

Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten

URS SCHMIDHALTER, MARTINE SCHRAML, ANDREAS WEBER, REINHOLD GUNSER

1 Allgemeines

Die Problematik der Ammoniakemissionen gewinnt aus umweltpolitischer Sicht zunehmend an Bedeutung. Gasförmige Verluste in Form von Ammoniak aus der Landwirtschaft tragen zur Versauerung von Böden und Oberflächengewässern bei. Dieser Eintrag kann zu Eutrophierung und zum Verlust an Biodiversität in sensiblen Ökosystemen beitragen. Sowohl mit der Unterzeichnung des UN/ECE-Protokolls zur Bekämpfung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Göteborg-Protokoll oder Multikomponenten-Protokoll) als auch auf der Grundlage der Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über nationale Emissionsgrenzwerte für bestimmte Luftschadstoffe (NEC-Richtlinie) hat sich die Bundesrepublik Deutschland zu einer deutlichen Verringerung der Ammoniakemissionen um 27 % bezogen auf die Emissionsmenge des Jahres 1990 verpflichtet.

Da entsprechend dem nationalem Emissionsinventar 2004 (DÄMMGEN und ERSMANN 2006) auf chemische Industrie, Verkehr und sonstige Bereiche insgesamt nur 4,6 % und somit auf die Landwirtschaft mehr als 95 % der anthropogenen NH_3 -Emissionen entfallen, sind umfassende Reduktionen im Agrarsektor zu realisieren. Als wichtigste NH_3 -Emissionsquellen in der Landwirtschaft geben BOUWMAN et al. (1997) weltweit die Tierhaltung, den Einsatz synthetischer Düngemittel, die Verbrennung von Vegetation sowie Ausscheidungen von Pflanzen mit Beiträgen von 22, 9, 6 bzw. 4 Mt $\text{NH}_3\text{-N}$ Jahr⁻¹ an. Somit stellt die Tierhaltung mit rund 74 % der gesamten NH_3 -Emissionen die Hauptquelle für Ammoniakemissionen dar (DÄMMGEN und ERSMANN 2006). Bisher wird davon ausgegangen, dass etwa 21 % der NH_3 -Emissionen in Deutschland aus der Mineraldüngerverwendung stammen und hier insbesondere aus der Anwendung von Harnstoff. DEHAR et al. (2002) schätzen diesen Beitrag auf 18 %.

1.1 Einflussfaktoren auf die Emission

Die wichtigsten Einflussfaktoren auf die Emission von Ammoniak stellen, neben der Witterung, der pH-Wert, die Temperatur sowie die Textur und Struktur des Bodens dar. NH_3 -Emissionen nehmen mit steigendem pH-Wert und steigender Bodentemperatur zu. Mit höherer Bodenporosität nehmen die Emissionen aus mineralischer Düngung zu und sie sinken mit zunehmendem Wassergehalt. Zunehmende Windstärke an der Bodenober-

fläche erhöht die Verluste, Niederschlagsereignisse zeitnah nach der Düngereplikation reduzieren diese.

Im Gegensatz zu Ammoniakemissionen aus der Gülle treten die Verluste nach Mineraldüngung nicht innerhalb weniger Stunden nach der Ausbringung, sondern frühestens nach 24 Stunden auf und können über einen Zeitraum von etwa 2–3 Wochen andauern. Danach werden nur noch geringe Verluste beobachtet. Die Ausbringung auf trockenen Böden verlangsamt die Umsetzung, weshalb in der Regel bei trockenen Bodenverhältnissen keine wesentlichen Verluste zu beobachten sind.

1.2 Maßnahmen zur Reduktion von Ammoniakverlusten aus Mineraldüngern

Bei der Mineraldüngung sind ausgehend vom aktuellen Stand der Technik Verringerungen der NH_3 -Emissionen vor allem durch gezielten Düngereinsatz entsprechend den Prinzipien der guten fachlichen Praxis zu erreichen. Als wirksame Maßnahmen zur Verringerung von NH_3 -Emissionen auf landwirtschaftlich genutzten Böden erweisen sich die Einarbeitung des Düngers in den Boden (abhängig von der Kulturart) und die Wädes Ausbringungstermin (kühle und feuchte Witterung, Vermeidung rasch abtrocknender Bodenoberflächen). So sollte Harnstoff auf unbewachsenem Ackerland innerhalb von 2–3 Tagen eingearbeitet werden und die Ausbringung auf Grünland und in wachsenden Ackerbaukulturen sollte bei kühler und feuchter Witterung erfolgen.

