktoren zeigt, dass die absolute Höhe der Reduktionswirkung unterschiedlicher Applikationstechniken erhebliche Unsicherheiten aufweist, dass aber weitgehend Konsens besteht, wie die Verfahren relativ zueinander zu bewerten sind. Die in Tabelle 1 gelisteten relativen Größenordnungen der NH_3 -Emissionsminderung, die aus Versuchen mit unterschiedlicher Gülle stammen, treffen in erster Näherung wahrscheinlich auch für die Applikation von Gärresten aus Biogasanlagen zu, die nach dem derzeitigen Kenntnisstand ein etwas höheres NH_3 -Bildungspotenzial aufweisen als Gülle aus der Tierhaltung.

Die Ergebnisse zeigen, dass auf Flächen ohne Bewuchs NH_3 -Emissionen durch die sofortige und vollständige Einbringung der Gülle in den Boden weitgehend vermieden werden können. Wichtig ist, dass die Gülle durch die Einarbeitung vollständig von der Bodenoberfläche

entfernt wird und keine Reste auf der Bodenoberfläche verbleiben. Durch die direkte Einarbeitung innerhalb der ersten Stunde nach der Ausbringung oder den Einsatz eines Güllegrubbers können die NH_3 -Emissionen im Vergleich zur breitflächigen Ausbringung ohne Einarbeitung um rund 80 bis 90 % verringert werden. Da die Emissionen direkt nach der Ausbringung am höchsten sind, führt die sofortige Einarbeitung (innerhalb einer Stunde) im Vergleich zur Einarbeitung nach vier Stunden (aktuelle Vorgabe) nochmals zu einer deutlichen Verringerung von NH_3 -Verlusten um rund 60 %.

Auf bewachsenen Flächen, auf denen die breitflächige Einarbeitung von Gülle nicht möglich ist, können bodennahe Ausbringungstechniken wie der Schleppschlauch auf dem Acker oder der Schleppschuh im Grünland zu einer Minderung der NH_3 -Emission gegenüber der breitflächigen Ausbringung beitragen (Tab. 1). Die Minderungspotenziale der bodennahen Ausbringung gegenüber der breitflächigen Anwendung liegen in der Größenordnung von 20 bis 50 % im Acker und 40 bis 60 % im Grünland (Tab. 1). Die Emissionsminderung ist abhängig von der Bestandesentwicklung (Webb et al. 2009). In Ackerkulturen sollte daher beim Einsatz von Schleppschläuchen auf eine Mindesthöhe der Kultur geachtet werden. Eine Ausbringung in niedrige Bestände im zeitigen Frühjahr sollte nur bei niedrigen Tem-

peraturen erfolgen, wobei auf teilgefrorenen Böden ebenfalls hohe Emissionen auftreten können (Köster et al. 2014).

Auch Injektionstechniken können die NH_3 -Emission erheblich reduzieren. In der Regel sind die NH_3 -Emissionen bei

Tabelle 1: Potenziale der NH_3 -Emissionsminderung (in %) gegenüber oberflächlicher Breitverteilung von Gülle ohne Einarbeitung (verändert aus Flessa et al. 2012)

Applikationstechnik	Webb et al. (2009) ¹	NIR (2010) ²
Sofortige Einarbeitung innerhalb einer Stunde auf unbewachsener Fläche	Pflug: 89-98 Scheibenegge: 25-75 Egge: 25-30	Rindergülle: 80 Schweinegülle: 82
Einarbeitung auf unbewachsener Fläche mit Güllegrubber		Rindergülle: 90 Schweinegülle: 88
Ausbringung mit Schleppschlauch, Acker	Rindergülle: 22 Schweinegülle: 29	³ Rindergülle: 30 ³ Schweinegülle: 48
Ausbringung mit Schleppschlauch, Grünland	Rindergülle: 34 Rindergülle: 48	Rindergülle: 10 Schweinegülle: 30
Ausbringung mit Schleppschuh, Acker mit Aufwuchs	Rindergülle: 45 Schweinegülle: 78	Rindergülle: 28 Schweinegülle: 52
Ausbringung mit Schleppschuh, Grünland	Rindergülle: 60 Schweinegülle: 66	Rindergülle: 40 Schweinegülle: 60
Gülleschlitztechnik, Injektion (open slot injection), Acker	Rindergülle: 79 Schweinegülle: 97	Rindergülle: 52 Schweinegülle: 76
Gülleschlitztechnik, Injektion (open slot injection), Grünland	Rindergülle: 21	Rindergülle: 60 Schweinegülle: 80
Injektion (closed slot injection), Acker	Rindergülle: 82-86	
Injektion (closed slot injection), Grünland	Rindergülle: 81 Schweinegülle: 89	

¹ Die Angaben aus der Referenz Webb et al. (2009) beziehen sich auf durchschnittliche Emissionsminderungen

² Bewertung der Verfahren im Rahmen der nationalen Emissionsberichterstattung

³ Bei Schleppschlauchanwendung im stehenden Bestand

Injektion deutlich geringer als bei der breitflächigen Ausbringung in Kombination mit der Einarbeitung nach vier Stunden oder der Ausbringung mit Schleppschlauch oder Schleppschuh (Abb. 6 und 7). Die stärkste Emissionsminderung wird erreicht, wenn der direkte Kontakt der Gülle mit der Atmosphäre durch Verschließen der Schlitze mit Bo-

für die Ausbringung in die Bestände in frühen Phasen der Vegetationsperiode sind die technischen Möglichkeiten der Emissionsminderung derzeit noch sehr begrenzt.

Die Ausbringtechnik ist nicht allein entscheidend für die Höhe der NH_3 -Emission. Die Witterung, der Zeitpunkt der Ausbringung, die Zusammensetzung



Abbildung 6: Gülleinjektionsgerät für die streifenförmige Injektion flüssiger Wirtschaftsdünger. Die Injektionsschlitze werden nicht verschlossen: Eine Applikationstechnik mit sehr geringer NH_3 -Emission, aber wie hoch sind die N_2O -Emissionen? (Foto: A. Pacholski)

den vollständig vermieden wird. Bei Injektionsverfahren kann es nach dem derzeitigen Kenntnisstand zu erhöhten N_2O -Emissionen kommen (Kap. 3.3). Unter ungünstigen Bedingungen können Emissionsminderungen durch Schleppschlauchausbringung oder Gülleschlitztechnik im Vergleich zur Breitverteilung deutlich geringer ausfallen als in Tabelle 1 vermerkt. Besonders

der Gülle, die Bestandsentwicklung und Bodeneigenschaften sind weitere Faktoren, welche die Höhe der NH_3 -Emission beeinflussen (Döhler et al. 2002; Flessa et al. 2012).

Die Ammoniakbildung wird durch hohe Gülle- aber auch Boden-pH-Werte begünstigt. Deshalb wird das Ansäuern von Gülle und Gärresten mit Schwefel-

fel- oder Salpetersäure als mögliche Maßnahme zur Verringerung der NH_3 -Emissionen diskutiert. Teilweise konnten hierdurch die Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste von Schweinegülle um 50 bis 70 % (Kai et al. 2008) und Verluste bei der Ausbringung von Rindergülle auf verschiedenen Bodentypen um bis zu 73 % (Bussink et al. 1994) gesenkt werden. Dabei wurde bei Schweinegülle (Dai und Blanes-Vidal 2013) wie auch bei Rindergülle (Bussink et al. 1994) eine signifikante Reduktion der NH_3 -Emissionen mit sinkendem pH-Wert festgestellt. Durch die Reduzierung der N-Verluste kommt es zu einer deutlichen Zunahme an pflanzenverfügbarem Stickstoff in der Gülle und zu einer Verbesserung der Düngewirksamkeit der ausgebrachten Wirtschaftsdünger (Stevens et al. 1989; Schils et al. 1999; Sørensen und Eriksen 2009). Allerdings stellt der Umgang mit starken Säuren Herausforderungen an die Arbeitssicherheit, die bisher für viele landwirtschaftliche Betriebe eine Umsetzung verhindern. Erst seit wenigen Jahren existieren zugelassene Verfahren der Gülleansäuerung mit Schwefelsäure am Güllefass unmittelbar vor Ausbrin-

gung auf dem Feld, die eine relativ einfache und sichere Säurehandhabung ermöglichen. In Dänemark wird diese Technologie bereits in größerem Umfang eingesetzt und auch in Deutschland wird sie von verschiedenen Betrieben erprobt.

Die Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Novellierung der Düngeverordnung hat sich in ihrer aktuellen Empfehlung auch mit der Thematik der Ausbringung NH_3 -bildender Wirtschaftsdünger befasst (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung 2012). Sie empfiehlt striktere Vorgaben zur unverzüglichen Einarbeitung von Gülle, Gärresten und Geflügelmist auf unbestellten Flächen und sieht mit einer Übergangsfrist die



Abbildung 7: Detailaufnahme der Gülleinjektionstechnik (Foto: M. Hofmeier)

Vorschrift vor, künftig auf bewachsenen Ackerflächen und Grünland nur noch streifenförmige, bodennahe Ausbringung zuzulassen (z. B. auf Ackerland Schleppschlauch, auf Grünland Schleppschuh). Eine Injektion von flüssigen Wirtschaftsdüngern soll in der Novelle nicht vorgeschrieben werden, da Unsicherheiten darüber bestehen, ob es dadurch zu erhöhten N_2O -Emissionen kommt.

3.3 Einfluss der Ausbringungstechnik auf die Höhe der Lachgasemission

Die Bewertung der Ausbringungstechnik hinsichtlich ihrer Wirkung auf die N_2O -Emission weist noch viele offene Fragen auf. Dies gilt sowohl für die unmittelbare Wirkung der Applikationstechnik als auch für die Bedeutung der ausbringungsinduzierten Emissionen für die N_2O -Jahresemission. Im Gegensatz zur NH_3 -Emission, die auf die Tage nach der Ausbringung begrenzt ist, treten düngungsinduzierte N_2O -Emissionen in der Regel sowohl direkt nach der Gülleausbringung als auch im gesamten Jahresverlauf auf. Emissionsunterschiede in den Tagen oder Wochen nach der Ausbringung können daher im Jahresverlauf mitunter ausgeglichen werden. Die Höhe der N_2O -Gesamtemission wird nach dem derzeitigen Kenntnisstand entscheidend durch die Höhe der N-Applikation sowie Standortfaktoren beeinflusst.

Bei der sofortigen Einarbeitung breitflächig ausgebrachter Gülle besteht kein Zielkonflikt zwischen der Minderung der NH_3 - und N_2O -Emission. Durch die sofortige Einarbeitung können NH_3 -Emissionen weitgehend vermieden werden. Die Wirkung auf die N_2O -Emission ist nicht eindeutig. In einigen Studien wurden nach Einarbeitung flüssiger Wirtschaftsdünger im Vergleich zur breitflächigen Ausbringung ohne Einarbeitung leicht erhöhte N_2O -Emissionen gemessen (Webb et al. 2010). Bei festen Wirtschaftsdüngern führte die Einarbeitung hingegen meist zu einer Minderung der

NH_3 - und N_2O -Emission. Da mit der Minderung der NH_3 -Emission auch indirekte N_2O -Emissionen vermieden werden, ist die sofortige Einarbeitung unabhängig von der ausgebrachten Wirtschaftsdüngerform eine sehr effiziente Klimaschutzmaßnahme (Webb et al. 2010). Damit ist für Ackerflächen ohne Bewuchs ein Verfahren vorhanden, das im Sinne des Klimaschutzes uneingeschränkt positiv zu bewerten ist. Anzustreben ist die Einarbeitung innerhalb der ersten Stunde nach der Ausbringung, um die NH_3 -Verluste zu minimieren und den maximalen Düngerwert der Gülle zu erhalten.

Mehrere Forschungsarbeiten weisen darauf hin, dass die N_2O -Emission durch den Einsatz von Injektionsgeräten gegenüber der Ausbringung auf die Bodenoberfläche deutlich erhöht sein kann (Flessa und Beese 2000; Boeckx und van Cleemput 2001; Wulf et al. 2002; Webb et al. 2010; Velthof und Mosquera 2011). Nach dem derzeitigen Kenntnisstand begünstigen mehrere Faktoren die Bildung von N_2O in den Injektionszonen:

- Die Bildung lokal anoxischer Bedingungen im Bereich der Injektionszonen durch eine hohe Sauerstoffzehrung bei gleichzeitig eingeschränkter Sauerstoffzufuhr
- Die hohen Gehalte an mineralischem Stickstoff in den Injektionszonen
- Die Verfügbarkeit leicht abbaubarer organischer Substanz in den Injektionszonen

Stark erhöhte Emissionen aus den Injektionszonen werden auf eine enge Kopplung von Nitrifikation und Denitrifikation zurückgeführt. Die bisher verfügbaren Ergebnisse weisen auf einen möglichen Zielkonflikt hin, da die Injektion die NH_3 -Emission erheblich senken kann, aber das Risiko erhöhter N_2O -Emissionen steigt (Abb. 8). Welche Möglichkeiten es gibt, die N_2O -Emissionen aus den Injektionsbereichen durch gezielte Maßnahmen zu steuern und zu mindern, ist bisher unzureichend geklärt. Interessant ist in diesem Zusammenhang die Bewertung von unterschiedlichen Injektionstechniken (z. B. Injektionstiefe, Injektionsabstände, geschlossene versus offene Injektionszonen) sowie der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen, welche die Bildung von Nitrat in der Injektionszone verzögern. Auch fehlt es an Langzeitmessungen, welche die Bedeutung der Emissionen aus den Injektionsbereichen für die N_2O -Jahresemission quantifizieren.

