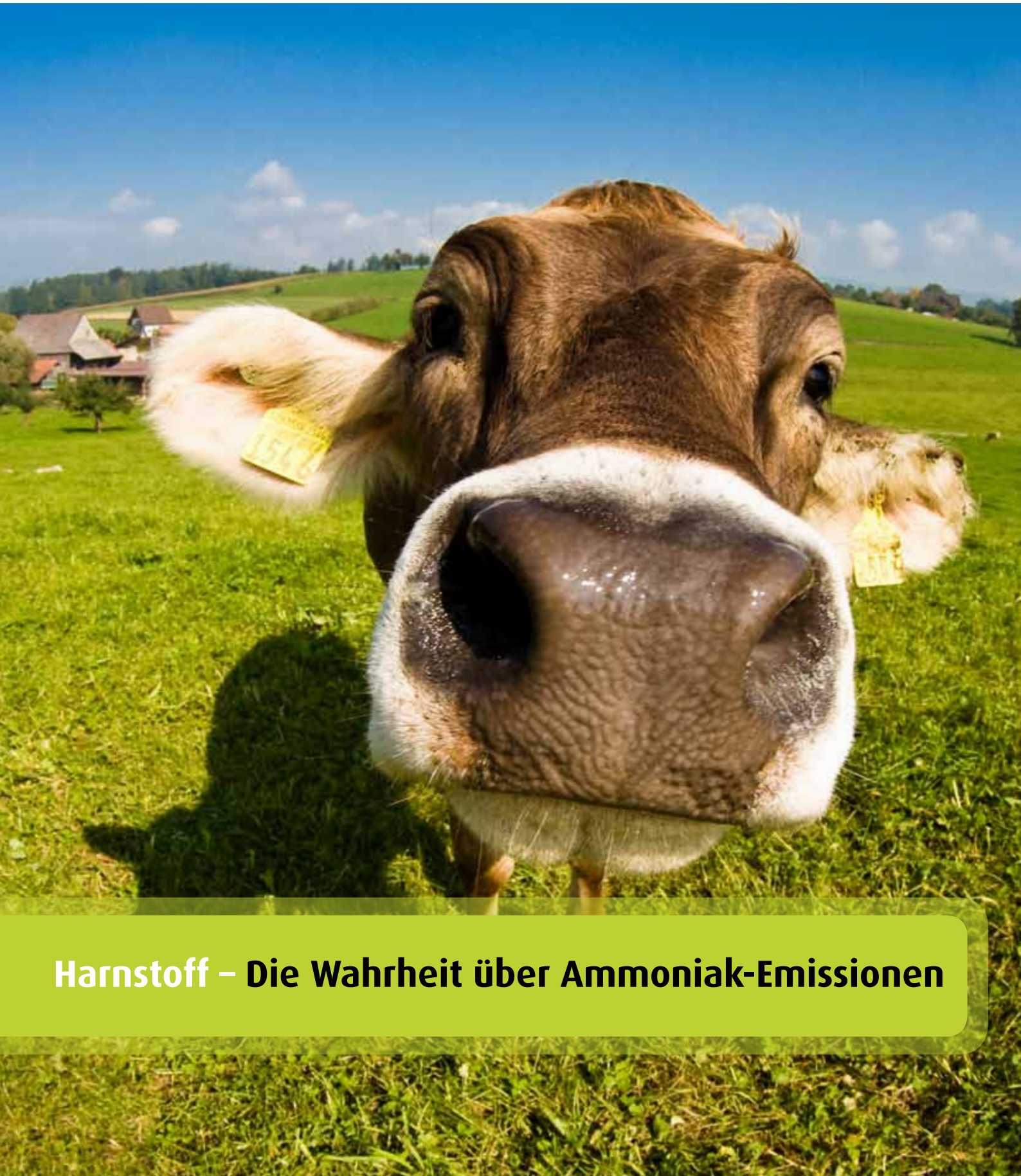
02

FAKTENCHECK HARNSTOFF



Harnstoff – Die Wahrheit über Ammoniak-Emissionen

Ziel dieser Broschüre ist es, auf eine Überschätzung der Ammoniak-Emissionen nach einer mineralischen Düngung mit Harnstoff in den Modellrechnungen des deutschen Ammoniak-Inventars hinzuweisen. Hierzu stellen wir Ihnen nachfolgend neutrale Fakten für Ihre Meinungsbildung zur Verfügung.

Ammoniak ist eine der wichtigen reaktiven N-Formen im Stickstoffkreislauf des Lebens. Ammoniak-Emissionen gelten weltweit als wichtigste Ursache der zunehmenden Versauerung und Eutrophierung von Böden und Gewässern.