Eine weitere effektive und anwendungssichere Reduzierungsoption bietet der Einsatz spezifisch wirkender Ureaseinhibitoren (UI), welche die Harnstoffhydrolyse verlangsamen und damit die Ammoniakfreisetzung aus Harnstoff minimieren (WATSON et al. 1994).

1.3 Ziele

In diesem Beitrag wird ein Überblick über Ammoniakemissionen nach Einsatz von Mineraldüngern unter westeuropäischen Bedingungen gegeben. Die Grundlage der Darstellung bilden Felduntersuchungen, denn kontrollierte Untersuchungen unter Labor- oder Gewächshausbedingungen eignen sich zwar gut zum Vergleich verschiedener Verfahren und ermöglichen eine relative Bewertung, eine Übertragung auf natürliche Standorte und Klimabedingungen ist allerdings kaum möglich.

In einem ersten Teil werden in Form einer Literaturübersicht Ergebnisse aus den westeuropäischen Raum beschrieben. In einem zweiten Teil wird auf langjährige Untersuchungen des Lehrstuhls für Pflanzenernährung der Technischen Universität München eingegangen. In diesen wurden im Zeitraum von 1998–2009 im Rahmen von Felduntersuchungen Ammoniakemissionen nach Einsatz von Mineraldüngern erfasst. Darüber hinaus wird auch das Potenzial neu entwickelter Ureaseinhibitoren zur Reduktion von Ammoniakverlusten aufgezeigt.

2 Literaturübersicht

DEBRECZENI und BARECZ (1998) untersuchten in einem Feldexperiment mit Winterweizen NH_3 -Verluste nach Einsatz von Ammoniumnitrat, Harnstoff und Ammoniumsulfat. Die höchsten Verluste wurden bei Harnstoff beobachtet, wobei die N-Verluste nicht höher als 1,2 % des eingesetzten Stickstoffs waren. In parallelen Gewächshausversuchen mit Großcontainern betrugen die vergleichbaren Verluste 2,7 % des eingesetzten Stickstoffs.

In einem Feldexperiment mit Winterroggen, Winterweizen und Feldgras ermittelten CHRISTENSEN und SOMMER (1989) mithilfe eines Windtunnelsystems NH_3 -Verluste aus Harnstoff von 20–30 % während des Sommers und von 3–10 % während des Winters. Ebenso waren die Verluste reduziert, wenn die Applikation unter trockenen Bedingungen erfolgte. Bewässerung zum Zeitpunkt der Düngung mit 5–10 mm reduzierte die Verluste.

Nach Düngung von Harnstoff, Diammonphosphat, Ammonsulfat und Kalziumammoniumnitrat zu Winterweizen und Grünland ermittelten Sommer und Jensen (1994) während einer 15–20-tägigen Messperiode mithilfe von Windtunnelsystemen NH_3 -Emissionen von 25 %, 14 %, < 5 % und < 2 %. WEBB et al. (2000, 2004) führten in England über drei Jahre Messungen der N-Flüsse auf drei ackerbaulich genutzten Standorten durch, mit dem Ziel die jährlichen Flüsse der N-Inputs und N-Outputs bei üblicher Düngung zu erfassen. Die Messungen umfassten die Bestimmung der N-Auswaschung, der gasförmigen Verluste von Ammoniak, Lachgas und elementarem Stickstoff, sowie die N-Abfuhr durch die Früchte und die Erfassung der nassen N-Deposition. Die Untersuchungen wurden auf lehmigen Sand, alluvialem Schluff und auf schluffig-tonigem Lehm durchgeführt. Die Ammoniakverlustmessungen wurden mit der aerodynamischen Gradientenmethode durchgeführt. WEBB et al. (2000, 2004) ermittelten Ammoniakflüsse, die mit 1–3 kg N ha⁻¹ gewöhnlich sehr niedrig waren und nahezu die Hälfte der gemessenen Flüsse war auf Nettoposition zurückzuführen. Hiermit befanden sich die gemessenen NH_3 -Flüsse innerhalb des Bereichs, der ebenfalls von anderen Autoren (HOLTAN-HAKTVEG und BØCKEMAN 1994) berichtet wurde und stimmen mit Schlussfolgerungen von SURTON et al. (1995) überein, dass auf ackerbaulich genutzten Standorten, auf denen keine organischen Dünger eingesetzt werden, Emission und Deposition von Ammoniak ungefähr im Gleichgewicht sind.