Bei der bodennahen, streifenförmigen Gülleausbringung mit Schleppschauch oder Schleppschuh sind die N_2O -Emissionen in der Regel deutlich geringer als bei der Injektion (Wulf et al. 2002; Thomsen et al. 2010). Das Risiko, durch diese Verfahren der NH_3 -Emissionsminderung erhöhte N_2O -Emissionen zu induzieren, ist nach dem derzeitigen Kenntnisstand relativ gering, die Vermeidung indirekter N_2O -Emissionen dagegen erheblich. Allerdings fehlen auch hier Langzeitmessungen für die gesicherte Systembewertung.

Die Wirkung der Gülleansäuerung auf die N_2O -Emission wurde bisher nur in wenigen Studien dokumentiert. Untersuchungen in Dänemark ergaben keinen Hinweis, dass das Ansäuern mit Schwefelsäure zu erhöhten direkten N_2O -Emissionen führt (Webb et al. 2013). Die deutliche Minderung der NH_3 -Emission führt dagegen zu einer erheblichen Verringerung indirekter N_2O -Emissionen. Das Ansäuern von Gülle und Gärresten könnte daher eine interessante Option



Abbildung 8: Gülleinjektion mit Verschluss der Injektionsschlitzte: Eine Applikationstechnik mit minimaler NH_3 -Emission, aber wie hoch sind die N_2O -Emissionen? (Foto: A. Pacholski)

zur Verringerung umwelt- und klimabelastender Emissionen sein, wenn ein direktes Einarbeiten der Dünger nicht möglich ist.

3.4 Systembewertung der Klimawirksamkeit

Für die Bewertung der Klimawirksamkeit von Ausbringungsverfahren für Gülle und Gärreste müssen die unter Punkt 3.1 gelisteten Indikatoren zusammengeführt werden. Die Ergebnisse von Wulf et al. (2002) zur N_2O - und NH_3 -Emission nach der Ausbringung von Biogas-Gülle zeigen, dass die Treibhausgaswirksamkeit der Ammoniakemission in den meisten Fällen größer war als die Bedeutung der direkten N_2O -Emission in einem Zeitraum von sechs Wochen (Abb. 9). Im Fall der Gülleinjektion kann sich die relative Bedeutung der NH_3 - und N_2O -Emission jedoch umkehren. In der Studie von Wulf et al. dominierten in diesem Fall die direkten N_2O -Emissionen die emittierten

CO_2 -Äquivalente. Da die N-Verluste über NH_3 in der Regel mengenmäßig wesentlich höher sind als die N_2O -N-Emissionen, kommt dem Düngerwert bei der Gesamtbetrachtung der Klimawirksamkeit eine wichtige Rolle zu. Bezieht man die Verringerung des Düngerwerts durch NH_3 -Emissionen in die Bewertung ein, dann verschlechtert sich die Treibhausgasbilanz besonders bei den Verfahren, die hohe NH_3 -Emissionen aufweisen. Verfahren mit geringen NH_3 -Emissionen schneiden relativ günstiger ab. Die Erweiterung der Systembewertung um den entgangenen Düngerwert ist ergebnisrelevant, da die damit verbundenen Emissionen (in CO_2 -Äquivalenten)

in der gleichen Größenordnung liegen können wie die direkten NH_3 - und N_2O -Emissionen der gedüngten Flächen. Thomsen et al. (2010) fanden bei Berücksichtigung des Düngerwerts der Gülle, dass bei der Ausbringung mit Schleppschlauch die NH_3 -Verluste die Hauptursache der gesamten Treibhausgaswirksamkeit der Gülleausbringung waren. Bei der Gülleinjektion dominierte die bodenbürtige Lachgasemission. Insgesamt kamen sie zu dem Schluss, dass die Injektionstechniken etwas höhere Treibhausgasemissionen aufwiesen als die Ausbringung mit Schleppschlauch. Diese Erhöhung

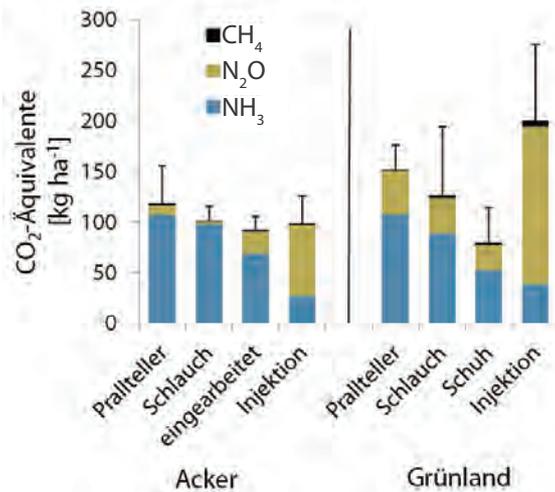


Abbildung 9: Treibhausgasemission (in CO_2 -Äquivalenten) unterschiedlicher Ausbringungsverfahren von Biogas-Gülle. Bewertet sind indirekte N_2O -Emissionen, die durch NH_3 -Verluste hervorgerufen werden, direkte N_2O -Emissionen sowie CH_4 -Emissionen innerhalb 6 Wochen nach Ausbringung (Wulf et al. 2002).

bewerten Thomsen et al. als einen akzeptablen „trade-off“ der NH_3 -Minderung. Hierbei wurden auch die Emissionen des höheren Energiebedarfs der Ausbringung mittels Injektionstechnik berücksichtigt. Webb et al. (2010) kommen in ihrer Gesamtbewertung der NH_3 - und N_2O -Emission durch Gülleapplikation zu dem Fazit, dass das Risiko der N_2O -Emission kein Grund gegen Maßnahmen zur NH_3 -Emissionsminderung sein darf. NH_3 -Minderungsoptionen sind vielmehr so zu optimieren, dass die Gefahr erhöhter N_2O -Emissionen minimiert wird.

Die Ergebnisse verdeutlichen den entscheidenden Einfluss von nicht produktiven und umweltbelastenden N-Austrägen für die Bewertung der Gülleausbringung im Kontext des Klimaschutzes. Maßnahmen zur NH_3 -Minderung wirken in diesem Sinne doppelt positiv, da sie indirekte N_2O -Emissionen mindern und maßgeblich dazu beitragen, den Düngerwert der Gülle zu erhalten. Ein hoher Düngerwert der Gülle durch die Vermeidung von NH_3 -Verlusten muss in der Düngeplanung berücksichtigt werden, um N-Überschüsse zu vermeiden. Nur bei entsprechender Anrechnung im Rahmen einer entzugsorientierten Düngeplanung trägt ein hoher Düngerwert zur Steigerung der N-Effizienz und zum Klimaschutz bei. Auch ist zu beachten, dass bei organischen Wirtschaftsdüngern neben der kurzfristigen N-Düngewirkung auch die längerfristige Düngewirkung über den organischen Stickstoffpool des Bodens zu berücksichtigen ist (Gutser et al. 2010). Besonders in Ackerkulturen sinkt die N-Effizienz bei anhaltend hohen Wirtschaftsdün-

gergaben und die Gefahr umwelt- und klimabelastender N-Austräge steigt (Gutser et al. 2010). Für eine hohe N-Effizienz in Pflanzenbausystemen mit organischen Wirtschaftsdüngern ist die Kombination folgender Punkte von großer Bedeutung (Webb et al. 2013): Die Maximierung des Düngerwerts durch Minimierung der NH_3 -Verluste, eine moderate Stickstoffzufuhr über Wirtschaftsdünger sowie die Berücksichtigung ihrer längerfristigen Dünge Wirkung. Auch die mitunter hohen P-Gehalte in Wirtschaftsdüngern erfordern eine an den Pflanzenbedarf angepasste mengenmäßige Begrenzung ihres Einsatzes. Bei höherem Anfall an Wirtschaftsdünger bietet sich ein Export in Marktfruchtbetriebe an.

Große Unsicherheiten bestehen im Bereich der Höhe der N_2 -Verluste. N_2 -Emissionen sind nicht direkt umweltbelastend. Durch den Verlust von pflanzenverfügbarem Stickstoff (N_2 wird im Zuge der Denitrifikation aus Nitrat gebildet) sinkt jedoch der Düngerwert der Gülle. Besonders bei der Gülleinjektion könnten auf Grund der günstigen Bedingungen für die Denitrifikation erhöhte N_2 -Verluste auftreten. Hier besteht Forschungsbedarf. Die Dünge Wirkung wird auch von der Verteilgenauigkeit der Ausbringungstechnik beeinflusst. Injektionsgeräte, Schleppschläuche und Schleppschuhe weisen in der Regel alle eine höhere Verteilgenauigkeit auf als die Ausbringung mit Pralltellern oder Vertikalverteilern. Durch die gezielte Injektion in den wurzelnahen Bereich kann die Nährstoffausnutzung zusätzlich gefördert werden.

3.5 Bewertung und Forschungsbedarf

Für die Bewertung der Klimawirksamkeit von Gülle- und Gärreistausbringungsverfahren müssen sowohl klimawirksame Emissionen auf den gedüngten Flächen als auch indirekte Emissionen durch reaktive N-Austräge und die Beeinflussung des Düngerwerts der Wirtschaftsdünger sowie der Energieeinsatz bei ihrer Ausbringung berücksichtigt werden.

Zusammenfassend ergibt sich folgendes Fazit:

- Für Ackerflächen ohne Bewuchs ist die sofortige Einarbeitung das Verfahren mit den geringsten Emissionen. Die Einarbeitung sollte möglichst innerhalb der ersten Stunde nach der Ausbringung erfolgen, um die NH_3 -Emissionen zu minimieren. Der so erzielte höhere Düngewert der Wirtschaftsdünger ist in der Düngplanung zu berücksichtigen und sollte auch in der N-Bilanzierung seinen Niederschlag finden.
- Bei der Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern in wachsende Bestände (Acker und Grünland) sollte auf eine breitflächige Ausbringung verzichtet und auf eine Mindestwuchshöhe geachtet werden. Mit der bodennahen, streifenförmigen Ausbringung mittels Schleppschlauch (Acker) bzw. Schleppschuh (Grünland) können umwelt- und klimabelastende Emissionen verringert werden. Diese Reduktionen können gegebenenfalls noch durch Ansäuerung der Substrate deutlich verbessert werden. Der so erzielte höhere

Düngerwert ist in der Düngplanung und N-Bilanzierung zu berücksichtigen.

- Injektionstechniken weisen ein sehr hohes Potenzial zur Minderung der NH_3 -Emission auf. Es besteht jedoch die Gefahr erhöhter N_2O -Emissionen, wenn der flüssige Wirtschaftsdünger nicht wie beim Güllegrubber in den Boden eingemischt wird, sondern konzentriert in einen Kanal im Boden abgelegt wird. Über das Ausmaß der N_2O -Emissionen bei verschiedenen Standortbedingungen und Injektionstiefen bestehen noch erhebliche Unsicherheiten. Ein Großteil der zusätzlichen N_2O -Emissionen sowie die Emissionen aus einem erhöhten Energieaufwand bei der Gülleausbringung können durch die vermiedenen NH_3 -Verluste und die dadurch erhöhte Düngereffizienz und Einsparung mineralischer Düngemittel ausgeglichen werden. Eine gesicherte Gesamtbewertung der Klimawirksamkeit unterschiedlicher Injektionstechniken ist bisher noch nicht möglich. Auch ist unzureichend geklärt, durch welche Techniken die Gefahr der N_2O -Emission verringert werden kann. Die Wirkung unterschiedlicher Injektionsverfahren sowie der Zugabe von Nitrifikationsinhibitoren ist hier zu prüfen.

Forschungsbedarf wird besonders in folgenden Bereichen gesehen: Ansätze zur Minderung der N_2O -Emission bei der Injektion von Gülle und Gärresten,

neue Applikationstechniken wie z. B. die Ansäuerung sollten unter Einbeziehung aller klimawirksamer Emissionen und der Ertragswirksamkeit analysiert und bewertet werden. Die Bewertung sollte standortdifferenziert und auf der Basis ganzjähriger N_2O -Bilanzierungen erfolgen. Bedarf an innovativen, effizienten Techniken zur Emissionsminderung besteht in erster Linie für bewachsene Flächen. Große Unsicherheiten bestehen weiterhin im Bereich der N_2 -Emission in Abhängigkeit von Ausbringungstechnik und Standort. Eine grundlegende Voraussetzung, dass optimierte Ausbringungsverfahren ihr Klimaschutzpotenzial entfalten können, ist die Optimierung der Ausbringungszeiten und -mengen unter stärkerer Berücksichtigung der N-Produktivität. Hohe Stickstoffinträge über Gülle- und Gärrestgaben im Sommer und Herbst nach der Ernte der Hauptkultur führen unabhängig von der Art der Ausbringungstechnik zu umwelt- und klimabelastenden N-Überschüssen, wenn die zugeführten N-Mengen vor Ende der Vegetationsperiode nicht mehr durch nachfolgende Kulturen aufgenommen werden. Es gibt nur wenige Folgekulturen, die eine Herbstdüngung effizient verwerten können (Raps, Zwischenfrüchte). Die Terminierung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern mit relevanten Mengen an kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff sollte sich strikt an der Optimierung der Nährstoffnutzungseffizienz orientieren. Es ist von zentraler

Bedeutung, dass die Ausbringungsverfahren als Teil einer Gesamtstrategie der Emissionsminderung in Wirtschaftsdüngerketten gesehen werden. Im Sinne des Klimaschutzes muss das Ziel sein, die Systemketten (z. B. Fütterung, Lagerung, Düngplanung, Ausbringung) zu optimieren, um das Potenzial der Emissionsminderung möglichst vollständig zu realisieren und eine Verschiebung von Emissionen innerhalb der Systeme zu vermeiden. Auch muss darauf hingewiesen werden, dass der direkte Vergleich von NH_3 - und N_2O -Emissionen über die Berechnung von emittierten CO_2 -Äquivalenten die Umweltwirkung dieser Emissionen nur unvollständig abbildet, da beide Gase neben ihrer direkten (N_2O) bzw. indirekten (NH_3) Treibhausgaswirksamkeit weitere Umweltwirkungen aufweisen (N_2O : Ozonabbau in der Stratosphäre, NH_3 : Eutrophierung, Bodenversauerung, Feinstaubbildung).