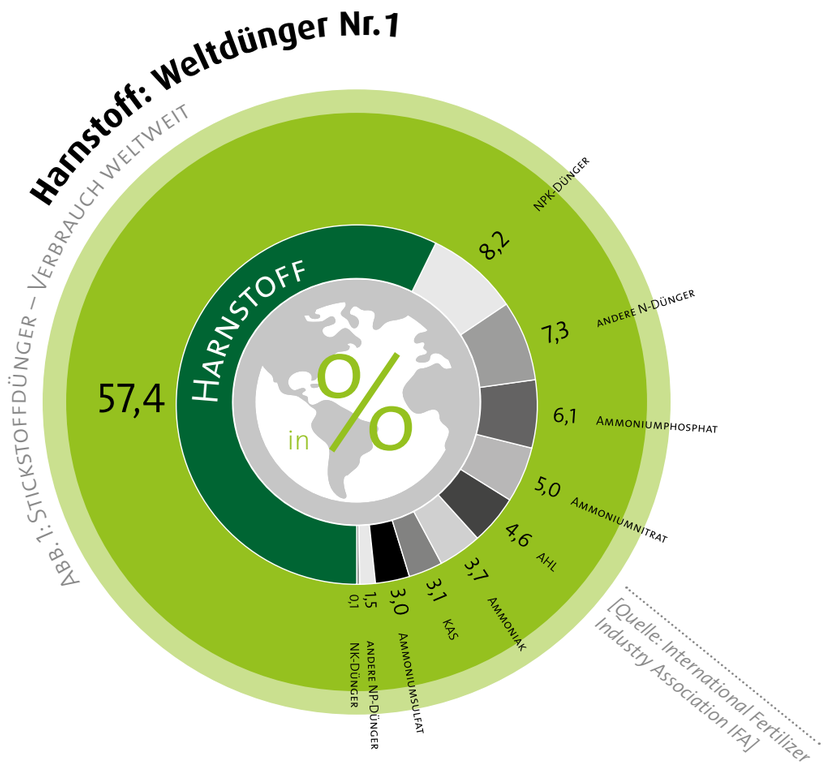
Zur Verringerung der Emissionen hat die Europäische Kommission im Jahr 2001, in Folge des Göteborg-Protokolls, die sogenannte NEC-Richtlinie (National Emission Ceilings RL 2001/81/EG) verabschiedet.
Mit dieser Richtlinie wurden nationale Obergrenzen (Höchstmengen) für Emissionen bestimmter Luftschadstoffe festgelegt, zu erreichen bis zum Jahr 2010. Die deutschen Ammoniak-Emissionen, an denen die Landwirtschaft mit etwa 95 % beteiligt ist, sollen demnach auf 550.000 t pro Jahr gesenkt werden (im Jahr 2003 lagen sie noch bei 601.000 t).

Bei den bisher genutzten Modellrechnungen zur Schätzung von Ammoniak-Verlusten nach einer Dünger-Applikation wird auf durchschnittliche Stickstoff-Verlustraten zurückgegriffen, die als Emissionsfaktoren bezeichnet werden.

Der Ammoniak-Emissionsfaktor für Harnstoffdüngung wurde aus Messungen abgeleitet, die in der Regel unter nicht praxisrelevanten Klima-, Boden- und Anbauverhältnissen erfolgten. Auch der inzwischen erreichte Standard des betrieblichen Managements wird in den Werten nicht berücksichtigt. Nicht zuletzt aus diesen Gründen, aber auch infolge der methodischen Besonderheiten von Ammoniak-Messungen, muss von einer Überschätzung der tatsächlichen Emissionen nach Harnstoff-Düngung ausgegangen werden.

In der Novellierung des Göteborg-Protokolls ist eine weitere Absenkung der Ammoniak-Emissionen geplant. Diskutiert wird ein Zielwert von 420.000 t pro Jahr für das Jahr 2020. Diese weitere Verringerung um 24 % soll nach derzeitigem Stand über fünf Prioritäten erreicht werden. Neben Maßnahmen im Bereich der Tierhaltung, der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern werden auch massive Einschränkungen bei der Anwendung harnstoffhaltiger Mineraldünger (u. a. Injektion, Anwendung von Ureaseinhibitoren, Einarbeitung, Bandablage) empfohlen.

Restriktionen bei der Harnstoffdüngung würden die Kosten beim Anwender erhöhen und die Wettbewerbsfähigkeit gegenüber anderen N-Düngern verzerren. Eine stark verringerte Angebotsstruktur für Landwirt und Handel und – daraus resultierend – weiter steigende Preise für N-Mineraldünger könnten die Folge sein. ■



Fünf Prioritäten

Verpflichtungsvorschläge in Umsetzung Göteborg-Protokoll

1. **Emissionsarme Anwendung von organischen Düngern und Mineraldüngern:**
   a) Anwendung von Gülle bzw. Festmist von Rind, Schwein und Geflügel
   b) emissionsarme Anwendung von harnstoffhaltigen Düngemitteln
2. **Tierfütterungsstrategien** von Rindern, Schweinen und Geflügel, um N-Ausscheidungen zu reduzieren
3. **Emissionsarme Techniken für alle neuen Gülle- und Festmistlager**
4. **Strategien zur Verbesserung der N-Nutzungs-Effizienz** und Reduzierung der N-Überschüsse, mit N-Bilanzierung in landwirtschaftlichen Demonstrationsbetrieben
5. **Emissionsarme Verfahren bei neuen und umfassend umgebauten Schweine- und Geflügelställen**

Quelle: nach: www.clrtap-tfrn.org/webfm_send/388, Task force on Reactive Nitrogen under the Working Group on Strategies and Review of the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Meeting 13.-15.9.2011, European Nitrogen Assessment Annex IX & the Guidance Document & the Economic Costs, Mark Sutton and Oene Oenema

Wer verursacht die **Ammoniak-Emissionen** in Deutschland?