HARRISON und WEBB (2001) verglichen in einem Übersichtartikel den Einfluss der N-Formen hinsichtlich gasförmiger Emissionen. Die höchsten Ammoniakemissionen ergaben sich auf allen Böden bei Harnstoff sowie bei Ammoniumsulfat (10–20 % der ausgebrachten N-Menge), das auf Böden mit einem pH > 7,0 eingesetzt wurde. Die NH_3 -Emissionen waren bei Ammoniumnitrat mit weniger als 4 % des eingesetzten Stickstoffs im Vergleich zu Harnstoff deutlich reduziert. Die Emissionen aus Lösungen, die aus Harnstoff und Ammoniumnitrat bestanden, erwiesen sich als intermediär. Die Autoren

weisen darauf hin, dass bei einem Ersatz von Harnstoff durch Ammoniumnitrat höhere Lachgasverluste auftreten können. Eine abschließende Bewertung des Gesamtrisikos von Ammoniak- und Lachgasemissionen bei Einsatz verschiedener N-Formen wird als notwendig erachtet.

Für anorganische N-Dünger wurden von MISSELRÖCK et al. (2001) in Großbritannien für Harnstoff, Ammoniumnitrat und andere N-Dünger Emissionsfaktoren von 11,5 0,8 % und 0,8 % im Ackerbau sowie 23,0 %, 1,6 % und 1,6 % im Grünland festgelegt

HERMANN et al. (2001) untersuchten N-Flüsse und Ammoniakemissionen in Kleegrünpflanzungen, die zu jedem Düngungszeitpunkt 80 bzw. 160 kg N in Form von Ammoniumnitrat erhielten. Kontinuierliche Ammoniakflussmessungen wurden mit mikrometeorologischen Techniken durchgeführt. Die Autoren fanden, dass der Eintrag von Ammoniak aus der Atmosphäre in den Kleegrünpflanzungen, der überwiegend als Senke wirkte, über der gesamte als NH_3 emittierte Stickstoff war bei höherer Düngung leicht erhöht, machte weniger als 1 % des insgesamt mit dem Schnittgut vom Feld abgeführten Stickstoffs aus.

3 Feldversuche zu Ammoniakemissionen

3.1 Methoden

Am Lehrstuhl für Pflanzenernährung der Technischen Universität München wurden Zeitraum von 1998–2009 quantitative Erfassungen gasförmiger N-Verluste (NH_3 , N_2O) insbesondere nach Applikation von Harnstoff unter Feldbedingungen durchgeführt. Neben der Quantifizierung der Emissionen und der Emissionsminderungsmaßnahmen wurden Einflussfaktoren (u. a. Niederschlag, Temperatur, Boden, Bewirtschaftung) erfasst, beschrieben und bewertet.

Zu diesem Zweck wurde eine große Zahl von Untersuchungen sowohl im Ackerbau wie auch im Grünland durchgeführt. Ergänzt wurden diese Untersuchungen durch kontrollierte Gewächshausversuche zur Bestimmung von Veruspotezialen und Minderungsmaßnahmen durch den Einsatz neu entwickelter Ureasehemmstoffe (UI).

