Ammoniak-Verluste aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten

Urs Schmidhalter und Manuela Felber
Lehrstuhl für Pflanzenernährung,
Technische Universität München
schmidhalter@wzw.tum.de

Abstract

In Süddeutschland durchgeführte Messungen von Ammoniak-Verlusten nach Harnstoffdüngung ergaben durchschnittliche Verluste von 1–3 % im Ackerbau und von 8 % im Grünland. Die maximalen unter verlustfördernden Bedingungen gemessenen Verluste betrugen 5,5 % im Ackerbau und 14 % im Grünland. Die ermittelten Verluste liegen somit deutlich unter den vom European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP 2007) festgelegten Emissionswerten von 11,5 % im Ackerbau und 23 % im Grünland. Andere in Westeuropa durchgeführte Untersuchungen lassen sowohl niedrige als auch vergleichbar hohe Verluste erkennen. Künftige Ammoniak-Emissionsinventuren erfordern eine regionalisierte Bewertung der lokalen Boden- (Boden pH-Wert) und klimatischen Bedingungen (Temperatur, Niederschlagshöhe und -verteilung; Windgeschwindigkeit) sowie die Berücksichtigung der angebauten Kulturen und Düngungszeitpunkte. Eine umfassende und kritische Bewertung der eingesetzten Messtechniken ist ebenso erforderlich wie auch eine gesamtheitliche Bewertung der N-Verluste bei Einsatz verschiedener N-Formen im System Boden–Pflanze unter Einbezug der Nitratauswaschung sowie der Lachgas- und der Ammoniak-Verluste.

Einleitung

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. Die Tierhaltung stellt mit rund 74 % der gesamten NH_3-Emissionen die Hauptquelle für Ammoniakemissionen dar (Dämmgen & Erismann 2006). Es wird geschätzt, dass etwa 18 % der NH_3-Emissionen in Deutschland aus der Mineraldüngeranwendung stammen und hier insbesondere aus der Anwendung von Harnstoff (Döhler et al. 2002).

Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern unter Feldbedingungen

Westeuropäische Untersuchungen ohne Deutschland

Debreczeni und Berecz (1998) untersuchten in einem Feldexperiment mit Winterweizen NH_3-Verluste nach Einsatz von Ammoniumnitrat, Harnstoff und Ammo-

niumsulfat. Die höchsten Verluste wurden bei Harnstoff beobachtet, wobei die N-Verluste nicht höher als 1,2 % des eingesetzten Stickstoffs waren. In einem Feldexperiment mit Winterroggen, Winterweizen und Feldgras ermittelten CHRISTENSEN und SOMMER (1989) mit Hilfe eines Windtunnelsystems während des Sommers NH_3-Verluste aus Harnstoff von 20–30 % und von 3–10 % während des Winters. Nach Düngung von Harnstoff, Diammonphosphat, Ammonsulfat und Kalkammonsalpeter zu Winterweizen und Grünland ermittelten SOMMER und JENSEN (1994) während einer 15–20tägigen Messperiode mit Hilfe von Windtunnelsystemen NH_3-Emissionen von 25 %, 14 %, < 5 % und < 2 %. HARRISON und WEBB (2001) verglichen in einem Übersichtsartikel 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. Emissionen aus Lösungen, die aus Harnstoff und Ammoniumnitrat bestanden, lagen dazwischen. Für anorganische N-Dünger wurden von MISSELBROOK et al. (2001) in Großbritannien für Harnstoff, Ammoniumnitrat und andere N-Dünger Emissionsfaktoren von 11,5 %, 0,8 % und 0,8 % im Ackerbau sowie von 23,0 %, 1,6 % und 1,6 % im Grünland festgelegt.

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 % bis 30 % erwähnt (RYDEN et al. 1987, SOMMER und JENSEN 1994).

Untersuchungen in Deutschland

Am Lehrstuhl für Pflanzenernährung der Technischen Universität München erfolgten im Zeitraum von 1998 bis 2009 quantitative Erfassungen gasförmiger NH_3-Verluste, insbesondere nach Applikation von Harnstoff, sowohl im Ackerbau als auch im Grünland. Die Ammoniak-Emissionsmessungen wurden mit einer dynamischen Kammermethode durchgeführt (WEBER et al. 2001, 2004; SCHRAML et al. 2009; KHALIL et al. 2009).