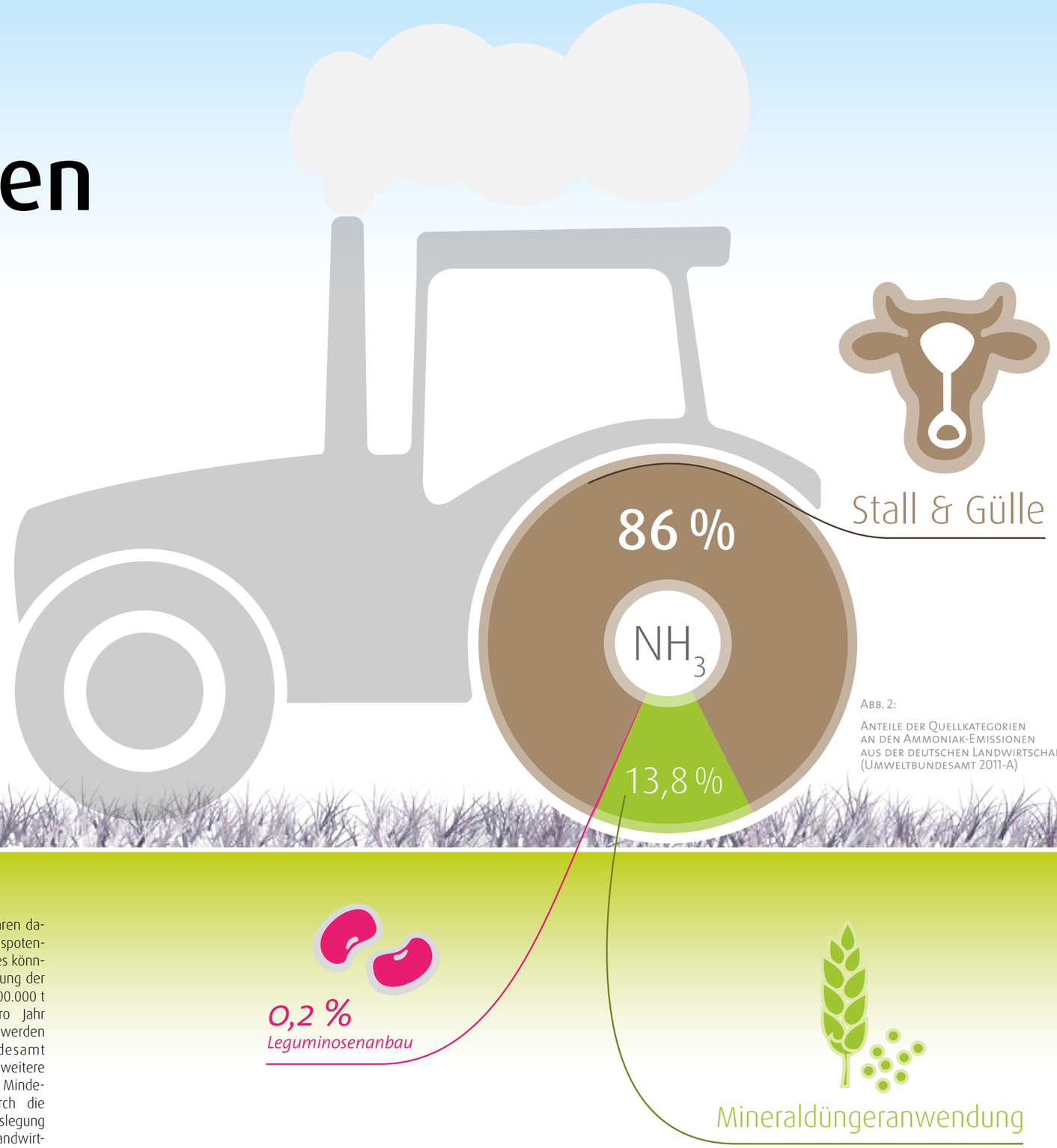


Abb. 2:
Anteile der Quellkategorien an den Ammoniak-Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft (Umweltbundesamt 2011-A)

Etwa 95 % der Ammoniak-Emissionen in Deutschland entstammen der Landwirtschaft (Umweltbundesamt 2011-A) Die übrigen 5 % stammen vorwiegend aus dem Straßenverkehr und der Industrie sowie aus natürlichen Quellen (z. B. Wälder, Wildtiere etc.). Der mit Abstand größte landwirtschaftliche Verursacher ist die Tierhaltung. Somit darf über die kontroverse Diskussion der Ammoniak-Verluste aus mineralischen Harnstoff-Düngern nicht vergessen werden, dass die großen Ammoniak-Minderungspotenziale der Landwirtschaft auf einem ganz anderen Gebiet liegen. Die Mineraldüngung zeichnet in Deutschland nach offiziellen Angaben nur für ca. 14 % der landwirtschaftlich bedingten Ammoniak-Emissionen verantwortlich (Umweltbundesamt 2011-A).

Ammoniak entsteht ganz überwiegend durch Tierhaltung und in geringem Maße durch die Mineraldüngemittelverwendung in der Landwirtschaft.

Aus der Tierhaltung und dem Gülle-Management rühren dagegen 86 %, und dort liegen auch die größten Minderungspotenziale. Laut einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes könnten die Emissionen allein durch eine stärkere Flächenbindung der Tierhaltung sowie durch Stallbau-Auflagen um mehr als 100.000 t Ammoniak pro Jahr gesenkt werden (Umweltbundesamt 2010). Eine weitere kurzfristige Minderung soll durch die konkrete Auslegung der Düngeverordnung erreicht werden. Danach ist die Landwirtschaft verpflichtet, organische Dünger innerhalb von vier Stunden nach der Ausbringung einzuarbeiten.

Veröffentlichte Werte zur

Ammoniak-Emission.