Die Ammoniakemissionsmessungen wurden mit einer dynamischen Kammermethode durchgeführt (WEBER et al. 2001, 2004, SCHRAMM et al. 2005, KRAMM et al. 2009). In diesem Durchflusssystem-Messsystem wird aus den oben offenen Hauben kontinuierlich eine Probe der durchgeführten Luft gezogen, deren Gehalte an NH_3 und NO_x direkt einem Chemilumineszenz-Messgerät bestimmt werden (Abb. 1). Die Hauben werden direkt innerhalb der Parzelle versetzt, um eine Beeinflussung des Bestandes, des Bodens sowie des Emissionsverlaufs zu vermeiden. Der Mittelwert aller Messungen eines Tages und einer Haube bildet deren Tagesmittelwert an NH_3 - bzw. NO_x -Emissionen und wird

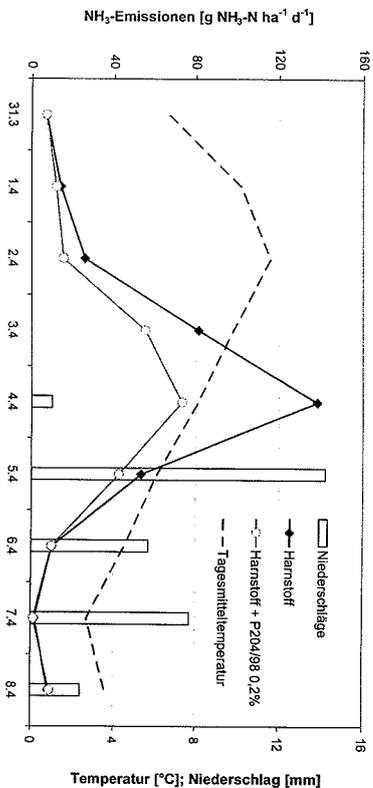


Abb. 4: Verlauf der Ammoniakemissionen nach Einsatz von Harnstoff mit und ohne Ureaseinhibitoren (P 204/98) bei Winterweizen und Niederschlagsverteilung im untersuchten Zeitraum

3.3 Emissionen aus Grünland

Der Einsatz von granuliertem Harnstoff im Grünland ist potenziell verlustgefährdeter als im Ackerbau, da die Einarbeitungsmöglichkeiten begrenzter sind. Darüber hinaus weist Dauergrünland eine hohe Ureaseaktivität auf, welche zu erhöhten NH_3 -Emissionen beitragen kann.

In der Literatur werden NH_3 -Verluste nach Düngung von Harnstoff im Grünland von 6–30 % erwähnt (RYDEN et al. 1987, SOMMER und JENSEN 1994). In eigenen mehrtägigen Untersuchungen wurden Verluste von NH_3 -N von bis zu maximal 14 % des eingesetzten Dünger-N gemessen. Im Durchschnitt ergaben sich Verluste von 8,3 % des eingesetzten Stickstoffs (SCHRAML et al. 2009). Verglichen mit dem Verlauf der NH_3 -Emissionen nach Düngung von granuliertem Harnstoff auf Ackerland treten die Verluste auf Grünland in einem viel kürzeren Zeitraum von 4–5 Tagen auf.

3.4 Minimierung von Ammoniakemissionen durch Ureaseinhibitoren

Die Zugabe von Ureaseinhibitoren (UI) führte zu einer deutlichen Verringerung der NH_3 -Emissionen (Abb. 2, 3 und 4). In den Jahren 2002 und 2003 wurde während acht Messkampagnen in Winterweizen ein Verminderungspotenzial von Ammoniakemissionen durch UI in der Höhe von 50–70 % ermittelt (WEBER et al. 2004).

In Versuchen zu Winterweizen (2002–2005) ließen sich die Ammoniakverluste nach Düngung von granuliertem Harnstoff durch den Einsatz eines UI um durchschnittlich 40 % reduzieren. In Versuchen zur Harnstoffdüngung im Grünland (2007–2008) konnten die Verluste sogar um durchschnittlich 80 % verringert werden. Die Untersuchungen bestätigen die sehr guten Möglichkeiten zur Reduktion von Ammoniakverlusten durch gezielten Einsatz von Ureasehemmstoffen.