Abbildung 10: Erscheinungsbild der Gülleausbringung im Grünland bei unterschiedlicher Applikationstechnik: Rechts mit Schleppschuh, links mittels Injektionstechnik orientieren. Es ist von zentraler (Foto: A. Pacholski)



*4 Nitrifikationsinhibitoren,
eine Option zur Minderung
der N₂O-Emission?*

4.1 Grundlagen und Wirkungsweise

Die Wirkungsweise von Nitrifikationsinhibitoren beruht auf der Hemmung der mikrobiellen Oxidation von NH_3 bzw. NH_4^+ zu Nitrit, welches vornehmlich durch *Nitrobacter spp.* in einem weiteren Reaktionsschritt zu Nitrat oxidiert wird. Die Hemmung setzt am Enzym Ammoniummonooxygenase (AMO) an,

die rasch NH_4^+ freisetzen (z. B. Harnstoff), in Abhängigkeit von der Temperatur um mehrere Wochen verzögert und hohe Nitratgehalte nach der Düngung werden vermieden. Hierdurch wird die Gefahr von Stickstoffverlusten durch Nitratauswaschung und Denitrifikation, die beide durch eine hohe Nitratverfügbar-

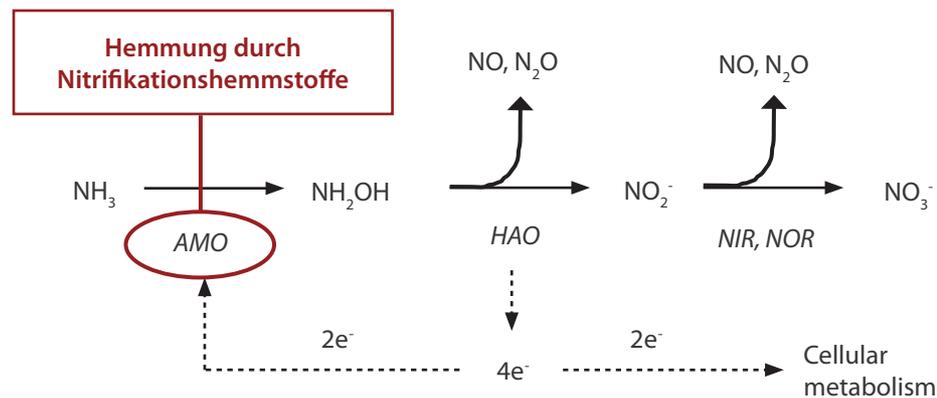


Abbildung 11: Enzymatische Teilreaktionen der Nitrifikation und Ansatzstelle der Wirkung der Nitrifikationshemmstoffe. AMO: Ammoniummonooxygenase, HAO: Hydroxylaminoxidoreduktase, NIR: Nitritreduktase, NOR: NO-Reduktase (nach Arp und Stein 2003)

das für den initialen Reaktionsschritt der Nitrifikation, der Umwandlung von NH_4^+ zu Hydroxylamin, verantwortlich ist (Abb. 11).

Durch Nitrifikationshemmstoffe wird die Nitratbildung nach Zugabe von NH_4 -haltigen Düngemitteln bzw. Düngemitteln,

keit begünstigt werden, verringert. Die ursprüngliche Zielsetzung der Entwicklung von Nitrifikationshemmstoffen war die Verringerung der N-Auswaschung, da NH_4^+ im Gegensatz zum Nitrat von der Bodenmatrix sorbiert wird. Durch die Vermeidung von unproduktiven und umweltbelastenden N-Verlusten besteht

auch das Potenzial zur Verbesserung der N-Effizienz (Pasda et al. 2001). Nitrifikationsinhibitoren finden derzeit hauptsächlich Einsatz in der mineralischen Düngung in flüssiger und granulierter Form, aber auch in der Flüssigmistdüngung oder der Düngung mit Biogasgülle ist der Einsatz von Nitrifikationshemmern möglich. Auch auf Weideflächen besteht die Möglichkeit, die Ammoniumoxidation in Urinstellen durch Applikation von Nitrifikationsinhibitoren, auch in Kombination mit Ureasehemmstoffen, zu verringern (Smith et al. 2008). Dünger mit Nitrifikationshemmstoffen sind in Deutschland unter den Handelsbezeichnungen „Entec-Dünger“, „Alzon“ und „Piadin“-Dünger bekannt. Laut Düngemittelverordnung sind derzeit folgende Nitrifikationshemmstoffe in Deutschland zugelassen:

- Dicyandiamid (DCD);
- ein Gemisch aus DCD und Ammoniumthiosulfat;
- ein Gemisch aus DCD und 3-Methylpyrazol;
- ein Gemisch aus DCD und 1 H-1,2,4-Triazol;
- 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP) und
- ein Gemisch aus 1H-1,2,4-Triazol und 3-Methylpyrazol.

Das flüchtige Nitrapyrin, das in den USA zu den wichtigsten Nitrifikationshemmstoffen zählt, ist in Deutschland - Stand 2014 - nicht zugelassen. Die Hemmstoffe unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Wasserlöslichkeit, Volatilität und Stabilität in Böden. Ihre Wirksamkeit und Wirkdauer sinkt in der Regel mit steigender Temperatur, da der Abbau beschleunigt

wird. Auch wird für feinkörnige Böden und für Böden mit hohen Gehalten an organischer Substanz eine verringerte Wirksamkeit beschrieben. Ein zusammenfassender Überblick über die Wirkungsweisen unterschiedlicher Nitrifikationshemmstoffe sowie die Steuergrößen, die die Effizienz der Hemmung beeinflussen, findet sich bei Subbarao et al. (2006).

Die Verbreitung von Nitrifikationshemmstoffen in der Landwirtschaft ist bisher gering. Nach Subbarao et al. (2006) werden in den USA nur auf rund 1,6 % der Ackerfläche und in Westeuropa nur auf ca. 0,3 % der Ackerfläche Nitrifikationshemmstoffe eingesetzt. Ein wichtiger Grund hierfür sind die höheren Kosten für die N-Düngung mit Hemmstoffen und die Unsicherheit, ob der Einsatz der Hemmstoffe betriebswirtschaftlich rentabel ist, das heißt, ob die Mehrkosten entweder durch einen höheren Ertrag oder durch die Einsparung von N-Dünger ausgeglichen werden. Auch eine mögliche Reduktion der Zahl der Dünger-Teilgaben bei Anwendung von Nitrifikationshemmstoffen wird diskutiert. Aufgrund der Mehrkosten ist die Bereitschaft, Nitrifikationshemmer einzusetzen, in Sonderkulturen mit hohen Deckungsbeiträgen und einem relativ geringen Anteil der Düngerkosten an den Gesamtkosten (z. B. Gemüsebau) größer als in den meisten landwirtschaftlichen Kulturen.

4.2 Potenzial zur Minderung der N₂O-Emission

Die Nitratverfügbarkeit in Böden ist ein entscheidender Faktor für die Höhe der N₂O-Emission (Ruser et al. 2001). Einerseits ist die mikrobielle Nitratreduktion im Zuge der Denitrifikation eine wesentliche Ursache für erhöhte N₂O-Emissionsraten aus Böden nach der Ausbringung mineralischer und organischer N-Dünger und andererseits begünstigt die Auswaschung von Nitrat die Entstehung indirekter N₂O-Emissionen (Well und Butterbach-Bahl 2010). Weiterhin kann auch im Zuge der Nitratbildung (Nitrifikation) N₂O freigesetzt werden. Als ein möglicher Ansatz zur Reduktion

direkter und indirekter N₂O-Emissionen wird daher die Hemmung der Nitratbildung in Böden durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren diskutiert. Zahlreiche Studien zeigen, dass Nitrifikationsinhibitoren in Kombination mit NH₄-haltigen oder NH₄-bildenden Düngern zur Verminderung von N₂O-Emissionen nach der Stickstoffdüngung beitragen und auch zu einer Reduktion der gesamten N₂O-Freisetzung während der Vegetationsperiode führen können (z. B. Studien zitiert in Flessa et al. 2012). Eine umfassende Literaturlauswertung zur Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren

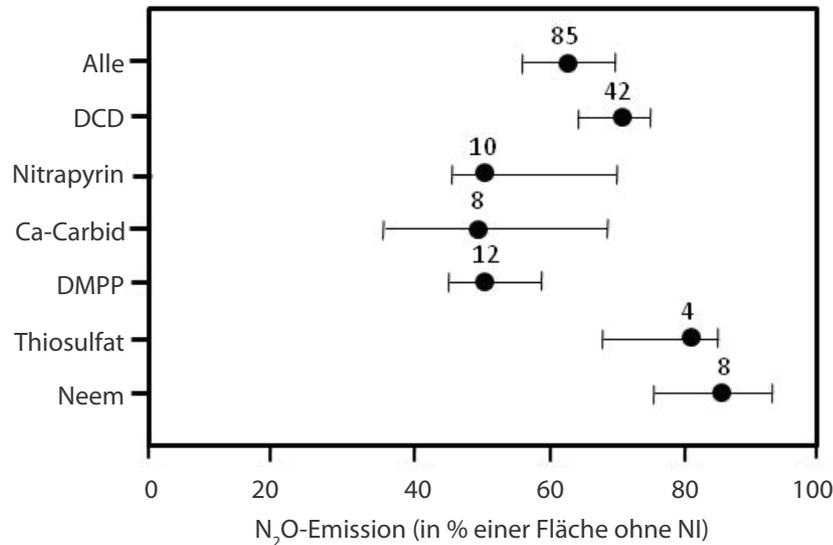


Abbildung 12: N₂O-Emission (Mittelwert mit 95 % Konfidenzintervall) bei Anwendung unterschiedlicher Nitrifikationshemmstoffe zur N-Düngung in Prozent der Emission ohne Einsatz dieser Hemmstoffe (Zusammenstellung nach Akiyama et al. 2010). Die Zahlen geben jeweils die Anzahl der berücksichtigten Untersuchungen wieder.

auf die Emissionen von N₂O wurde von Akiyama et al. (2010) erstellt (Abb. 12). Basierend auf 85 Studien in unterschiedlichen Ländern fanden sie eine mittlere N₂O-Emissionsminderung durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren von 38 %. Die Studien umfassten sowohl synthetische N-Dünger als auch organische Wirtschaftsdünger aus der Tierproduktion. Die Dauer der ausgewerteten Versuche war sehr unterschiedlich und variierte zwischen 21 und 365 Tagen. Die Autoren kommen zu dem Fazit, dass Nitrifikationsinhibitoren eine wirksame Maßnahme zur Minderung von düngungsinduzierten N₂O-Emissionen sind.

Das N₂O-Minderungspotenzial von Nitrifikationshemmstoffen ist sehr variabel. Es wird durch das N₂O-Emissionsniveau des Standorts und die Versuchsdauer, aber auch durch die eingesetzte Düngerart und -form, die Art des Nitrifikationshemmstoffes sowie durch die gedüngte Kulturart beeinflusst. Entsprechend variieren Angaben zum N₂O-Emissionsminderungspotenzial durch den Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen zwischen 0 bis 97 % (Flessa et al. 2012). In mehreren Arbeiten wird auf die Problematik hingewiesen, dass Kurzzeituntersuchungen nach der Düngung unzureichend sind für eine Quantifizierung der Hemmstoffwirkung auf die N₂O-Emission (Ruser 2010; Cavigelli und Parkin 2012; Flessa et al. 2012). Durch die Hemmstoffe kann es zu einer zeitlichen Verschiebung von Emissionsmustern kommen. Die Bewertung der N₂O-Emissionswirkung sollte daher auf der Grundlage ganzjähriger Messungen erfolgen. Diese Forderung gilt generell

für die Bewertung des N-Managements im Kontext der N₂O-Emission.

In der Literaturlauswertung von Akiyama et al. (2010) finden sich nur wenige Studien, in denen die N₂O-Emissionen von Düngevarianten mit und ohne Nitrifikationshemmstoffen über mindestens ein Jahr analysiert wurden (Bremner et al. 1981; McTaggart et al. 1997; Dobbie und Smith 2003). Auch diese Studien, die überwiegend aus Schottland stammen, weisen eine Emissionsminderung von 30 bis 40 % aus. In neueren Studien aus China und Spanien wurde der Einfluss unterschiedlicher Nitrifikationshemmstoffe und teilweise auch der Kombination von Urease- und Nitrifikationshemmstoffen auf die N₂O-Jahresemission aus Ackerbausystemen mit Harnstoffdüngung analysiert (Sanz-Cobena et al. 2012; Hu et al. 2013; Liu et al. 2013). In diesen Studien wurde übereinstimmend eine Minderung der N₂O-Jahresemission in den Varianten mit Hemmstoffzugabe beobachtet. Die erzielten Emissionsminderungen lagen in einer Größenordnung von 24 bis 54 %. Pfab et al. (2012) wiesen in ganzjährigen Messungen auf Versuchsflächen der Universität Hohenheim eine Minderung der N₂O-Emission im Gemüseanbau (Düngung mit Ammonsulfatsalpeter) durch die Anwendung von DMPP von 40 bis 45 % nach. Die Prozesszusammenhänge der Emissionsminderung konnten jedoch nicht vollständig geklärt werden, da die Emissionsminderung maßgeblich in Zeiten auftrat, in denen eine direkte DMPP-Wirkung unwahrscheinlich war. Dagegen berichteten Parkin und Hatfield (2010) in einer Studie in den USA, dass Nitra-

pyrin zwar die Emissionen nach der N-Düngung jedoch nicht die Ganzjahresemission verringerte. Zu diesem Ergebnis kamen auch Wolf et al. (2014) in einem Feldversuch, in dem Biogas-Gärreste mit und ohne den Nitrifikationshemmstoff Piadin ausgebracht wurden. Die relativ geringe Zahl an Ganzjahresstudien ermöglicht noch kein regional übertragbares Fazit über die quantitative Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf die N_2O -Jahresemission bei unterschiedlicher N-Düngung.