Emissionen aus ackerbaulichen Feldkulturen

In insgesamt neun Messkampagnen wurden nach unterschiedlich terminierten Applikationen von jeweils 80 kg N ha^{-1} zu Winterweizen in den Jahren 1999 und 2000 Ammoniak-Verluste in der Höhe von 0,7 % bzw. 1,9 % des eingesetzten Stickstoffs festgestellt. Als Maximalwert der Ammoniak-Emission wurde ein Wert von 5,5 % der eingesetzten Stickstoffmenge ermittelt (WEBER et al. 2001). Der maximale Verlust bei Einsatz von Kalkammonsalpeter betrug 1,5 %.

In den Jahren 2001 bis 2003 durchgeführte Untersuchungen zur Erfassung von Ammoniakemissionen nach Düngung von Harnstoff ergaben vergleichbare Resultate. Zu unterschiedlichen Düngungszeitpunkten während der Vegetation

wurden auch in diesen Versuchen jeweils 80 kg N ha^{-1} zu Winterweizen gedüngt. Die NH_3-Emissionen betrugen in der Regel weniger als 0,4 kg NH_3-N ha^{-1} (ca. 0,5 % des Dünger-N) und erreichten maximal 2,7 kg NH_3-N ha^{-1} (3,4 % des Dünger-N). Über einen Zeitraum von vier Jahren wurden 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 von der Niederschlagsmenge und -verteilung.

Emissionen aus Grünland
In mehrjährigen Untersuchungen ergaben sich im Durchschnitt Verluste von 8,3 % des eingesetzten Stickstoffs (Schraml et al. 2009) mit Maximalwerten bis zu 14,0 % des eingesetzten Dünger-N. Verglichen mit dem Verlauf der NH_3-Emissionen nach Düngung von granuliertem Harnstoff auf Ackerland traten die Verluste auf Grünland in einem viel kürzeren Zeitraum von vier bis fünf Tagen auf.

Langzeitversuche zur Bewertung verschiedener N-Formen – Indirekte Ermittlung des Emissionspotenzials
Im Langzeit-N-Formenversuch Weihenstephan (1980–2010) wurde der Einsatz von KAS, ASS, AHL und Harnstoff auf dem Standort Dürnast (sL, pH 6,3, Niederschlagssumme 800 mm; durchschnittliche Temperatur 7,5 °C) bei einer durchschnittlichen N-Applikation von 160 kg ha^{-1} N pro Jahr für die Fruchtfolge Kartoffel, Winterweizen und Wintergerste untersucht. Die Erträge betrugen relativ für KAS, ASS, AHL und Harnstoff 100, 101, 96 und 99 %. Die N-Abfuhr betrug 143, 145, 132 sowie 142 kg N ha^{-1} a^{-1}. Erst in den letzten Jahren durchgeführte optimierte Applikationstechniken von AHL führten zu keinen niedrigeren Erträgen gegenüber den anderen N-Formen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Resultate der im Zeitraum von 1998 bis 2009 in Süddeutschland durchgeführten Emissionsmessungen von Ammoniak nach Einsatz von Harnstoff zeigen auf, dass sowohl im Ackerbau als auch im Grünland Ammoniak-Verluste nach Düngung von Harnstoff insgesamt relativ niedrig ausfielen. Die Ergebnisse stehen einerseits in Einklang mit anderen Messungen unter westeuropäischen Bedingungen, kontrastieren zugleich aber auch höhere unter letzteren Bedingungen gemessene Verluste. Die Ursachen unterschiedlicher Verlusthöhen insbesondere bei Einsatz von Harnstoff sind unklar.

Bei ackerbaulichem Einsatz ergaben sich Ammoniakverluste, die 1–3 % der eingesetzten Mineraldüngermenge in Form von Harnstoff entsprachen. Im Grünland ergaben sich Verluste in einem Bereich von 4,2–14,0 % der gedüngten Stickstoffmenge. Niederschläge unmittelbar nach der Düngung reduzierten die Verluste nahezu vollständig. Durchschnittliche Boden pH-Werte Deutschlands, die im Allgemeinen unter pH 7 liegen, lassen vermuten, dass die potenzielle bodenbedingte Verlustgefährdung relativ niedrig sein dürfte.