3.5 Langzeitversuche zur Bewertung verschiedener N-Formen – Indirekte Ermittlung des Emissionspotenzials

Im Langzeit-N-Formenversuch Weihenstephan (1980–2010) wurde der Einsatz von K₂ASS, AHL und Harnstoff auf dem Standort Dürmast (sl, pH 6,3, Niederschlagssumme 800 mm; durchschnittliche Temperatur 7,5 °C) bei einer durchschnittlichen N-Applikation von 160 kg N pro Jahr für die Fruchtfolge Kartoffel, Winterweizen und Wintergerste bewertet. Die Erträge betragen relativ für K₂ASS, ASS, AHL und Harnstoff 101, 96 und 99 %. Die N-Abfuhr betrug 143, 145, 132 sowie 142 kg N ha⁻¹ a⁻¹. In den letzten Jahren durchgeführte optimierte Applikationstechniken von AHL führen zu keinen niedrigeren Erträgen gegenüber den anderen N-Formen. Die Ergebnisse (s. 30-jährigen Versuchs weisen keinen statistischen Unterschied in der Ertragsleistung zwischen den verschiedenen N-Formen K₂ASS, ASS und Harnstoff auf und lassen es plausibel erscheinen, dass keine wesentlichen Wirkungsunterschiede bei den verschiedenen N-Formen bestehen und dass die möglichen Unterschiede in den N-Emissionen relativ klein sein dürften.

4 Diskussion und Forschungsbedarf

Die Resultate der eigenen im Zeitraum von 1998–2009 durchgeführten Emissionsmessungen von Ammoniak nach Einsatz von Mineraldüngern im Felde zeigen auf, dass die Ammoniakverluste auch bei Einsatz von Harnstoff insgesamt relativ niedrig ausfallen. Diese Beobachtungen ergaben sich sowohl bei Düngung im Ackerbau als auch im Grünland. Auf letzterem waren die Verluste jedoch erhöht. Bei ackerbaulichen Einsparungen sich Ammoniakverluste, die 1–3 % der eingesetzten Mineraldüngermenge Form von Harnstoff entsprachen. Im Grünland ergaben sich Verluste in einem Bereich von 4,2–14,0 % der gedüngten Stickstoffmenge. Der erste Verlustpeak tritt im Frühjahr bereits am Tag nach der Düngung auf, im Ackerland wird dieser in der Regel später beobachtet. Niederschläge unmittelbar nach der Düngung reduzieren die Verluste nachvollständig. Modellversuche mit unterschiedlichen Böden ergaben keine wesentlichen verschiedenen Verluste, die Verluste waren jedoch auf Böden mit höherem pH leicht erhöht. Langjährige über 30 Jahre durchgeführte Untersuchungen mit den N-Formen Kaliummonophosphat, Ammoniumsulfat und Harnstoff ergaben keine statistisch gesicherten Unterschiede in der Ertragshöhe und deuten darauf hin, dass keine wesentlichen gasförmigen N-Verluste auftreten dürften.

Da in den Untersuchungen im Verlauf der Vegetation insbesondere im Grünland vorteilhaftere Bedingungen (hohe Temperatur, feuchte abtrocknende Böden) mit untersucht wurden, liegt die Vermutung nahe, dass zumindest unter den untersuchten Boden-

zur Berechnung der Tagesemissionsumme an NH_3 bzw. NO_x verwendet. Die Ammoniakemissionen wurden über einen Zeitraum von 2–3 Wochen nach der Düngersapplikation erfasst. Der Versuchsstandort weist eine Braunerde auf, die durch einen schluffigen Lehm mit pH 6,2 charakterisiert ist.

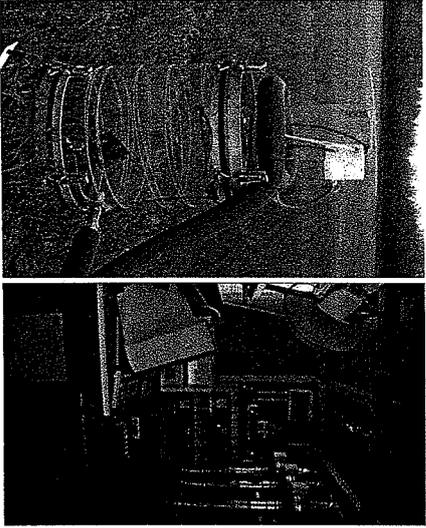


Abb. 1: Aufbau des NH_3/NO_x -Messsystems (Foto: Weber 2003); links beheizbare, dynamische Messhaube mit Ventilator und beheizten Zu- und Abfuhrschläuchen, rechts NH_3/NO_x -Messsystem beinhaltend Magnetventile, Flusskontrollen, Pumpe und Computer