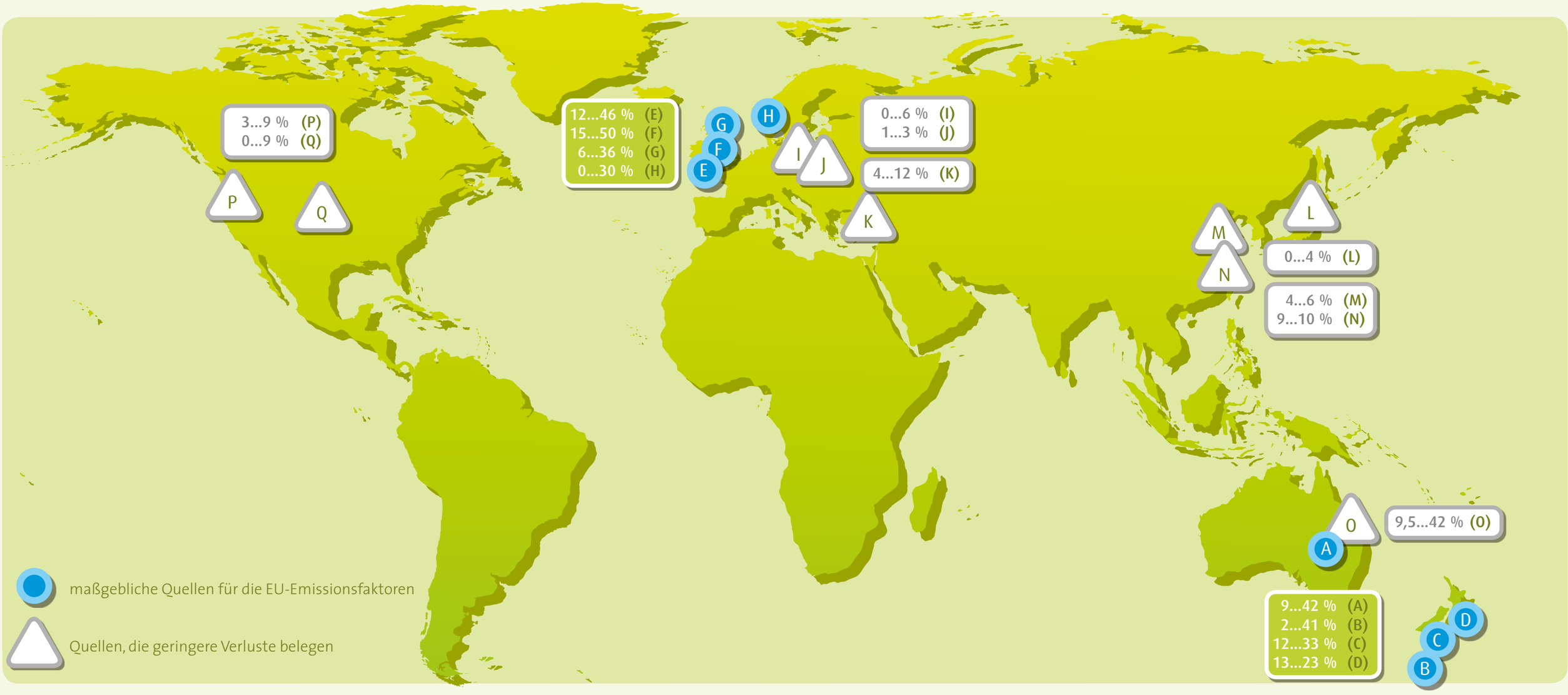


Abb. 3: Weltkarte mit hohen und geringeren Ammoniak-Emissionsfaktoren für Harnstoff

Aufgrund der chemischen Natur des Harnstoffs werden im Zusammenhang mit Ammoniak-Emissionen immer wieder drastische Auflagen zur Verwendung von harnstoffbasierten Düngern bis hin zur Substitution durch Nitrat-Dünger diskutiert.
Viele wissenschaftliche Publikationen berichten tatsächlich von hohen Ammoniak-Emissionen aus Harnstoff. Die Verluste sollen danach mehr als 10 %, in Ausnahmefällen sogar über 50 % des applizierten Stickstoffs ausmachen. In der Fachliteratur finden sich aber ebenso zahlreiche seriöse Belege für deutlich geringere Verlustraten. Als Beispiele seien hier die Untersuchungen von Harding (1963, (P)), Debreczeni & Berecz (1998,(J)), Wang et al. (2004, (M)) oder Khalil et al. (2009 (I)) genannt, in denen die Dünger-N-Verluste in der Regel deutlich unter 10 %, zum Teil sogar deutlich unter 5 % liegen. Für die modellgestützte Berechnung von Ammoniak-Emissionen, die auch zur Berichterstattung im Rahmen der EU herangezogen werden, wird derzeit in Deutschland eine durchschnittliche Ammoniak-Verlustrate für Harnstoff von 11,4 % des applizierten Dünger-N genutzt (EMEP 2009; Umweltbundesamt 2011-A).
Die Kreis-Markierungen zeigen die Standorte der Untersuchungen, die maßgeblich zur Festlegung der europäischen und deutschen Ammoniak-Emissionsfaktoren beigetragen haben. Die Dreieck-Markierungen weisen auf Standorte hin, auf denen deutlich geringere Ammoniak-Verlustraten aus Harnstoff festgestellt worden sind. Neben den Standort-Markierungen sind die entsprechenden Verlustraten abgebildet. Die Buchstaben verweisen auf die Literaturquellen [→Seite15].
Literaturrecherchen haben gezeigt, dass der offizielle Ammoniak-Emissionsfaktor für Harnstoff maßgeblich aus nur acht wissenschaftlichen Studien abgeleitet wurde. Die entsprechenden Untersuchungen dafür erfolgten in den 1980er und 1990er Jahren überwiegend auf Grünland. Für die Schätzung der Verluste auf Ackerland wurde der Grünlandwert (23 %) anhand der Ergebnisse einer neuseeländischen Arbeit (Black et al. 1989 (D)) halbiert.
Allein drei dieser acht herangezogenen Studien stammen aus Neuseeland, eine aus Australien. In der Regel wurden ausgesprochene Verlustbedingungen provoziert. So erfolgten die neuseeländischen Messungen auf kurz geschorenen Rasenflächen mit Kammer-Systemen, in denen ein ständiger Luftaustausch vorgenommen wurde. Diese Konditionen führen nach Harnstoff-Düngung zu einer stetigen und in keiner Weise praxistypischen Nachlieferung von Ammoniak aus dem Ammonium-Pool im Boden.

"Die Ursache der hohen Ammoniak-Emissionen in Deutschland liegt nicht in der Düngung mit hochwertigen Harnstoff Produkten."