Ein sehr intensives Monitoring zur Wirkung von DCD auf die N_2O -Emission aus Weideflächen wurde in Neuseeland durchgeführt. Auf der Basis dieser Arbeiten wurde im nationalen Treibhausgasemissionsbericht Neuseelands eine emissionsmindernde Wirkung des Nitrifikationshemmstoffs DCD abgebildet. Auf Weideflächen für Milchvieh, auf denen zweimal jährlich DCD nach der Beweidung ausgebracht wird, wird von einer Minderung der direkten N_2O -Emission um 67 % und von einer Abnahme der N-Auswaschung um 53 % ausgegangen (Ministry for the Environment, New Zealand 2012). Durch aktuelle Berichte über geringe DCD-Rückstände in neuseeländischen Milchpulverproben steht dieses Verfahren der breitflächigen DCD-Anwendung auf Weideflächen jedoch in mehreren Ländern in der Kritik. Auch kann die Anwendung von DCD zu erhöhten NH_3 -Emissionen aus Urinstellen führen (Zaman et al. 2013). In Fütterungsexperimenten wird derzeit geprüft, welchen Einfluss die Zugabe von Nitrifikationshemmstoffen zur Futtermittelration auf die N_2O -Emission aus den Aus-

scheidungen von Weidetieren hat. Eine umfassende Bewertung des Verfahrens unter Berücksichtigung positiver wie negativer Effekte sowie möglicher Risiken ist bisher noch nicht möglich.

Für die Bewertung von Nitrifikationsinhibitoren im Kontext des Klimaschutzes sind mehrere potenzielle Wirkungsbereiche zu prüfen:

- Die Minderung direkter N_2O -Emissionen durch verzögerte Nitrifikation und verminderte Nitratverfügbarkeit.
- Die Minderung indirekter N_2O -Emissionen durch Verringerung der Nitratwaschung.
- Die Minderung ertragsbezogener Emissionen durch Verbesserung der N-Effizienz durch höhere Erträge bei gleichem N-Einsatz und/oder geringeren N-Einsatz bei gleichem Ertrag. Hierdurch können Emissionen der Düngemittelbereitstellung verringert werden.
- Die Einsparung von Treibhausgasemissionen durch Verringerung der Applikationshäufigkeit von N-Düngern (z. B. Verzicht auf die dritte Stickstoffgabe bei Getreide aufgrund einer nachhaltigeren Düngewirkung). Durch die geringere Anzahl von Überfahrten werden Emissionen aus dem Dieselverbrauch eingespart.

Neben diesen Punkten und den Emissionen aus der Herstellung der Nitrifikationshemmstoffe, die direkten Einfluss auf die Treibhausgasbilanz haben, sind nicht zuletzt auch ökotoxikologische Langzeitwirkungen der Hemmstoffe relevant. Auf welchen Standorten und

in welchem Umfang die aufgezeigten Potenziale der Emissionsminderung realisiert werden können, ist bisher noch nicht abschließend geklärt. Auf gut belüfteten, sandigen Standorten, auf denen die direkten N_2O -Emissionen meist gering sind, dürfte das Potenzial der Nitrifikationsinhibitoren eher im Bereich der Vermeidung der Nitratwaschung und der indirekten N_2O -Emissionen liegen. Auf Standorten mit feinkörnigen Böden, die zu erhöhten N_2O -Emissionen neigen, ist wahrscheinlich der Einfluss auf die direkte N_2O -Emission dominant. Eine Einsparung von N-Dünger im Zuge einer effizienteren N-Ausnutzung würde sowohl die direkten und indirekten N_2O -Emissionen als auch die Treibhausgasemissionen im Zuge der Bereitstellung des N-Düngers verringern. Erschwerend

für die Bewertung ist, dass die Ergebnisse zur Ertragswirksamkeit von Nitrifikationsinhibitoren sehr stark variieren und keine eindeutige Bewertung zulassen (Subbarao et al. 2006).

Der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren kann über die zeitliche Verlängerung der NH_4^+ -Verfügbarkeit NH_3 -Emissionen erhöhen, wobei dieser Effekt von der Kationenaustauschkapazität und vom pH-Wert der Böden (Bedeutung in alkalischen Böden) abhängig ist (Kim et al. 2012). Auch bei Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren in organischen Düngern können potenziell erhöhte NH_3 -Verluste auftreten. Erste Untersuchungen hierzu zeigen jedoch keinen eindeutigen Befund. Eine gesicherte Bewertung ist derzeit noch nicht möglich.



Abbildung 13: Ausbringung von Maisgärresten in einem Mais-Parzellenversuch in Braunschweig zur Quantifizierung der Wirkung des Nitrifikationshemmstoffs DCD auf die Emission von N_2O und NH_3 (Foto: U. Wolf)

4.3 Bewertung und Forschungsbedarf

Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass die Hemmung der Nitratbildung mittels Nitrifikationsinhibitoren ein deutliches Potenzial zur Minderung der N_2O -Emission und auch der kumulierten Treibhausgasemission der Pflanzenproduktion aufweist. Dies ist besonders dann der Fall, wenn die N-Produktivität gesteigert und entsprechend N-Dünger eingespart werden kann. Die bisherigen Ergebnisse weisen auf eine mittlere Minderung der direkten N_2O -Emission von durchschnittlich 40 % hin. Für eine gesicherte Bewertung der Emissionsminderung im Jahresverlauf sind Versuche erforderlich, die nicht nur Kurzzeiteffekte abbilden, sondern in Fruchtfolgen ganzjährig Emissionsbilanzen erfassen und parallel die N-Effizienz analysieren und quantitativ bewerten. Da bisher nur wenige Langzeitstudien zur Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf die N_2O -Emission in unterschiedlichen Regionen und bei unterschiedlicher N-Düngung vorliegen, ist die Bewertung ihrer Klimawirksamkeit derzeit noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. Bislang werden in fast allen nationalen Treibhausgasbilanzen Nitrifikationsinhibitoren nicht als gesicherte N_2O -emissionsmindernde Maßnahme angesehen. Eine Ausnahme bildet Neuseeland, das über ein intensives wissenschaftliches Untersuchungsprogramm auf zahlreichen Standorten den Nachweis für die Minderung der N_2O -Emission aus Weideflächen durch die Anwendung von DCD erbringen konnte. Das Beispiel Neuseelands zeigt, dass für eine gesicherte Bewertung der Klima-

schutzwirkung von Nitrifikationshemmstoffen in Deutschland und Mitteleuropa ebenfalls ein mehrjähriges wissenschaftliches Untersuchungsprogramm an unterschiedlichen Standorten erforderlich wäre. Aufgrund der unzureichenden Datengrundlage kann der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen derzeit nicht als ausreichend gesicherte Klimaschutzmaßnahme in der deutschen Landwirtschaft gewertet werden. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf. Im Unterschied zu Neuseeland sollte der Forschungsschwerpunkt dann aber nicht auf der Minderung von N_2O -Emissionen aus Weideexkrementen liegen, sondern auf der Emissionsminderung in Systemen, die mit flüssigen Wirtschaftsdüngern und synthetischen N-Düngern versorgt werden. Um offene Fragen der Steuerung der N_2O -Emission nach Abbau der Wirkstoffe beantworten zu können, sind begleitende Prozessstudien zur Langzeitwirkung der Hemmstoffe erforderlich. Außerdem sollten hier mögliche Interaktionen mit der Höhe der NH_3 -Emissionen in die Untersuchungen mit eingeschlossen werden.

Generell ist festzustellen, dass Nitrifikationsinhibitoren standortabhängig durchaus das Potenzial zur Minderung der Nitratauswaschung und N_2O -Emission aufweisen können, sie sind aber kein nachhaltiger Lösungsansatz zur Minderung von Emissionen, die durch anhaltend hohe betriebliche und regionale N-Überschüsse verursacht werden.



5 Welche Maßnahmen verringern die N₂O-Emissionen im Winter?

5.1 Bedeutung der N₂O-Emissionen über Winter

Zahlreiche Studien über die jahreszeitliche Dynamik der N₂O-Emission aus Ackerböden belegen, dass auch im Winterhalbjahr hohe N₂O-Emissionen auftreten können (Flessa et al. 1995; Röver et al. 1998; Wagner Riddle et al. 2007; Yanai et al. 2011). Besonders in Regionen mit Bodenrost wurden erhöhte Emissionen außerhalb der Vegetationsperiode nachgewiesen. Kaiser und Ruser (2000) fanden in einer zusammenfassenden Studie zur N₂O-Emission aus Ackerböden an sechs Standorten in Deutschland, dass rund 50 % der N₂O-Jahresemission erst nach Ernte der Hauptfrucht über Winter auftraten. Die Ergebnisse zeigen, dass für eine verlässliche Bilanzierung der N₂O-Emission ganzjährige Messkampagnen erforderlich sind, die die Wintermonate einschließen. Da die Emissionen stark vom Witterungsverlauf beeinflusst werden, sind mehrjährige Untersuchungen nötig, um standorttypische Emissionshöhen einzugrenzen und die Bedeutung von N₂O-Emissionen in unterschiedlichen Jahreszeiten standortdifferenziert abzubilden. Aufgrund der Emissionen außerhalb der Vegetationsperiode sind für die Ableitung von N₂O-Emissionsfaktoren (N₂O-Emission in Relation zum N-Eintrag) ganzjährige Untersuchungen heranzuziehen (Bouwman 1996).

Die Bedeutung der N₂O-Emission im Winter spiegelt sich auch in Modellen zur Regionalisierung der N₂O-Emission wider. Auf der Grundlage einer umfangreichen Literaturlauswertung zur N₂O-Emission aus Ackerböden in Eu-

ropa zeigte Freibauer (2003), dass das Auftreten von Bodenrost im Winter die Höhe der N₂O-Jahresemission stark beeinflusst. Ackerstandorte mit Bodenrost wiesen im Mittel deutlich höhere Jahresemissionen auf als frostfreie Standorte. Die Ergebnisse zeigen, dass der Witterungsverlauf im Winter ein wichtiger Faktor für die regionale Differenzierung von N₂O-Emissionen aus Ackerböden ist. Die Höhe der Stickstoffdüngung und Bodeneigenschaften (Gehalt an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff, Bodentextur) waren in dieser Studie weitere Faktoren, die zur Erklärung regionaler Unterschiede in der Höhe der N₂O-Emission aus Ackerböden beitragen. Zu einem vergleichbaren Ergebnis führte auch die Literaturlauswertung von Jungkunst et al. (2006) zur N₂O-Emission aus Ackerböden in Deutschland. Regionen mit über 100 Frosttagen pro Jahr wiesen die höchsten N₂O-Jahresemissionen auf. Auch in dem kürzlich publizierten Ansatz zur Regionalisierung der N₂O-Emission aus Ackerböden von Dechow und Freibauer (2011) zählen klimatische Faktoren, die die Emission nach der Ernte und in den Wintermonaten steuern, wie der Temperaturverlauf im Winter und die Höhe der Herbstniederschläge, neben der Bodentextur, dem Stickstoffeintrag sowie der angebauten Ackerkultur, zu den wichtigsten erklärenden Variablen.

Die Studien belegen, dass unter den Klimabedingungen in Deutschland die Wintermonate einen maßgeblichen Anteil an der N₂O-Jahresemission aus



Abbildung 14: Erfassung der N₂O-Emission im Winter auf Versuchsflächen der Universität Hohenheim mittels installierter Bodenhauben, in denen sich das aus dem Boden emittierende N₂O anreichert. Die Gasprobenahme aus den Hauben erfolgt manuell mit einer Spitze (Foto: K. Kesenheimer)

Ackerböden haben können. Dies trifft besonders für Regionen mit Bodenrost zu. In der Beurteilung von Maßnahmen zur N₂O-Emissionsminderung müssen daher auch die Stickstoffumsetzungsprozesse nach der Ernte der Hauptfrucht und während des Winterhalbjahres berücksichtigt werden. Es sei an dieser Stelle angemerkt, dass für Grünlandböden eine vergleichbare Bedeutung von Frostperioden auf die N₂O-Jahresemis-

sion bisher nicht nachgewiesen werden konnte. Dechow und Freibauer (2011) weisen hingegen darauf hin, dass die N₂O-Emissionen aus Grünlandböden im Gegensatz zur Emission aus Ackerböden mit steigenden Wintertemperaturen und längerer Vegetationszeit zunehmen.