3.2 Emissionen aus Acker

Während der Vegetationszeit von Winterweizen wurden bei Harnstoffdüngung während insgesamt neun Messkampagnen in den Jahren 1999 und 2000 Ammoniakverluste in der Höhe von 0,7 % bzw. 1,9 % des eingesetzten Stickstoffs festgestellt. Bei jeder Düngungsmaßnahme wurden jeweils 80 kg N ha⁻¹ gedüngt. Als Maximalwert der Ammoniakemission wurde ein Wert von 5,5 % der eingesetzten Stickstoffmenge bei Harnstoff ermittelt, während die kleinsten Verluste auf Nettoerträge aus der Atmosphäre hinwiesen (Weber et al. 2001). Der maximale Verlust bei Einsatz von Kalkammonsalpeter betrug 1,5 % des eingesetzten Stickstoffs.

Weitere in den Jahren 2001–2003 durchgeführte Feldversuche zur Erfassung v Ammoniakemission nach Düngung von Harnstoff führten zu vergleichbaren Ergebnissen (Abb. 2). Zu je vier Düngungszeitpunkten während der Vegetation wurden auch in diese Versuch jeweils 80 kg N ha⁻¹ bei Winterweizen gedüngt. Die NH_3 -Emissionen betragen der Regel weniger als 0,4 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ ha⁻¹ (ca. 0,5 % des Dünger-N) und erreichten maximal 2,7 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ ha⁻¹ (3,4 % des Dünger-N). Über einen Zeitraum von vier Jahren wurde durchschnittliche NH_3 -Verluste von 1 % des Dünger-N gemessen. Die Höhe und der Verlauf der NH_3 -Emissionen waren stark von den Witterungssituationen abhängig, insbesondere von der Temperatur sowie der Niederschlagsmenge und -verteilung (Abb. 3 und 4).

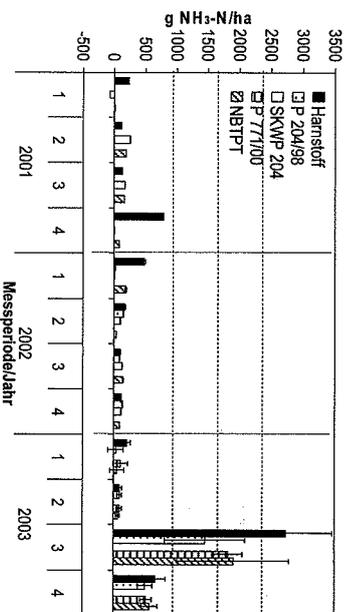


Abb. 2: Ammoniakemissionen von granuliertem Harnstoff mit und ohne Ureaseinhibitoren (P 204/98; SKWP 204; P 771/00; NBPT) im Versuchszeitraum 2001–2003; die Emissionen wurden im Zeitraum von ca. drei Wochen während der insgesamt zwölf Messperioden erfasst; zu jedem Termin wurden 80 kg N ha⁻¹ verabreicht; Durchschnittstemperaturen und Niederschläge während des Untersuchungszeitraums sind angegeben

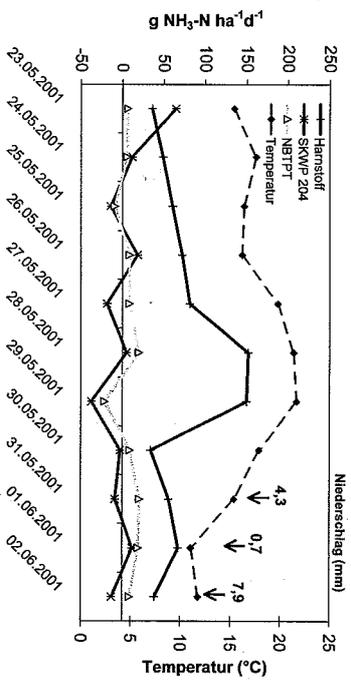


Abb. 3: Verlauf der Ammoniakemissionen nach Einsatz von Harnstoff mit und ohne Ureaseinhibitoren (SKWP 204, NBPT) bei Winterweizen

und Klimabedingungen die Verluste niedriger sein dürften als häufig im Allgemeinen vermutet wird.