Großvieheinheiten

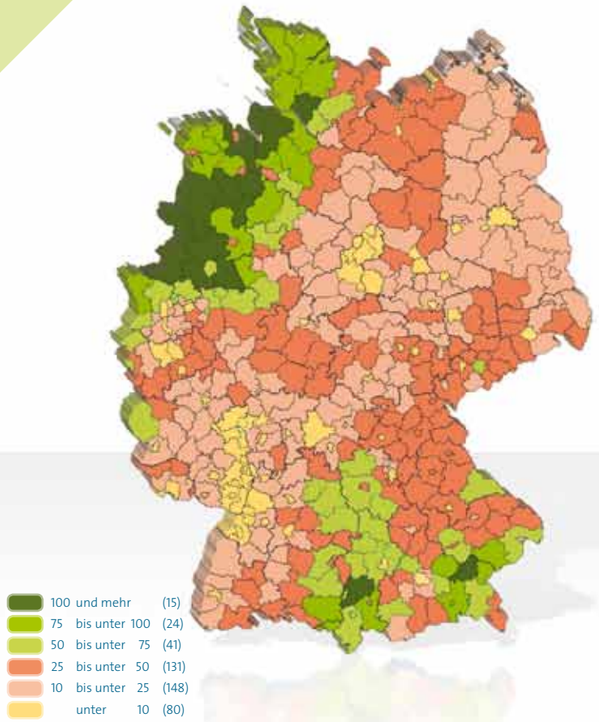


Abb. 4: Räumliche Verteilung der Grossvieheinheiten in Deutschland 2003 (GV km^{-2})

Quelle: Statistische Monatshefte Niedersachsens 7/2006

Ammoniak-Emissonsdichten

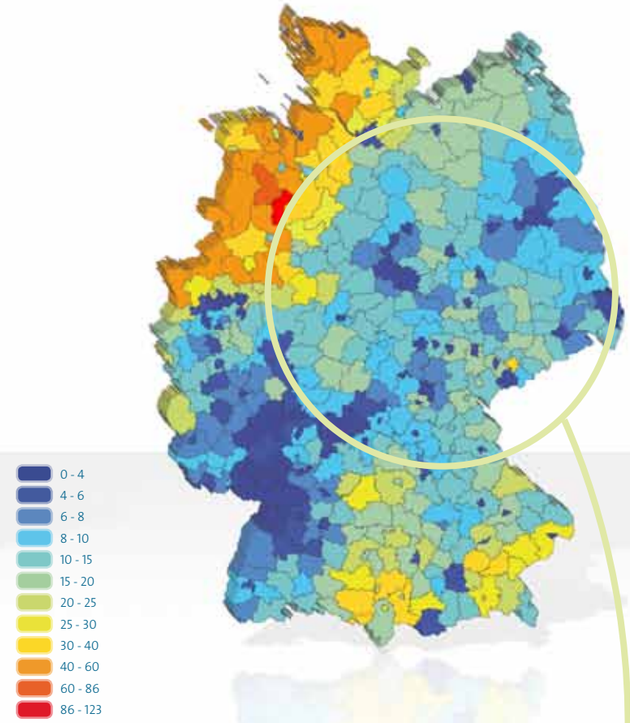


Abb. 5: Räumliche Verteilung der NH_3-Emissonsdichten 2003 [kg ha^{-1} a^{-1}]

Quelle: Dämmgen (2009)

Die Abbildungen veranschaulichen anhand der geografischen Verteilung der Tierbestände und der Ammoniak-Emissionen in Deutschland, wie stark die umweltrelevanten Stickstoff-Verluste von der Intensität der Tierhaltung abhängen.

Weite Gebiete Mittel- und Ostdeutschlands weisen mit ihrem geringen Viehbesatz, ihren großen Betriebsstrukturen und einem in der Regel bestens ausgebildeten Personal relativ geringe N-Salden auf (Behrendt et al. 2003). Entsprechend gering sind die Ammoniak-Emissionen.

Hier zeigt sich nicht nur der Beitrag der Tierhaltung zu den N-Verlusten; auch die Bedeutung der guten fachlichen Praxis für die Verlustminderung wird deutlich.

Es sind übrigens gerade die mittel- und ostdeutschen Ackerbau-Regionen, in denen oftmals hochwertige Harnstoffprodukte angewendet werden. Allein diese Fakten beweisen zweifelsfrei, dass die Ursache der noch immer zu hohen Ammoniak-Emissionen in Deutschland kaum in der Harnstoff-Düngung zu suchen ist.

Deutschland und Mitteleuropa befinden sich bezüglich der Ammoniak-Emissionen in einer „Gunstlage“

Tab.1: Ammoniak-Verluste aus Harnstoff am Standort Weihenstephan (TU München): siehe Lit. (I)

Aus Publikationen zu Ammoniak-Emissionen nach Harnstoff-Düngung:		
Quelle	Dünger-N-Verluste	... bezogen auf
Weber et al. 2000 & 2001	6 %	10 Tage ab Applikation
Weber et al. 2004	3 %	14 Tage ab Applikation
Khalil et al. 2006	1,7 %	45 Tage ab Applikation
Khalil et al. 2009	1,2 %	43 Tage ab Applikation
Khalil et al. 2009	0,37 %	21 Tage ab Applikation

In Europa und anderen Gebieten der Welt ist der Harnstoff-Einsatz in der Landwirtschaft in den letzten Jahrzehnten gestiegen (IFA 2010). In vielen Gebieten wurde gleichzeitig auch die N-Effizienz gesteigert (Dobermann & Cassman 2005; Rogasik et al. 2004). Damit wird deutlich, dass der Harnstoff-Einsatz einerseits und eine hohe Effizienz der N-Düngung andererseits keinen Widerspruch darstellen.

Dies gilt insbesondere und ohne Einschränkungen für solche Standorte, auf denen die maßgeblichen Umweltfaktoren (z. B. niedriger pH-Wert und hohes Sorptions- bzw. Puffervermögen des Bodens, hohe Niederschlagswahrscheinlichkeit im Zeitraum der Düngung) eine verlustarme Harnstoff-Applikation von Natur aus gewährleisten.

Dazu gehören einige der leistungsfähigsten Agrarregionen der Erde, darunter weite Gebiete in Europa, Nordamerika und Ostasien. In Deutschland lassen sich die meisten ertragreichen Ackerbau-Standorte ebenfalls dieser Kategorie zuordnen.