5.2 Steuergrößen der N₂O-Winteremissionen

Die Emission von N₂O im Herbst nach der Ernte der Hauptfrucht und in den Wintermonaten wird generell durch einen denitrifikationsfördernden Anstieg der Bodenwassergehalte begünstigt. Besonders in feinkörnigen Böden, Böden mit temporärer Staunässe und grundwassernahen Böden ist das Volumen luftgefüllter Poren im Bodenprofil in den Herbst- und Wintermonaten stark verringert. Auch die meist geringe oder sogar fehlende N-Aufnahme der Kulturpflanzen im Herbst begünstigt die N₂O-Bildung nach der Hauptfruchternte. Die Untersuchungen von Kaiser et al. (1998) über den Einfluss unterschiedlicher Kulturpflanzen auf die N₂O-Emission zeigen einen deutlichen Einfluss der Ernterückstände auf die Höhe der N₂O-Emission. Die Emissionen in den Wintermonaten stiegen mit enger werdendem C/N-Verhältnis der eingearbeiteten Ernterückstände deutlich an (Abb. 15). Auch Velthof et al. (2002), Toma und Hatano (2007) sowie Baggs et al. (2000) fanden nach der Einarbeitung von Ernteresten eine positive Beziehung zwischen dem Stickstoffgehalt der Erntereste und der Höhe der N₂O-Emission. Die Gefahr erhöhter Emissionen nach der Ernte ist folglich bei Kulturen mit stickstoffreichen Ernteresten (z. B. Zuckerrübe, Raps, Kartoffel, Feldgemüse) besonders groß. Verursacht werden diese Emissionen nach dem derzeitigen Kenntnisstand durch verschiedene Faktoren, die die Denitrifikationsaktivität fördern. Zu den wichtigsten zählen die Zufuhr mikrobiell leicht verfügbarer organischer Substanz,

eine erhöhte mikrobielle Aktivität und damit O₂-Zehrung sowie die Netto-Freisetzung von mineralischem Stickstoff aus den organischen Reststoffen.

Auch Ruser et al. (2001) wiesen auf die große Bedeutung der Stickstoffverfügbarkeit in den Herbst- und Wintermonaten auf die Höhe der N₂O-Emission hin. Ihre Ergebnisse zeigen, dass die Höhe der N₂O-Emission über Winter maßgeblich durch die Nitratverfügbarkeit im Oberboden gesteuert wird (Abb. 16). Über 90 % der Variabilität der Winter-N₂O-Emission unterschiedlich bewirtschafteter Felder konnte durch die mittlere Nitratverfügbarkeit in den Monaten nach der Ernte erklärt werden. Die Gefahr erhöhter N₂O-Winteremissionen steigt folglich mit zunehmendem Nitratgehalt im Oberboden stark an.

Einen großen Einfluss auf die N₂O-Emissionen im Winter haben Frost-Tau-Ereignisse. In zahlreichen Studien wurden stark erhöhte N₂O-Emissionen aus Ackerböden im Frühjahr beim Auftauen des Bodens nachgewiesen (Flessa et al. 1995; Kaiser und Ruser 2000; Dörsch et al. 2004; Wagner-Riddle et al. 2007). Die Emissionsspitzen beim Auftauen haben nach den derzeitigen Erkenntnissen ihren Ursprung in einer gesteigerten Denitrifikationsaktivität (Röver et al. 1998; Wagner-Riddle et al. 2008). Auslöser hierfür sind frostinduzierte Veränderungen bodenphysikalischer, bodenchemischer und bodenbiologischer Eigenschaften, die die Produktion und Emission von

N₂O beeinflussen. Das Auftreten und die Höhe der N₂O-Emissionen in Tauereperioden werden durch die Intensität des vorangegangenen Bodenfrostes beeinflusst. Mehrere Studien weisen darauf

hinauf, dass die Emissionen beim Auftauen zu sein (Koponen und Martikainen 2004; Öquist et al. 2004). Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Ausbildung von Eis im Boden ein zentraler Auslöser für das Auftreten

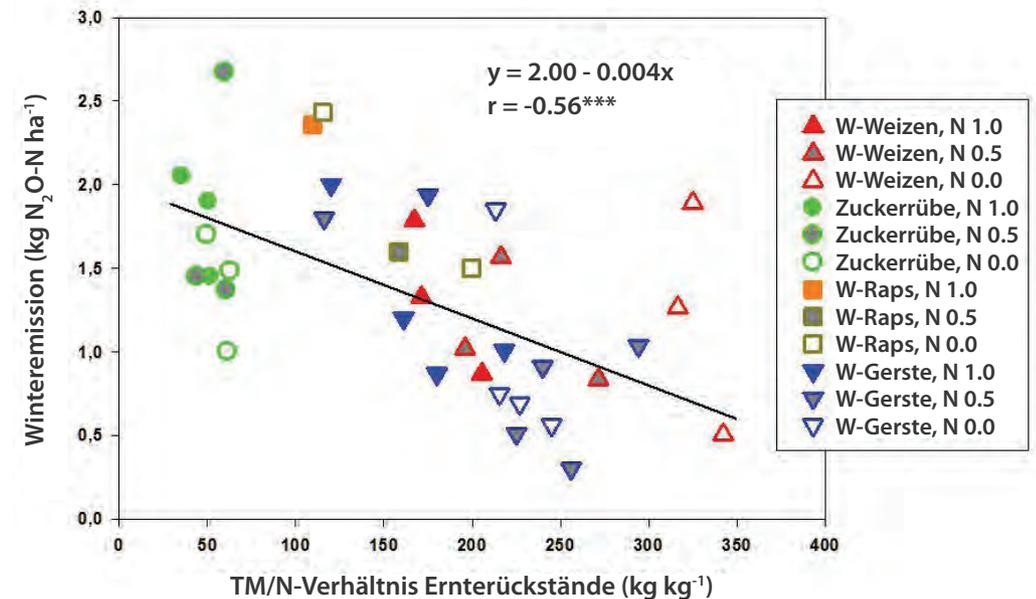


Abbildung 15: Beziehung zwischen dem N-Gehalt der eingearbeiteten Ernterückstände (dargestellt als Trockenmasse (TM) zu N-Verhältnis) und der N₂O-Emission über Winter (Kaiser et al. 1998). Die Datenpunkte repräsentieren unterschiedliche Hauptfrüchte vor der Winterperiode. Die Düngung dieser Hauptfrüchte erfolgte jeweils in den 3 N-Stufen (N 1.0: N-Düngung in Höhe der Officialberatung; N 0.5: 50 % der empfohlenen Düngermenge sowie N 0.0: ohne N-Düngung).

hin, dass die Emissionen mit der Stärke des vorangegangenen Bodenfrostes ansteigen (Wagner-Riddle et al. 2007; Yanai et al. 2011). Auch ein hoher Bodenwassergehalt beim Einfrieren scheint eine Voraussetzung für erhöhte N₂O-Emis-

sen zu sein. In Laborexperimenten und Feldversuchen wurden verschiedene Prozesse beschrieben, die zu erhöhten Frost-Tau-induzierten N₂O-Emissionen beitragen können:

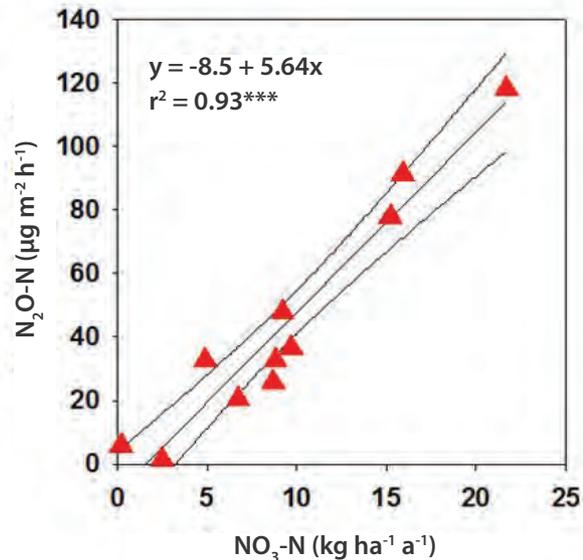


Abbildung 16: Beziehung zwischen dem mittleren Nitratgehalt im Oberboden (0-30 cm) und der mittleren N₂O-Emissionsrate im Winterhalbjahr (Ruser et al. 2001). Die Datenpunkte repräsentieren unterschiedliche Hauptfrüchte und Düngungsintensitäten vor der Winterperiode.

- Die Bildung und Anreicherung von N₂O unterhalb des gefrorenen Oberbodens (Burton und Beauchamp 1994): Dies setzt die Ausbildung einer kompakten Eisschicht im Oberboden voraus, die den Gasaustausch mit der Atmosphäre behindert. Die verringerte O₂-Nachlieferung kann die N₂O-Bildung im nicht gefrorenen Unterboden begünstigen. Gefördert wird die Ausbildung einer kompakten Eisschicht im Oberboden, die als Gasdiffusionsbarriere wirkt, durch einen hohen Wassergehalt des Bodens zum Zeitpunkt des Einfrierens sowie durch die Wasserbewegung

im Boden hin zur Frostfront (Edwards und Cresser 1992). Beim Auftauen des Oberbodens wird das im Unterboden angereicherte N₂O freigesetzt.

- Die mikrobielle Produktion von N₂O im Oberboden während des Auftauens (Christensen und Christensen, 1991; Röver et al. 1998; Mørkved et al. 2006; Wagner-Riddle et al. 2008): Die Denitrifikation und Bildung von N₂O in tauenden Böden kann durch mehrere Faktoren begünstigt sein. Hierzu zählen besonders eine erhöhte C- und N-Verfügbarkeit durch das frostinduzierte Absterben von Bodenorganismen und die Frostsprengung von Bodenaggregaten sowie die Bildung von Staunässe beim Tauprozess. Auch Zersetzungsprozesse in abgefrorenen Zwischenfrüchten

können zu erhöhten N₂O-Emissionen in Tauperioden beitragen (Mørkved et al. 2006). Die gesteigerte mikrobielle Aktivität in Tauperioden zeigt sich an erhöhten CO₂-Freisetzungsraten. In Kombination mit einer hohen Wassersättigung im tauenden Oberboden können hierdurch lokal anaerobe Umsetzungsprozesse induziert werden, die die Denitrifikation und N₂O-Emission fördern.

- Die Produktion und Anreicherung von N₂O im gefrorenen Oberboden (Teepe et al. 2001; Öquist et al. 2004): Auch in gefrorenen Oberböden liegt

ein Teil des Bodenwassers meist noch in flüssiger Form vor (Stähli und Stadler 1997). Das verbleibende freie Wasser weist in der Regel deutlich erhöhte Konzentrationen an gelösten Substanzen auf, da im Bodenwasser gelöste Salze nicht in die Eismatrix eingeschlossen werden. Diese Gefrierkonzentrierung erniedrigt den Gefrierpunkt des Bodenwassers und sie kann sowohl die biotische als auch die abiotische N₂O-Bildung begünstigen (Christianson und Cho 1983). Die Eisschichten, die das freie Restwasser umgeben, begrenzen zudem den Gasaustausch und be-

die Bedeutung dieses Prozesses (Koponen et al. 2004; Öquist et al. 2004).

Da die beschriebenen Prozesse im Freiland gleichzeitig auftreten können, kann ihre Bedeutung für die N₂O-Emission in Frost-Tau-Perioden nur schwer differenziert werden. Generell kann davon ausgegangen werden, dass niedrige Temperaturen die Aktivität der N₂O-Reduktase und damit die Reduktion von N₂O zu N₂ hemmen (Melin und Nömmik 1983). Eine Erklärung für die stark erhöhten Emissionsraten in Frost-Tauperioden lieferte die Temperaturabhängigkeit des N₂O/N₂-Verhältnisses jedoch nicht

(Mørkved et al. 2006). Es bleibt festzustellen, dass das Wirkungsgefüge der Steuerung Frost-Tau-induzierter N₂O-Emissionen noch nicht vollständig geklärt ist. Deutlich wird aus den bisherigen Ergebnissen, dass die Eisbildung im Boden und die daraus resultierende Veränderung der Kohlenstoff-,



Abbildung 17: Die Eisbildung im Boden ist von zentraler Bedeutung für die N₂O-Emission (Foto: agrarfoto.com)

Stickstoff- und Sauerstoffverfügbarkeit von zentraler Bedeutung für die erhöhte Bildung und Emission von N₂O sind. günstigen das Auftreten anoxischer Umsetzungsprozesse. Studien, in denen mikrobielle Aktivität und N₂O-Bildung in gefrorenen Oberböden beobachtet wurden, verdeutlichen

Stickstoff- und Sauerstoffverfügbarkeit von zentraler Bedeutung für die erhöhte Bildung und Emission von N₂O sind.

5.3 Maßnahmen zur Emissionsminderung

Die wichtigste Ansatzstelle zur Minderung der N_2O -Emissionen im Winterhalbjahr ist die Vermeidung hoher Nitratgehalte im Herbst und Winter. Der enge Zusammenhang zwischen der Nitratverfügbarkeit im Oberboden und den N_2O -Winteremissionen (Ruser et al. 2001) zeigt deutlich, dass dies ein Schlüssel nicht nur zur Minderung der Nitratauswaschung, sondern auch zur Vermeidung von N_2O -Emissionen ist. Im Sinne des Klima- und Grundwasserschutzes ist daher die Ausbringung von Stickstoffdüngern im Herbst besonders kritisch zu hinterfragen, weil der Stickstoff von den meisten Ackerkulturen nur noch in relativ geringen Mengen genutzt werden kann und hohe umwelt- und klimabelastende Stickstoffausträge drohen (Smith und Chambers 1993; Albert und Schliephake 2005). Nur in Ausnahmefällen können von Kulturen mit entsprechendem Nährstoffbedarf im Herbst geringe N-Düngergaben in dieser Periode effizient genutzt werden, insbesondere wenn die Aussaat sehr dicht auf eine strohreiche Vorfrucht erfolgt. Die bisher übliche Herbstausbringung von Wirtschaftsdüngern mit hohen Anteilen an kurzfristig pflanzenverfügbarem Stickstoff (z. B. Gülle, Jauche, Gärreste, Geflügelkot, Geflügelmist) ist daher bis auf wenige Ausnahmen nicht effizient und darüber hinaus umweltbelastend (Flessa et al. 2012). Die im Rahmen der Novellierung der Düngeverordnung vorgeschlagene Sperrfrist für die Ausbringung von organischen Düngemitteln mit hohen Gehalten an kurzfristig verfügbarem Stickstoff

auf Ackerflächen nach Ernte der Hauptfrucht (mit Ausnahmen für Folgekulturen mit hohem herbstlichem Stickstoffbedarf) (Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung 2012), kann einen wichtigen Beitrag zur Minderung von Nitratüberschüssen im Herbst und zu einer Verbesserung der Ausnutzung des Dünger-N leisten. Es muss jedoch sichergestellt werden, dass die Voraussetzungen für eine effizientere Verwertung der organischen Dünger gegeben sind: z. B. ausreichend Lagerkapazität, Ausbringungsmöglichkeit in wachsende Bestände, keine N-Überschüsse im Produktionssystem.