Mit neu entwickelten Ureasehemmstoffen ließen sich Ammoniakverluste um durchschnittlich 40 % im Ackerbau und um durchschnittlich 80 % im Grünland reduzieren.

Höhere Ammoniakverluste treten insbesondere beim Einsatz von Harnstoff- und niedrigerer beim Einsatz von Ammoniumdüngern auf. Verluste scheinen jedoch je nach Klima und Bodenbedingungen sehr stark zu variieren und sind unter kontrollierten Labor- bzw. Gewächshausbedingungen im Vergleich zum Freiland häufig erhöht. Ergebnisse aus kontrollierten Gewächshaus- oder Laboruntersuchungen sind nur eingeschränkt oder nicht auf das Freiland übertragbar. Die Ursachen unterschiedlicher Verlusthöhen insbesondere bei Einsatz von Harnstoff sind unklar. Eine differenzierte Charakterisierung der Standort- und Witterungsbedingungen konnte in diesem Beitrag aufgrund des in der Literatur berichteten Datenmaterials nicht ausreichend und umfassend durchgeführt werden. Die Ableitung vereinfachter und generalisierter Zusammenhänge wird durch komplexe Wechselwirkungen zwischen Bodeneigenschaften (Textur, pH, Sorptionskapazität, Bodenfeuchtigkeit in der Kontaktzone Dünger/Boden), Klimabedingungen (Niederschlag, Temperatur, relative Luftfeuchtigkeit, Windstärke), Pflanzenbestand, N-Düngerform, Düngereigenschaften und Messmethodik erschwert. Daraus leitet sich der Bedarf nach mehr systematischen Untersuchungen ab.

Eine Bewertung des bisherigen Kenntnisstandes der Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern zeigt auf, dass selten langjährige Felduntersuchungen durchgeführt wurden. Obschon weltweit Messungen durchgeführt wurden, ist der Umfang der durchgeführten Feldmessungen nach wie vor relativ gering und dies gilt nicht zuletzt auch für Westeuropa. Dieser Umstand und die enorm unterschiedlichen Verlusthöhen, die angenommen bzw. berichtet werden, ergeben ein Spannungsgeschehen, das es dringender angebracht erscheinen lässt, belastbare und über mehrere Jahre durchgeführte Feldmessungen von Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern durchzuführen und diese zu bewerten. Indirekte Ansätze zur Bilanzierung des Verbleibs von Mineraldüngern, insbesondere von Harnstoff und Ammoniumsulfat im System Pflanze-Boden ohne und mit Einsatz von Ureaseinhibitoren unter Nutzung der ¹⁵N-Analytik können kurzfristig beitragen, diese Lücke teilweise zu schließen und sollten auf Plausibilität in der Quantifizierung von N-Emissionen unter natürlichen Bedingungen geprüft werden. Eine umfassende Bewertung der eingesetzten Messmethoden zur Erfassung von Ammoniakemissionen ist notwendig. Von Bedeutung scheint auch eine vergleichende Bewertung der verschiedenen N-Formen mit Blick auf Ammoniak- und Lachgasverluste.