Auch für landwirtschaftliche Regionen in Deutschland ist ein geringes Niveau der Ammoniak-Verluste nach Harnstoff-Applikation eindeutig belegt. Ein Beispiel hierfür wird aus dem tertiären Hügelland im südlichen Bayern geliefert. Seit mehr als zehn Jahren werden dort regelmäßig entsprechende Untersuchungen durchgeführt und publiziert (Tab. 1).

N-Effizienz: Prozentualer Anteil der gedüngten N-Menge, die in der Pflanze wiederzufinden ist unter Berücksichtigung der N-Entzüge ohne Düngung

Die N-Effizienz* von Harnstoff ist genauso hoch wie die anderer Stickstoff-Düngemittel

Bestätigt werden die Hinweise auf geringe Ammoniak-Verluste nach Applikation von Harnstoff durch zahlreiche Versuche der landwirtschaftlichen Fachbehörden zur Ertragswirksamkeit verschiedener N-Dünger. In vielfältigen Feldversuchen konnte dabei zweifelsfrei nachgewiesen werden, dass die Effizienz von Harnstoff genauso hoch ist wie die anderer Stickstoff-Verbindungen.

Ein solches Ergebnis wäre kaum möglich, wenn sich 10 % oder gar 20 % des Harnstoffs verflüchtigen würden.

„An Untersuchungen zur Wirksamkeit verschiedener Stickstoffdüngerformen hat es in der Vergangenheit nicht gemangelt. Praxis und Beratung kamen aufgrund dieser Ergebnisse zu dem Schluss, dass die in der landwirtschaftlichen Praxis weit verbreiteten Stickstoffdünger Harnstoff, Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung und Kalkammonsalpeter bei sachgerechter Anwendung **in Ackerfrüchten in ihrer Ertragswirksamkeit und ihrer Wirkung auf die Qualitäten weitestgehend gleich zu beurteilen sind.“**

Quelle: KTBL-Schrift 483 – Dezember 2010: „Effizienz der mineralischen Stickstoffdüngung“, Baumgärtel, Landwirtschaftskammer Niedersachsen

„Eingesetzt wurden in diesem Versuch KAS, AHL, Harnstoff, ASS [Ammoniumsulfatsalpeter, Anm. d. Red.], N-Depot-Dünger, Gülle und Biogasgülle mit 133, 190 und 247 kg N/ha in verschiedenen Gaben sowie einer mineralischen Ergänzung der Güllegaben. Im Kern hat sich in diesem Versuch die schulmäßige Düngeplanung bestätigt, aber auch gezeigt, **dass sich die N-Formen in der Basisvariante in der Ertragsleistung kaum unterschieden haben** und nur höhere N-Gaben die Leistung steigern.“

Quelle: www.lwk-rlp.de, Landwirtschaftskammer Rheinland-Pfalz, Fachartikel des Grünlandausschusses vom 17.03.2009

„**Die Art der Stickstoffdüngung hatte keinen signifikanten Einfluss auf den Knollenertrag.** Das Klima (hier Jahre) war stets stärker für den Ertrag maßgebend als die Stickstoffquelle.“

Quelle: Albert, Trapp, Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie: „Effiziente Nährstoffverwertung, Prüfung von N-Düngerformen“, Versuchsberichte 2009

„In Feldversuchen über vier bzw. drei Jahre an drei Standorten in Sachsen-Anhalt wurde die Wirkung von Ammonnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL) und Harnstoff (HS) im Vergleich zu Kalkammonsalpeter (KAS) auf Kornertrag, Rohproteingehalt und Korn-N-Ertrag von Winterweizen (Sorte Tommi) geprüft. Im Mittel der Jahre und Standorte waren die **Wirkungsunterschiede der drei genannten Dünger sehr gering und praktisch irrelevant.“**

Quelle: Boese, Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt: „N-Düngung des Winterweizens – Düngerformen im Vergleich“

„Gasförmige N-Verluste dürften als Ursache für die festgestellten Ertragsminderungen [bei AHL, Anm. d. Red.] weitgehend ausgeschlossen werden, da diese in gleichem oder stärkerem Umfang bei Harnstoffdüngung hätten auftreten müssen. **Zwischen KAS und Harnstoff waren in unseren Versuchen jedoch keine nennenswerten Unterschiede festzustellen.“**

Quelle: Baumgärtel, Lehrke, Schäfer, Landwirtschaftskammer Hannover; Lickfett, Universität Göttingen: „Getreide: Gekörnte N-Dünger bevorzugen?“ in top agrar, Ausgabe 2/2002

Die These: "Harnstoffbasierte Düngemittel haben eine hohe N-Effizienz und trotzdem hohe Ammoniakverluste"

Wie geht das?

Der Widerspruch von zitierten, teilweise hohen Ammoniak-Emissionsmessungen und andererseits gleicher N-Effizienz mineralischer N-Dünger ergibt sich vor allem daraus, dass Ammoniak-Messungen von Natur aus sehr kompliziert sind.

Die meisten Studien liefen unter verlustfördernden Bedingungen, entweder um ungeachtet der methodischen Unschärfe zu verwertbaren Ergebnissen zu gelangen oder um die Wirkung ausgewählter Einflussfaktoren optimal herausstellen zu können. Bei einer gründlichen Literaturrecherche zeigt sich sehr schnell, dass die gewählten Versuchsbedingungen in sehr vielen Fällen alles andere als praxisrelevant waren.