Auch die Stickstoffdüngung in der Vegetationsperiode der Hauptfrucht kann entscheidenden Einfluss auf die Nitratgehalte im Herbst haben. Besonders Kulturen, die noch während des vegetativen Wachstums geerntet werden, wie z. B. Feldgemüse, weisen mitunter sehr hohe Restnitratgehalte nach der Ernte auf (Pfab et al. 2011). Auch eine unzureichende Anrechnung der Stickstoffmengen, die mit organischen Düngern ausgebracht werden, kann zu mineralischen N-Überschüssen im Herbst und einer geringeren Ausnutzung des Dünger-N führen (Albert und Schliephake 2005). Generell gilt, dass N-Überschüsse als Folge der N-Düngung möglichst vermieden werden müssen, da mit ihnen die N_2O -Emissionen stark ansteigen (Kaiser und Ruser 2000; Van Groeningen et al. 2004; Pfab et al. 2011). Wie in Kapitel 5.2 beschrieben wurde, können erhöhte

Nitratgehalte im Herbst und Winter aber auch eine Folge von stickstoffreichen Ernterückständen sein.

Winterzwischenfrüchte können durch ihre Nährstoffbindung die Nitratverfügbarkeit im Herbst und Winter deutlich senken. Hierdurch wird die Nitratauswaschung verringert und es sinkt auch die Gefahr erhöhter N_2O -Emissionen nach der Ernte der Hauptfrucht (Tonitto et al. 2006; Osterburg und Runge 2007). Dies ist besonders in den oben beschriebenen Fällen einer hohen Stickstoffver-

fügbarekeit nach der Ernte gegeben. Um eine vorzeitige N-Freisetzung im Winter und Frühjahr zu verhindern, sind winterharte Kulturen zu bevorzugen. Damit der Stickstoff, der durch die Zwischenfrüchte gebunden wird, produktiv durch die Folgefrucht verwertet werden kann, ist eine Einarbeitung der Zwischenfrucht kurz vor Bestellung der Folgefrucht wichtig. Der durch die Einarbeitung der Zwischenfrucht bereitgestellte Stickstoff ist in der Düngeplanung anzurechnen, um eine Verschiebung von Stickstoffüberschüssen in der Fruchtfolge zu ver-



Abbildung 18: Aussaat einer Zwischenfrucht nach der Getreideernte (Foto: www.oekolandbau.de / Copyright BLE / Thomas Stefan)

meiden. Durch die damit verbundene Einsparung von N-Dünger werden auch Treibhausgasemissionen der Düngemittelbereitstellung verringert. Die Minderung der Nitratgehalte im Herbst und Winter durch den Anbau von Winterzwischenfrüchten mit hohem Stickstoffeinigungsvermögen und die Verwertung des gebundenen Stickstoffs in der Folgefrucht kann folglich mehrfach Beiträge zum Klimaschutz leisten:

- Durch die Verringerung der Nitratverfügbarkeit im Herbst und Winter sinkt die Gefahr erhöhter direkter N_2O -Emissionen.
- Die Gefahr der Nitratauswaschung sinkt und damit auch das Auftreten indirekter N_2O -Emissionen.
- Die Verwertung des gebundenen Stickstoffs in der Folgekultur verbessert die Ausnutzung des Dünger-N und verringert den Düngereinsatz. Hierdurch werden Treibhausgasemissionen während der Herstellung mineralischer N-Düngemittel verringert.

Neben diesen positiven Effekten des Zwischenfruchtanbaus in Bezug auf die Nitratauswaschung und den Klimaschutz gibt es jedoch auch Hinweise, dass Winterzwischenfrüchte zu erhöhten N_2O -Emissionen führen können (Petersen et al. 2011). Erhöhte Emissionen können sowohl beim Abfrieren der Zwischenfrucht als auch nach dem Einarbeiten auftreten. Ergebnisse zur Bewertung des Zwischenfruchtanbaus auf die Höhe direkter N_2O -Emissionen geben daher mitunter kein eindeutiges Bild, da sowohl Minderungen als auch Zunahmen der direkten N_2O -Emission berichtet

wurden (Petersen et al. 2011; Pfab 2011). Wie in Kapitel 5.2 beschrieben wurde, stehen die erhöhten Emissionen im Zusammenhang mit der Zufuhr mikrobiell leicht verfügbarer organischer Substanz, einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und O_2 -Zehrung, die lokal zu anoxischen Bedingungen führen kann sowie der Netto-Freisetzung von mineralischem Stickstoff. Die erhöhte Kohlenstoffverfügbarkeit nach Umbruch der Winterzwischenfrucht kann auch die Höhe der N_2O -Emissionen beeinflussen, die mit der mineralischen N-Düngung der Nachfrucht verknüpft sind. Pfab (2011) weist darauf hin, dass die Mineraldüngung nicht direkt nach der Einarbeitung der Zwischenfrucht erfolgen sollte, da die Kombination aus hoher Verfügbarkeit von organischem Kohlenstoff und mineralischem Stickstoff die N_2O -Emission begünstigt. Um das Risiko der N_2O -Bildung zu verringern empfehlen Möller und Stinner (2009) den Zwischenfruchtanbau so zu gestalten, dass der Aufwuchs als Substrat für Biogasanlagen verwendet werden kann. Die Verwertung der Zwischenfruchtbiomasse als Biogassubstrat verringert die Gefahr der N_2O -Emission nach dem Einarbeiten und liefert über die Produktion von Biogas einen weiteren Klimaschutzbeitrag. Über die Düngung mit den entstehenden Gärresten besteht zudem die Möglichkeit einer effizienten Nährstoffverwertung und der Einsparung von Mineraldünger.

5.4 Bewertung und Forschungsbedarf

Die Emission von N_2O aus Ackerböden im Winterhalbjahr kann nach dem derzeitigen Kenntnisstand durch Fruchtfolgen und Düngestrategien verringert werden, welche die Verfügbarkeit von Nitrat im Boden nach der Ernte der Hauptkultur und in den Wintermonaten auf einem möglichst niedrigen Niveau halten. Dagegen fördern Bewirtschaftungsmaßnahmen, die zu einem starken Anstieg mikrobieller Zersetzungsaktivität im Herbst und Winter führen, wie die Einarbeitung großer Mengen leicht abbaubarer Zwischenfruchtbiomasse oder der Anbau einer abfrierenden Zwischenfrucht, die Bildung und Emission von N_2O .

Für die Systembewertung von Maßnahmen zur Minderung der N_2O -Emission im Winterhalbjahr müssen alle direkten und indirekten Wirkungen auf Treibhausgasemissionen berücksichtigt werden. Besonders bedeutend sind in diesem Zusammenhang die direkten und indirekten N_2O -Emissionen sowie mögliche Gutschriften durch die Düngereinsparung, die Biogasproduktion und die Humuswirksamkeit. Weiterhin ist die Ertragswirksamkeit in der Fruchtfolge zu prüfen, die Kosten der Emissionsminderung müssen quantifiziert und die Wirkung auf andere Umweltziele (z. B. Grundwasserschutz) muss bewertet werden.

Winterzwischenfrüchte sind nach Hauptfrüchten, die hohe Nitratgehalte im Herbst zurücklassen oder bilden, sicher

von zentraler Bedeutung für den Klimaschutz. Allerdings sind die Möglichkeiten, Zwischenfrüchte mit ausreichender Aufwuchsbildung und hoher N-Aufnahme nach Problemkulturen mit später Ernte (z. B. Kartoffeln, Zuckerrüben, spät geerntetes Feldgemüse) zu etablieren, unter mitteleuropäischen Verhältnissen stark eingeschränkt. Ferner bestehen noch immer zahlreiche offene Fragen, mit welchen Zwischenfruchtsystemen (Pflanzenart, Etablierung, Nutzung, Zeitpunkt und Art des Umbruchs) die Klimaschutzleistung in Abhängigkeit von Fruchtfolge und Standort optimiert und negative Auswirkungen minimiert werden können. Für Kulturen, nach denen ein klassischer Zwischenfruchtanbau nicht möglich ist, ist die Wirksamkeit anderer Optionen wie Untersaaten, Bodenruhe vor Winter oder Abfuhr der Erntereste zu prüfen.



Abbildung 19: Die Nutzung der Zwischenfruchtbiomasse in Biogasanlagen verringert die Gefahr von N_2O -Emissionen nach dem Einarbeiten (www.oekolandbau.de / Copyright BLE / Thomas Stefan)



6 Fazit

Die Landwirtschaft steht als Hauptemittent von Lachgas und Ammoniak vor der großen Herausforderung, diese Emissionen in der breiten Praxis zu verringern. Im Rahmen eines Expertenworkshops wurden offene Fragen zur Steuerung und Minderung von N_2O - und NH_3 -Emissionen diskutiert und zusammenfassend bewertet. Es wurden gezielt Themen ausgewählt, die im Kontext der Bewertung von Maßnahmen zur Emissionsminderung Gegenstand aktueller und mitunter kontroverser Diskussionen sind. Die Fokussierung auf die drei Fragenkomplexe 1. Klimawirksamkeit von Gülleausbringungsverfahren, 2. Klimaschutzleistung von Nitrifikationshemmstoffen und 3. Minderungsoptionen der N_2O -Emission im Winterhalbjahr ist das Resultat der gemeinsamen Einschätzung, in welchen Bereichen die offenen Fragen besonders drängend sind und dies nicht nur aus Sicht der Wissenschaft, sondern auch aufgrund der Nachfragen aus der landwirtschaftlichen Beratung und der Agrar-

politik. Die thematische Begrenzung ist allerdings auch dem zeitlichen Rahmen unseres Expertenworkshops geschuldet. Die Themenauswahl erhebt somit nicht den Anspruch auf Vollständigkeit. Im Gegenteil, es wurden zahlreiche weitere Fragestellungen identifiziert, die die Wissenschaft bisher nur in Teilen beantworten kann.

Wir möchten hervorheben, dass es nicht Zielsetzung des Workshops war, möglichst effiziente Maßnahmen zur Minderung von N_2O - und NH_3 -Emissionen aufzuzeigen. Dies würde eine deutlich umfassendere Betrachtung der Herausforderung des Klimaschutzes in der Landwirtschaft unter Einbeziehung aller Produktionsbereiche erfordern. Ausführliche Studien über effiziente Klimaschutzstrategien, auf die an dieser Stelle verwiesen wird, wurden 2012 und 2013 vom Thünen-Institut veröffentlicht (Flessa et al. 2012; Osterburg et al. 2013).

Zu den drei analysierten Fragekomplexen ergibt sich auf der Basis des derzeitigen Kenntnisstandes folgendes Fazit:

1. Die Eckpunkte einer klimaschonenden Gülle- und Gärresteausbringungstechnik sind weitgehend bekannt. Mit der sofortigen Einarbeitung auf unbewachsenen Flächen und bodennahen, streifenförmigen Applikationstechniken (Schleppschlauch, Schleppschuh) in wachsende Bestände gibt es Verfahren, die sowohl hinsichtlich der Emissionsminderung als auch in Bezug auf den Erhalt des Düngewerts positiv zu bewerten sind. Der so erzielte höhere Düngewert muss in der Düngeplanung berücksichtigt werden. Offene Fragen gibt es hingegen noch bei der Bewertung von Injektions- und Ansäuerungsverfahren. Diese betreffen in erster Linie die Höhe und Optionen zur Minderung der ausbringungsinduzierten N_2O -Emission, sowie die Bedeutung von N_2 -Verlusten.
2. Nitrifikationsinhibitoren weisen auf Standorten, die zu hohen N_2O -Emissionen tendieren, ein deutliches Potenzial zur Minderung der direkten N_2O -Emission nach der Düngung auf. Ihr Einfluss auf die Jahresemission von N_2O an unterschiedlichen Standorten ist aufgrund fehlender Langzeitstudien bisher jedoch nicht ausreichend dokumentiert. Aufgrund der unzureichenden Datengrundlage kann somit der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen derzeit nicht als ausreichend gesicherte Klimaschutzmaßnahme gewertet werden. Hier besteht noch erheblicher Forschungsbedarf, um die
3. Eine zentrale Steuergröße für die Minderung von N_2O -Emissionen im Winterhalbjahr ist die Nitratverfügbarkeit in den Monaten nach der Ernte der Hauptfrucht. Alle Maßnahmen, die den Nitratgehalt im Oberboden nach der Ernte und über Winter auf einem möglichst niedrigen Niveau halten, mindern das Risiko der Denitrifikation und hoher N_2O -Emissionen im Winterhalbjahr. Maßnahmen, die zu einem starken Anstieg mikrobieller Zersetzungsaktivität im Herbst und Winter führen, wie die Einarbeitung großer Mengen leicht abbaubarer Pflanzenbiomasse begünstigen dagegen die N_2O -Emission. Erheblicher Forschungsbedarf besteht in der regional differenzierten Systembewertung und Optimierung der Klimaschutzleistung von Winterzwischenfruchtssystemen.