Von Bedeutung scheint auch eine differenzierte Bewertung des regionalen Klimas sowohl bezüglich der Niederschlagshöhe, der Niederschlagsverteilung als auch der Luft- und Bodentemperaturen. Eine differenzierte Übertragung der unter anderen Voraussetzungen erzielten Ergebnisse ist angebracht.

Da N-Düngungen im Ackerbau überwiegend in den Monaten März bis Mai durchgeführt werden, die aufgrund der niedrigeren Temperaturbedingungen ein vermindertes Verlustpotenzial erwarten lassen, sind diese Bedingungen in der Interpretation unter anderen Bedingungen erzielter Resultate mit zu berücksichtigen. In diesem Kontext spielen auch die Flächenproportionalität der angebauten Kulturen und die bei den einzelnen Ackerkulturen eingesetzten N-Formen sowie die jeweiligen Düngungszeitpunkte eine Rolle.

Eine Bewertung des bisherigen Kenntnisstandes der Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern zeigt auf, dass selten langjährige Messungen durchgeführt wurden. Der Umfang der in Westeuropa durchgeführten Feldmessungen ist nach wie vor gering und eher älteren Datums. Dieser Umstand und die unterschiedlichen Verlusthöhen, die angenommen bzw. berichtet werden, erfordern vergleichende und mehrjährige Untersuchungen der Verluste von Ammoniak aus Mineraldüngern. Indirekte Ansätze zur Bilanzierung des Verbleibs des Stickstoffs aus Mineraldüngern, insbesondere von Harnstoff und Kalkammonsalpeter, im System Pflanze–Boden unter Nutzung der ^{15}N-Analytik können beitragen, diese Lücke zu schließen und sollten auf Plausibilität in der Quantifizierung von N-Emissionen unter natürlichen Bedingungen geprüft werden. Eine umfassende Bewertung der eingesetzten Messmethodiken zur Erfassung von Ammoniakemissionen ist notwendig. Eine eigentliche Referenzmethodik in der Erfassung von Ammoniakemissionen existiert nicht. Von Bedeutung scheint auch eine vergleichende Bewertung der verschiedenen N-Formen mit Blick auf Ammoniak- und Lachgasverluste im Sinne des sogenannten Emissionswappings, diese sollte auch die Verluste durch Nitratauswaschung miteinschließen. Daraus leitet sich der Bedarf nach mehr systematischen Untersuchungen ab.

Literatur

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. Tidsskrift 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: Emissionen 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 in der Landwirtschaft e.V. (KTBL), Darmstadt, S. 65 - 78

Debreczeni K., Berecz K. (1998): Measuring of gaseous nitrogen losses from nitrogen fertilizers in model experiments. Communications in Soil Science and Plant Analysis 29, 2207-2216.

Döhler H., Dämmgen U., Eurich-Menden B., Osterburg B., Lüttich M., Berg W., Bergchmidt A., Brunsch, R (2002): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniakemissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zuderen Minderung bis zum Jahre 2010. Abschlussbericht im Auftrag von BMVEL und UBA. UBA-Texte 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.

Khalil M.I.; Buegger F., Schraml M., Gutser R., Schmidhalter U, Richards K.G. (2009): Gaseous Nitrogen Losses from a Cambisol Cropped to Spring Wheat with Urea Sizes and 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., Philipps V.R., Demmers 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.A. (1987): Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK. Environmental Pollution 48, 173-184.

Schraml M., Gutser R., Schmidhalter U. (2009). Abatement of NH_3 emissions following application of urea to grassland by means of the new urease inhibitor 2-NPT. In: Sequi, P. et al. More sustainability in agriculture: New fertilizers and fertilization management. 18th Symposium of the International Scientific Centre of Fertilizers, 8-12 November, Rome.

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.

Weber A., Gutser 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, p. 271-272.

Weber A., Gutser 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.