Auch dem Umweltbundesamt ist die Diskrepanz zwischen den vermeintlich hohen Ammoniak-Verlusten einerseits und einer dennoch ebenfalls hohen N-Effizienz harnstoffbasierter Dünger andererseits bestens bekannt. Bereits im Jahr 2002 wurde mit folgendem Zitat auf diesen Widerspruch hingewiesen (Umweltbundesamt 2002):

„Berücksichtigt werden sollte, dass die hier genutzten Emissionsfaktoren Standardwerte sind, die das jeweilige Management nicht berücksichtigen.
Die Düngungseffizienz von Harnstoff erweist sich in Versuchen als ähnlich hoch wie bei Kalkammonsalpeter und besser als bei AHL
(vgl. Baumgärtel et al. 2002). Der Anteil der N-Verluste am Gesamtstickstoff scheint also bei Harnstoff nicht höher zu liegen als bei anderen Mineraldüngern. Der Unterschied zu anderen Düngerformen liegt vermutlich darin, dass bei Harnstoff ein größerer Teil gasförmig entweicht, während andere Formen möglicherweise mehr Verluste im Bodensystem aufweisen."

FAZIT:

Unter Berücksichtigung aller verfügbaren Quellen zur Ammoniak-Emission nach Mineraldüngung ergibt sich, dass die entsprechenden Verluste in Deutschland wohl deutlich unter 10 %, in den meisten Anbaugebieten wahrscheinlich sogar unter 5 % des applizierten Harnstoff-N liegen. Seit Jahren sind – bei einem etwa gleichbleibenden oder sogar steigenden Marktanteil der auf Harnstoff basierenden Dünger – in Deutschland und Europa sinkende N-Überschüsse im Ackerbau zu verzeichnen. Die Dünger-N-Effizienz konnte also vielerorts erhöht werden.

Was kann man tun?

Harnstoff-Düngung in Gebieten mit einem erhöhten Verlust-Risiko: Verwendung von Ureaseinhibitoren

Für Konstellationen, unter denen tatsächlich größere Stickstoff-Verluste durch Ammoniak-Verflüchtigung zu erwarten sind (z. B. Südeuropa, in den Tropen oder Subtropen), müssen sowohl die Anbieter als auch die Anwender von Harnstoff-Düngern dieser Situation Rechnung tragen. Eine deutliche Verlustminderung kann seitens der Landwirte in diesen Fällen z. B. durch die Kopplung der N-Gaben an zirkulationsarme, feuchte Wetterlagen oder durch die Einarbeitung des Düngers während oder kurz nach der Applikation erreicht werden.

Eine andere effiziente Möglichkeit der Ammoniak-Emissionsminderung besteht in der Bereitstellung modifizierter Dünger, in denen die Freisetzung von Ammoniak verlangsamt wird. Dies kann durch die Inhibierung des Enzyms Urease geschehen.

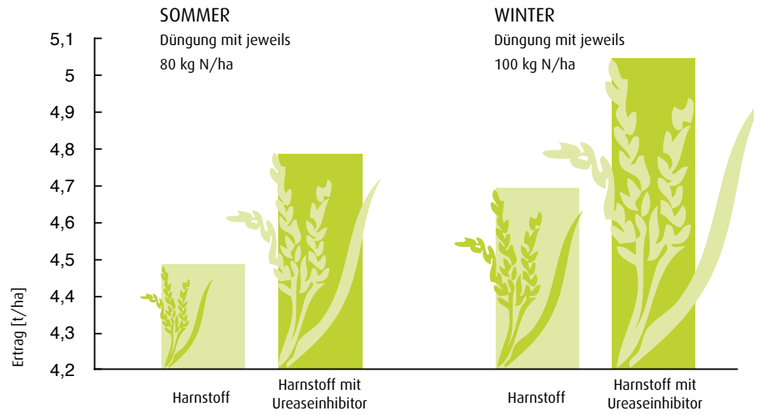


Abb. 6: Auswirkungen des Einsatzes von Ureaseinhibitoren auf den Reis-Ertrag in Vietnam (Trenkel 2010)

Einsatz von Ureaseinhibitoren im Tierstall

Eine weitere große Herausforderung besteht darin, die hohen Ammoniak-Emissionen im Tierstall zu reduzieren. Wie Abbildung 7 zeigt, kann ein Ureaseinhibitor eine sehr hohe Reduktion bewirken. In Modelluntersuchungen mit Rinderflüssigmist wurde eine Minderung der Ammoniak-Emissionen von 82 bis 87 % erreicht (Schlussbericht 2007).