7 Literatur

- Akiyama H, Yan X, Yagi K** (2010). Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation option for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 1837-1846.
- Albert E, Schliephake W** (2005). Effizienter Wirtschaftsdüngereinsatz. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, http://www.smul.sachsen.de/lfl/publikationen/download/1619_1.pdf.
- Arp DJ, Stein LY** (2003). Metabolism of inorganic N compounds by ammonia-oxidizing bacteria. *Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology* 38, 471-495.
- Baggs EM, Rees RM, Smith KA, Vinten AJA** (2000). Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil Use and Management* 16, 82-87.
- Boeckx P, Van Cleemput O** (2001). Estimates of N₂O and CH₄ fluxes from agricultural lands in various regions in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60, 35-47.
- Bouwman AF** (1996). Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 53-70.
- Bremner JM, Breitenbeck GA, Blackmer AM** (1981). Effect of nitrapyrin on emission of nitrous-oxide from soil fertilized with anhydrous ammonia. *Geophysical Research Letters* 8, 353-356.
- Bund-Länder-Arbeitsgruppe** zur Evaluierung der Düngeverordnung (2012). Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Johann Heinrich von Thünen Institut, Braunschweig; Federführung B. Osterburg und A. Techen. <http://www.ti.bund.de/fileadmin/dam_uploads/vTI/Bilder/Aktuelles/Downloads_2011/121217_Bericht_Evaluierung_D%C3%BCV.pdf>
- Burton DL, Beauchamp EG** (1994). Profile nitrous oxide and carbon dioxide concentrations in a soil subjected to freezing. *Soil Science Society of America Journal* 58, 115-122.
- Bussink DW, Huijsmans JFM, Ketelaars J** (1994). Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 42, 293-309.
- Cavigelli MA, Parkin TB** (2012). Cropland management contributions to greenhouse gas flux: central and eastern U.S. In: MA Liebig, AL Franzluebbers, RF Follett (Eds.), *Managing Agricultural Greenhouse Gases*, Academic Press, New York, 129-166.
- Christensen S, Christensen BT** (1991). Organic matter available for denitrification in different soil fractions: effect of freeze/thaw cycles and straw disposal. *Journal of Soil Science* 42, 637-647.
- Christianson CB, Cho CM** (1983). Chemical denitrification of nitrite in frozen soils. *Soil Science Society of America Journal* 47, 38-42.
- Crutzen P** (1981). Atmospheric chemistry processes of the oxides of N, including N₂O. In: **Delwiche CC** (Ed.), *Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide*. John Wiley, New York, 17-44.

- Dai XR, Blanes-Vidal V** (2013). Emissions of ammonia, carbon dioxide, and hydrogen sulfide from swine wastewater during and after acidification treatment: Effect of pH, mixing and aeration. *Journal of Environmental Management* 115, 147-154.
- Dechow R, Freibauer A** (2011). Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modeling approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 235-254.
- Destatis** (2011). Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben – Erhebung zur Wirtschaftsdüngerausbringung 2010. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, Fachserie 3 Reihe 2.2.2.
- Dobbie KE, Smith KA** (2003). Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 67, 37-46.
- Döhler H, Eurich-Menden B, Dämmgen U, Osterburg B, Lüttich M, Bergschmidt A, Berg W, Brunsch R** (2002). BMELV/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungszenarien bis zum Jahr 2010. Forschungsbericht 299 42 256/02. Texte 05/02. Umweltbundesamt Berlin.
- Dörsch P, Palojärvi A, Mommertz S** (2004). Overwinter greenhouse gas fluxes in two contrasting agricultural habitats. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 70, 117-133.
- Edwards AC, Cresser MS** (1992). Freezing and its effect on chemical and biological properties of soil. *Advances in Soil Science* 18, 59-79.
- Engel R, Jones C, Wallander R** (2011). Ammonia volatilization from urea and mitigation by NBPT following surface application to cold soils. *Soil Science Society of America Journal* 75, 2348-2357.
- Flessa H, Müller D, Plassmann K, Osterburg B, Techen AK, Nitsch H, Nieberg H, Sanders J, Meyer zu Hartlage O, Beckmann E, Anspach V** (2012). Studie zur Vorbereitung einer effizienten und gut abgestimmten Klimaschutzpolitik für den Agrarsektor. Braunschweig: vTI, 472 Seiten, Landbauforschung Völknerode - Sonderheft 361.
- Flessa H, Beese, F** (2000). Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry. *Journal of Environmental Quality* 29, 262-268.
- Flessa H, Dörsch P, Beese F** (1995). Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed soils in Southern Germany. *Journal of Geophysical Research* 100, 23115-23124.
- Freibauer A** (2003). Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agronomy* 19, 135-160.
- Gutser R, Ebertseder T, Schraml M, von Tucher S, Schmidhalter U** (2010). Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung. In: KTBL (Hrsg.) *Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden*. KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.), Darmstadt, 31-50.
- Hu X-K, Su F, Ju X-T, Gao B, Oenema O, Christie P, Huang B-X, Jiang R-F, Zhang F-S** (2013). Greenhouse gas emission from a wheat-maize double cropping system with different nitrogen fertilization regimes. *Environmental Pollution* 176, 198-207.
- Jungkunst H, Freibauer A, Neufeldt H, Bareth G** (2006). Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany – a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 31-351.

- Kai P, Pedersen P, Jensen JE, Hansen MN, Sommer SG** (2008). A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28, 148-154.
- Kaiser E-A, Ruser R** (2000). Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – an evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 249-260.
- Kaiser E-A, Kohrs K, Kücke M, Schnug E, Heinemeyer O, Munch JC** (1998). Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biology Biochemistry* 30, 1553-1563.
- Kim D-G, Saggat S, Roudier P** (2012). The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 93 (1), 51-64.
- Koester JR, Dittert K, Mühling K-H, Kage H, Pacholski A** (2014): Cold season ammonia emissions from land spreading of anaerobic digestates from biogas production, *Atmospheric Environment* 84, 35–38
- Koponen HT, Martikainen PJ** (2004). Soil water content and freezing temperature affect freeze-thaw related N_2O production in organic soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69, 213-219.
- Koponen HT, Flöjt L, Martikainen PJ** (2004). Nitrous oxide emissions from agricultural soils at low temperatures: a laboratory microcosm study. *Soil Biology Biochemistry* 36, 757-766.
- Liu C, Wang K, Zheng X** (2013). Effects of nitrification inhibitors (DCD and DMPP) on nitrous oxide emission, crop yield and nitrogen uptake in a wheat-maize cropping system. *Biogeosciences* 10, 2427-2437.
- McTaggart IP, Clayton H, Parker J, Swan L, Smith KA** (1997). Nitrous oxide emissions from grassland and spring barley, following N fertiliser application with and without nitrification inhibitors. *Biology and Fertility of Soils* 25, 261-268.
- Melin J, Nömmik H** (1983). Denitrification measurements in intact soil cores. *Acta Agriculturae Scandinavica* 33, 145-151.
- Ministry for the Environment, New Zealand** (2012). New Zealand's Greenhouse Gas Inventory 1990-2010. <http://www.mfe.govt.nz/publications/climate/greenhouse-gas-inventory-2012/greenhouse-gas-inventory-2012.pdf>.
- Möller K, Stinner W** (2009). Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy* 30, 1-16.
- Mørkved PT, Dörsch P, Henriksen TM, Bakken LR** (2006). N_2O emissions and product ratios of nitrification and denitrification as affected by freezing and thawing. *Soil Biology Biochemistry* 38, 3411-3420.
- Ni K, Pacholski A, Gericke D, Kage H** (2012). Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175, 253-264.

- NIR** (2013). Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 -2011. Autoren: Rösemann C, Haenel H-D, Dämmgen U, Poddey 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.
- NIR** (2010). Berechnung der Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft - Nationaler Emissionsbericht 2010 für 2008. Autoren: Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Döhler H, Eurich-Menden B, Laubach P, Müller-Lindenlauf M, Osterburg B; Sonderheft Landbauforschung, Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig.
- Öquist MG, Nilsson M, Sörensson F, Kasimir-Klemedtsson A, Persson T, Weslien P, Klemedtsson L** (2004). Nitrous oxide production in a forest soil at low temperatures – processes and environmental controls. *FEMS Microbiology Ecology* 49, 371-378.
- Osterburg B, Rüter S, Freibauer A, de Witte T, Elsasser P, Kätsch S, Leischner B, Paulsen HM, Rock J, Röder N, Sanders J, Schweinle J, Steuk J, Stichnothe H, Stümer W, Welling J, Wolff A** (2013). Handlungsoptionen für den Klimaschutz in der deutschen Agrar- und Forstwirtschaft. Braunschweig, Johann-Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 11.
- Osterburg B, Runge T** (2007). Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* 307.
- Parkin TB, Hatfield JL** (2010). Influence of nitrapyrin on N_2O losses from soil receiving fall-applied anhydrous ammonia. *Agricultural Ecosystems and Environment* 136, 81-86.
- Pasda G, Hähndel R, Zerulla W** (2001). Effect of fertilizers with new nitrification inhibitor DMPP on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biology Fertility of Soils* 34, 85-97.
- Petersen SO, Mutegi JK, Hansen EM, Munkholm LJ** (2011). Tillage effects on N_2O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biology Biochemistry* 43, 1509-1517.
- Pfab H, Palmer I, Buegger F, Fiedler S, Müller T, Ruser R** (2012). Influence of a nitrification inhibitor and of placed N-fertilization on N_2O fluxes from a vegetable cropped loamy soil. *Agricultural Ecosystems and Environment* 150, 91-101.
- Pfab H** (2011). Nitrous oxide emissions and mitigation strategies - measurement on an intensively fertilized vegetable cropped loamy soil. Dissertation, Universität Hohenheim, Institut für Kulturpflanzenwissenschaften, Hohenheim.
- Pfab H, Palmer I, Buegger F, Fiedler S, Müller T, Ruser R** (2011). N_2O fluxes from a Haplic Luvisol under intensive production of lettuce and cauliflower as affected by different N-fertilization strategies. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 174, 545-553.
- Röver M, Heinemeyer O, Kaiser EA** (1998). Microbial induced nitrous oxide emissions from an arable soil during winter. *Soil Biology Biochemistry* 30, 1859-1865.
- Ruser R** (2010). Möglichkeiten zur Minderung der Lachgasfreisetzung aus landwirtschaftlich genutzten Böden bei mineralischer Stickstoffdüngung. In: KTBL (Hrsg.), *KTBL-Schrift* 483, Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, Darmstadt, 109-120.
- Ruser R, Flessa H, Schilling R, Beese F, Munch JC** (2001). Effects of crop-specific field management and N fertilization on N_2O emission from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59, 177-191.

- Sanz-Cobena A, Sánchez-Martín L, García-Torres L, Vallejo A** (2012). Gaseous emissions of N_2O and NO and NO_3^- leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agricultural Ecosystems and Environment* 149, 64-73.
- Schils RLM, van der Meer HG, Wouters AP, Geurink JH, Sikkema, K** (1999). Nitrogen utilization from diluted and undiluted nitric acid treated cattle slurry following surface application to grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 53, 269-280.
- Smith LC, de Klein CAM, Catto WD** (2008). Effect of dicyandiamide applied in a granular form on nitrous oxide emissions from a grazed dairy pasture in Southland, New Zealand. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 51, 387-396.
- Smith KA, Chambers BJ** (1993). Utilizing the nitrogen content of organic manures on farms – problems and practical solution. *Soil Use and Management* 9, 105-112.
- Sørensen P, Eriksen J** (2009). Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, 240-246.
- Stähli M, Stadler D** (1997). Measurement of water and solute dynamics in freezing soil columns with time domain reflectometry. *Journal of Hydrology* 195, 352-369.
- Stevens RJ, Laughlin RJ, Frost JP** (1989). Effect of acidification with sulphuric acid on the volatilization of ammonia from cow and pig slurries. *Journal of Agricultural Science* 113, 389-395.
- Subbarao GV, Ito O, Sharawat KL, Berry WL, Nakahara K, Ishikawa T, Watanabe T, Suenaga K, Rondon M, Rao IM** (2006). Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems – challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences* 25, 303-335.
- Teepe R, Brumme R, Beese F** (2001). Nitrous oxide emissions from soil during freezing and thawing periods. *Soil Biology Biochemistry* 33, 1269-1275.
- Thomsen IK, Pedersen AR, Nyord T, Petersen SO** (2010). Effects of slurry pre-treatment and application technique on short-term N_2O emissions as determined by a new non-linear approach. *Agricultural Ecosystems and Environment* 136, 227-235.
- Toma Y, Hatano R** (2007). Effect of crop residue C:N ratio on N_2O emissions from Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. *Soil Science and Plant Nutrition* 53, 198-205.
- Tonitto C, David MB, Drinkwater LE** (2006). Replacing bare fallows with cover crops in fertilizer-intensive cropping systems: A meta-analysis of crop yield and N dynamics. *Agriculture, Ecosystems Environment* 112, 58-72.
- Van Groeningen JW, Kasper GJ, Velthof GL, van Dasselaa AVD, Kuikman PJ** (2004). Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant and Soil* 263, 101-111.
- Velthof GL, Mosquera J** (2011). The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems Environment* 140, 298-308.
- Velthof GL, Kuikman PJ, Oenema O** (2002). Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62, 249-261.
- Wagner-Riddle C, Hu QC, van Bochove E, Jayasundara S** (2008). Linking nitrous oxide flux during spring thaw to nitrate denitrification in the soil profile. *Soil Science Society of America Journal* 72, 908-916.