5 Literatur

- Bouwman, A.F.; Lee, D.S.; Asman, W.A.H.; Dentener, F.J.; Van Der Hoek, K.W.; Olivier, J.G.J. (1997): A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles* 11, 561-587
- Christensen, B.T.; Sommer, S.G. (1989): Volatilization of ammonia from fertilizers and manure - Methodology and loss of ammonia from urea and urea-ammonium-nitrate. *Tidskrift for Planteavl* 93, 177-190
- Dämmgen, U.; Erisman, J.W. (2006): Emission, Ausbreitung und Immission von Ammoniak und Ammonium - Übersicht über den gegenwärtigen Stand des Wissens. In: Emission der Tierhaltung, Tagungsband der KTBL-Tagung vom 05.12. bis 07.12.2006 im Bildungszentrum Kloster Banz. KTBL-Schrift 449, Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, 65-78
- Debrzezi, K.; Berecz, K. (1998): Measuring of gaseous nitrogen losses from nitrogen fertilizers in model experiments. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 2 2207-2216
- Döhler, H.; Dämmgen, U.; Furrich-Menden, B.; Osterburg, B.; Löfflich, M.; Berg, W.; Bergschmidt, A.; Brunsch, R. (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. Abschlussbericht im Auftrag von BMVEL und UBA. UBA-Te 05/02
- Harrison, R.; Webb, J. (2001): A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. *Advances in Agronomy* 73, 65-108
- Herrmann, B.; Jones, S.K.; Fuhrer, J.; Feller, U.; Nefel, A. (2001): N budget and NH₃ exchange of a grass/clover crop at two levels of N application. *Plant and Soil* 235, 243-252
- Holtan-Hartwig, I.; Bockman, O.C. (1994): Ammonium exchange between crops and air. *Norwegian J. Agric. Sci. Suppl. No.14*: 1-41
- Khalil, M.I.; Buegger, F.; Schraml, M.; Gutscher, R.; Schmidhalter, U.; Richards, K.G. (2009): Gaseous Nitrogen Losses from a Cambisol Cropped to Spring Wheat with Urea Sizes at Placement Depths. *Soil Science Society of America Journal* 73 (4), 1335-1344
- Misselbrook, T.H.; Van Der Weerden, T. J.; Pain, B.F.; Jarvis, S.C.; Chambers, B.J.; Smith, K.A.; Phillips, V.R.; Dermmers, T. G. M. (2001): Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment* 34, 871-880
- Ryden, J.C.; Whitehead, D.C.; Lockyer, D.R.; Thompson, R.B.; Skinner, J.H.; Garwood, E. (1987): Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK. *Environmental Pollution* 48, 173-184
- Schraml, M.; Weber, A.; Gutscher, R.; Schmidhalter, U. (2005): Abatement of gaseous nitrogen losses from surface-applied urea with a new urease inhibitor. C.J. Li et al. (Eds). *Plant nutrition for food security, human health and environmental protection*. Tsinghua University Press, 1012-1013
- Schraml, M.; Gutscher, R.; Schmidhalter, U. (2009): Abatement of NH₃ emissions following application of urea to grassland by means of the new urease inhibitor 2-NPT. In: Segui et al. *More sustainability in agriculture: New fertilizers and fertilization management*. 18th Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers, 8-12 November, Rio

- Sommer, S. G.; Jensen, C. (1994): Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizers surface applied to winter wheat and grassland. *Fertilizers Research* 37, 85-92
- Sutton, M. A.; Burkhardt, J. K.; Geurin, D.; Fowler, D. (1995): Measurement and modelling of ammonia Exchange over arable croplands. In Heij, G. and Erisman JW. Acid rain research, do we have enough answers? *Studies in Environmental Science* 64, Elsevier Science BV, 71-80
- Watson, C. J.; Miller, H.; Poland, P.; Kilpatrick, D. J.; Allen, M. D. B.; Garrett, M. K.; Christianson, C. B. (1994): Soil properties and the ability of the urease inhibitor *N*-(n-BUTYL) thiophosphoric triamide (NBPT) to reduce ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Biology and Biochemistry* 9, 1165-1171
- Webb, J.; Harrison, R.; Ellis, S. (2000): Nitrogen fluxes in three arable soils in the UK. *European Journal of Agronomy* 13, 207-223
- Webb, J.; Ellis, S.; Harrison, R.; Thorman, R. (2004): Measurement of N fluxes and soil N in two arable soils in the UK. *Plant and Soil* 260, 253-270
- Weber, A.; Gutscher, R.; Schmidhalter, U. (2001): Field emissions of NH_3 and NO_x following urea application to wheat. In: W.J. Horst et al. *Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems*, 884-885
- Weber, A.; Gutscher, R.; Schmidhalter, U. (2004): Effect of new urease inhibitors on gaseous N emissions (NH_3 , NO_x , N_2O): following surface application to arable soil. In: A. Weiske. *Greenhouse Gas Emissions from Agriculture - Mitigation Options and Strategies*. Proceedings of the Int. Conference, February 10-12, 2004 Leipzig, Germany, 271-272
- Weber, A.; Gutscher, R.; Schmidhalter, U. (2001): Field emissions of NH_3 and NO_x following urea application to wheat. 14th, Int. Plant Nutrition Colloquium, Hannover. In: Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, *Developments in Plant and Soil Sciences*, Vol. 92, 884-885