- Wagner-Riddle C, Furon A, Mclaughlin NL, Lee I, Barbeau J, Jayasundara S, Parkin G, Bertoldi P, Warland J** (2007). Intensive measurement of nitrous oxide emissions from a corn-soybean-wheat rotation under two contrasting management systems over 5 years. *Global Change Biology* 13, 1722-1736.
- Webb J, Sørensen P, Velthof GL, Amon B, Pinto M, Rodhe L, Salomon E, Hutchings N, Burczyk P, Reid J** (2013). An assessment of the variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe and an appraisal of means to increase manure-N-efficiency. *Advances in Agronomy* 119, 371-442.
- Webb J, Pain B, Bittman S, Morgan J** (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - A review. *Agriculture, Ecosystems Environment* 137, 39-46.
- Webb J, Eurich-Menden B, Dämmgen U, Agostini F** (2009). Review of published studies estimating the abatement efficacy of reduced-emission slurry spreading techniques. In: Sutton MA, Reis S, Baker S (Hrsg.): *Atmospheric Ammonia: detecting emission changes and environmental impacts; results of an Expert Workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*. Springer, Dordrecht, S. 195-202.
- Well R, Butterbach-Bahl K** (2010). Indirect emissions of N_2O from N deposition and leaching of agricultural N. In: Smith Keith (Hrsg.), *Nitrous oxide and climate change*. London: Earthscan Publications, 162-189.
- Wolf U, Fuß R, Höppner F, Flessa H** (2014). Contribution of N_2O and NH_3 to total greenhouse gas emission from fertilization – results from a sandy soil fertilized with nitrate and biogas digestate with and without nitrification inhibitor. *Nutrient Cycles in Agroecosystems*, accepted.
- Wulf S, Maeting M, Clemens J** (2002). Application Technique and Slurry Co-Fermentation Effects on Ammonia, Nitrous Oxide, and Methane Emissions after Spreading. *Journal of Environmental Quality* 31, 1795-1801.
- Yanai Y, Hirota T, Iwata Y, Nemoto M, Nagata O, Koga N** (2011). Accumulation of nitrous oxide and depletion of oxygen in seasonally frozen soils in northern Japan – Snow cover manipulation experiments. *Soil Biology Biochemistry* 43, 1779-1786.
- Zaman M, Zaman S, Nguyen ML, Smith TJ, Nawaz S** (2013). The effect of urease and nitrification inhibitors on ammonia and nitrous oxide emissions from simulated urine patches in pastoral system: A two-year study. *Science of the Total Environment* 465, 97-106.

Mitglieder der Senatsarbeitsgruppen

„Klimaanpassung“

Christiane Balko, JKI
 Andreas Bolte, Thünen-Institut
 Juliane Bräunig, BfR
 Katrin Drastig, ATB
 Jörg Michael Greef, JKI
 Peter Köhler, FLI
 Norbert Reinsch, FBN
 Hans-Joachim Weigel, Thünen-Institut

„Minderung von Treibhausgasemissionen“

Jürgen Augustin, ZALF
 Erika Claupein, MRI
 Peter Elsasser, Thünen-Institut
 Heinz Flessa, Thünen-Institut
 Jörg Michael Greef, JKI
 Julia Grünberg, Thünen-Institut
 Peter Lebzien, FLI
 Sönke Hans Lulies, FNR
 Stefan Majer, DBFZ
 Andreas Meyer-Aurich, ATB
 Bernhard Osterburg, Thünen-Institut
 Sebastian Rüter, Thünen-Institut
 Christoph Sahrbacher, IAMO
 Ingo Stümer, Thünen-Institut

Teilnehmer des Workshops

Jürgen Augustin, ZALF
 Klaus Dittert, Uni Göttingen
 Gerhard Flachowsky, FLI
 Heinz Flessa, Thünen-Institut
 Annette Freibauer, Thünen-Institut
 Jörg Michael Greef, JKI
 Hannes Hegewald, Uni Halle
 Maximilian Hofmeier, JKI
 Jürgen Kern, ATB
 Ansgar Lasar, LWK Niedersachsen
 Sönke Hans Lulies, FNR
 Manfred Mayer, FBN
 Andreas Meyer-Aurich, ATB
 Michaela Nürnberg, Senat Bundesforschung
 Katja Oehmichen, DBFZ
 Bernhard Osterburg, Thünen-Institut
 Andreas Pacholski, Uni Kiel
 Eike Poddey, Thünen-Institut
 Viola Richter, JKI
 Marco Roelcke, TU Braunschweig
 Reiner Ruser, Uni Hohenheim
 Alexander Wissemeier, BASF
 Ulrike Wolf, Thünen-Institut
 Sebastian Wulf, KTBL

Der Senat



Der **Senat der Bundesforschungsinstitute des BMEL** koordiniert die einrichtungübergreifenden wissenschaftlichen Aktivitäten im Forschungsbereich des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Ihm gehören vier Bundesforschungsinstitute, das Bundesinstitut für Risikobewertung sowie sechs Forschungseinrichtungen der Leibniz-Gemeinschaft an (www.bmel-forschung.de, Tel: 030/8304-2605/-2031).

Julius Kühn-Institut (JKI), Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Quedlinburg

Das JKI arbeitet und forscht in den Bereichen Pflanzengenetik, Pflanzenzüchtung, Pflanzenernährung, Bodenkunde, Pflanzen- und Vorratsschutz und Pflanzengesundheit. In 15 Fachinstituten werden Konzepte z. B. für den nachhaltigen Anbau der Kulturpflanzen entwickelt, alternative Pflanzenschutzstrategien erforscht und Züchtungsforschung betrieben, um Pflanzen fit für die Anforderungen der Zukunft zu machen. In den verschiedenen Instituten werden land- und forstwirtschaftliche Kulturen ebenso bearbeitet wie Kulturen des Garten-, Obst- und Weinbaus und des Urbanen Grün (www.jki.bund.de).

Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen-Institut), Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei, Braunschweig

Das Thünen-Institut entwickelt Konzepte für die nachhaltige und wettbewerbs-

fähige Nutzung unserer natürlichen Lebensgrundlagen in den Bereichen Felder, Wälder, Meere. Mit seiner ökologischen, ökonomischen und technologischen Expertise erarbeitet es wissenschaftliche Grundlagen als politische Entscheidungshilfen. Das Institut nimmt deutsche Interessen in internationalen Gremien wahr und führt – teils eingebunden in internationale Netzwerke – wichtige Monitoringtätigkeiten durch (www.ti.bund.de).

Friedrich-Loeffler-Institut (FLI), Bundesforschungsinstitut für Tiergesundheit, Insel Riems

Im Mittelpunkt der Arbeiten des FLI stehen die Gesundheit und das Wohlbefinden lebensmittelliefernder Tiere sowie der Schutz des Menschen vor Infektionen, die von Tieren auf den Menschen übertragen werden. Das FLI arbeitet grundlagen- und praxisorientiert in verschiedenen Fachdisziplinen insbesondere auf den Gebieten der Tiergesundheit, der Tierernährung, der Tierhaltung, des Tierschutzes und der tiergenetischen Ressourcen (www.fli.bund.de).

Max Rubner-Institut (MRI), Bundesforschungsinstitut für Ernährung und Lebensmittel, Karlsruhe

Das MRI hat seinen Forschungsschwerpunkt im gesundheitlichen Verbraucherschutz im Ernährungsbereich. Vier der acht Institute des MRI und die Arbeitsgruppe Analytik arbeiten „produktübergreifend“. Forschungsschwerpunkte sind: Die Untersuchung der ernährungsphysiologischen und gesundheitlichen Wertigkeit von Lebensmitteln, Arbeiten im Bereich der Lebensmittelqualität und -sicherheit oder der Bioverfahrenstechnik. Die Forschungsaufgaben der anderen vier Institute beziehen sich auf Lebensmittelgruppen wie Getreide, Gemüse, Milch und Fleisch. An diesen Instituten steht die gesamte Lebensmittelkette im Fokus (www.mri.bund.de).

Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR), Berlin

Für die gesundheitliche Bewertung von Lebensmitteln, Bedarfsgegenständen und Chemikalien ist das BfR zuständig. Es trägt maßgeblich dazu bei, dass Lebensmittel, Stoffe

und Produkte sicherer werden. Die Aufgaben umfassen die Bewertung bestehender und die frühzeitige Identifizierung neuer gesundheitlicher Risiken, die Erarbeitung von Empfehlungen zur Risikobegrenzung und die Kommunikation dieser Prozesse. Das BfR berät die beteiligten Bundesministerien sowie andere Behörden auf wissenschaftlicher Basis. In seinen Empfehlungen ist das BfR frei von wirtschaftlichen, politischen und gesellschaftlichen Interessen (www.bfr.bund.de).

Deutsche Forschungsanstalt für Lebensmittelchemie, Leibniz-Institut (DFA), Freising

Die Bedeutung so genannter funktioneller Lebensmittel mit einem besonderen gesundheitlichen Nutzen hat in den letzten Jahren stetig zugenommen. Aroma, Geschmack und Textur bestimmen neben den gesundheitlichen Aspekten die Qualität von Lebensmitteln. Die DFA untersucht Inhaltsstoffe und Qualität von Lebensmitteln (www.dfal.de).

Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim e. V. (ATB)

Das ATB ist ein Zentrum agrartechnischer Forschung – eines komplexen, interdisziplinären Arbeitsfeldes. Global gilt es, mehr hochwertige Lebensmittel sowie Agrarrohstoffe für stoffliche und energetische Nutzungen zu produzieren und dabei die natürlichen Ressourcen effizient und klimaschonend zu nutzen. In der hierfür notwendigen Anpassung und Weiterentwicklung von Verfahren

und Technologien für eine ressourceneffiziente Nutzung biologischer Systeme sieht das ATB seine zentrale Aufgabe (www.atb-potsdam.de).

Leibniz-Institut für Gemüse und Zierpflanzenbau Großbeeren/Erfurt e. V. (IGZ)

Das IGZ erarbeitet wissenschaftliche Grundlagen für eine ökologisch sinnvolle und wirtschaftliche Erzeugung von Gartenbauprodukten. Wobei auf eine Balance zwischen Grundlagenforschung und angewandter, praxisorientierter Forschung im Gartenbau geachtet wird (www.igzev.de).

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Müncheberg

Das ZALF erforscht Ökosysteme in Agrarlandschaften und die Entwicklung ökologisch und ökonomisch vertretbarer Landnutzungssysteme. Es richtet sein Hauptaugenmerk darauf, aus aktuellen und antizipierten gesellschaftlichen Diskussionen heraus Perspektiven für eine nachhaltige Nutzung der Ressource Landschaft im Kontext der Entwicklung ländlicher Räume am Beispiel seiner Modellregionen aufzuzeigen (www.zalf.de).

Leibniz-Institut für Nutztierbiologie (FBN), Dummerstorf

Der systemische Forschungsansatz am FBN betrachtet das Tier (1) als Teil einer Population auf allen biologischen Ebenen der Merkmalsausprägung und (2) als Element des jeweils betrachteten Systems und den sich dar-

aus ergebenden Wechselwirkungen. Dieser interdisziplinäre Forschungsansatz ist Voraussetzung für die nachhaltige Gestaltung einer zukunftsfähigen Nutztierhaltung. Die Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler des FBN versuchen die genetisch-physiologischen Grundlagen funktionaler Biodiversität zu verstehen und leiten darauf aufbauend innovative Züchtungs- und Handlungsstrategien ab (www.fbn-dummerstorf.de).

Leibniz-Institut für Agrarentwicklung in Transformationsökonomien (IAMO), Halle

Das IAMO widmet sich der Analyse von wirtschaftlichen, sozialen und politischen Veränderungsprozessen in der Agrar- und Ernährungswirtschaft sowie in den ländlichen Räumen. Sein Untersuchungsgebiet erstreckt sich auf die Transformationsländer Mittel-, Ost- und Südosteuropas sowie Zentral- und Ostasiens. Mit diesem Forschungsfokus ist das IAMO eine weltweit einmalige agrarökonomische Forschungseinrichtung (www.iamo.de).

Das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin/Bonn

Das BMEL unterhält diesen Forschungsbereich. Es werden wissenschaftliche Grundlagen als Entscheidungshilfen für die Ernährungs- und Landwirtschaftspolitik der Bundesregierung erarbeitet und damit die Erkenntnisse zum Nutzen des Gemeinwohls erweitert (www.bmel.de).

Impressum

ForschungThemenheft

Minderung von Stickstoff-Emissionen in der Landwirtschaft - Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft
ForschungThemenheft 1, 2014

Erscheinungsweise unregelmäßig
Nachdruck, auch auszugsweise, mit
Quellenangabe zulässig (Belegexemplar erbeten)

Herausgeber

Senat der Bundesforschungsinstitute des
Bundesministeriums für Ernährung und
Landwirtschaft
Königin-Luise-Str. 19, 14195 Berlin
Tel: 030-8304 2031/-2605
Fax: 030-8304 2601
E-Mail: senat-bundesforschung@jki.bund.de
Internet: www.bmel-forschung.de

ISSN 2363-6823
ISBN 978-3-95547-015-9

Gestaltung

Michaela Nürnberg, Senat

Druck

Arno Brynda GmbH, Berlin

Bildnachweise

Sofern untenstehend nicht anders angegeben, liegen die Rechte bei den unter den Bildern angegebenen Autoren.
Fotos Umschlagsseiten, S. 26/27: agrarfoto.com
Fotos S. 4, S. 6/7, S. 12/13, S. 36/37, S. 48/49:
www.oekolandbau.de / Copyright BLE / Thomas Stefan
Foto S. 50: AnRo0002 (Own work) [CC0], via Wikimedia Commons