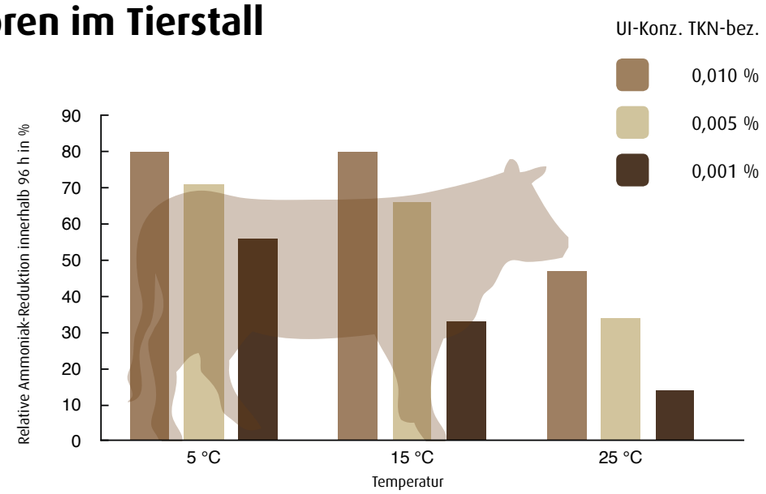
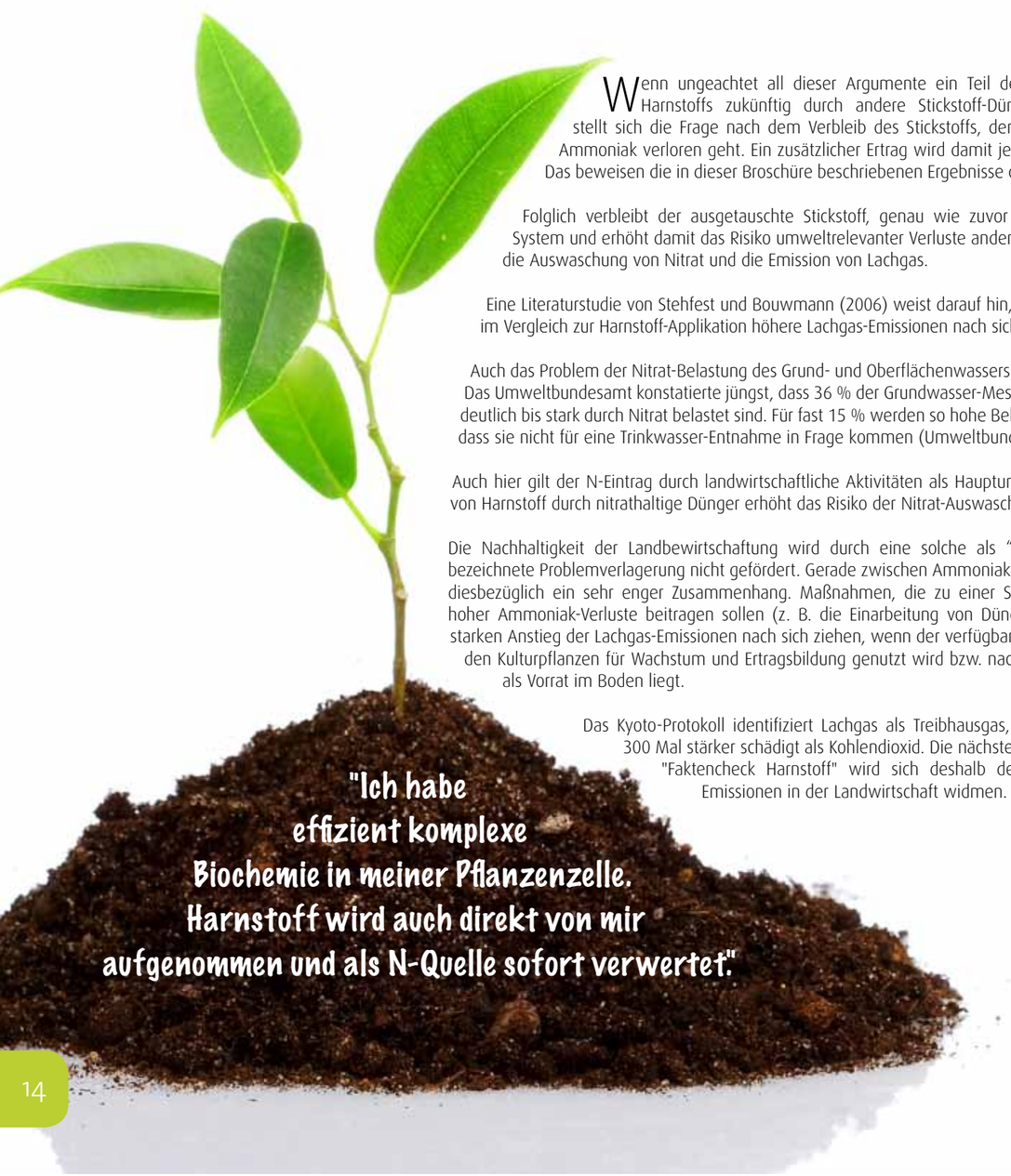


Abb. 7: Relative Reduktion der Ammoniak-Freisetzung in % innerhalb von 96 Stunden bei verschiedenen Temperaturen und Ureaseinhibitor (UI)-Konzentrationen (bez. auf Kjeldahl-Stickstoff, TKN) in einem Flüssigmist-Modellsystem (Reinhardt-Hanisch 2008)

Umweltprobleme vermindern statt verlagern.



Wenn ungeachtet all dieser Argumente ein Teil des heute gedüngten Harnstoffs zukünftig durch andere Stickstoff-Dünger ersetzt würde, stellt sich die Frage nach dem Verbleib des Stickstoffs, der nun nicht mehr als Ammoniak verloren geht. Ein zusätzlicher Ertrag wird damit jedenfalls nicht erzielt. Das beweisen die in dieser Broschüre beschriebenen Ergebnisse der Ressortforschung.

Folglich verbleibt der ausgetauschte Stickstoff, genau wie zuvor das Ammoniak, im System und erhöht damit das Risiko umweltrelevanter Verluste anderer Art. Dazu gehören die Auswaschung von Nitrat und die Emission von Lachgas.

Eine Literaturstudie von Stehfest und Bouwmann (2006) weist darauf hin, dass Nitrat-Düngung im Vergleich zur Harnstoff-Applikation höhere Lachgas-Emissionen nach sich zieht.

Auch das Problem der Nitrat-Belastung des Grund- und Oberflächenwassers ist keinesfalls gelöst. Das Umweltbundesamt konstatierte jüngst, dass 36 % der Grundwasser-Messstellen nach wie vor deutlich bis stark durch Nitrat belastet sind. Für fast 15 % werden so hohe Belastungen gemessen, dass sie nicht für eine Trinkwasser-Entnahme in Frage kommen (Umweltbundesamt 2011-B).

Auch hier gilt der N-Eintrag durch landwirtschaftliche Aktivitäten als Hauptursache. Ein Austausch von Harnstoff durch nitrathaltige Dünger erhöht das Risiko der Nitrat-Auswaschung.

Die Nachhaltigkeit der Landbewirtschaftung wird durch eine solche als "Pollution Swapping" bezeichnete Problemverlagerung nicht gefördert. Gerade zwischen Ammoniak und Lachgas besteht diesbezüglich ein sehr enger Zusammenhang. Maßnahmen, die zu einer Senkung vermeintlich hoher Ammoniak-Verluste beitragen sollen (z. B. die Einarbeitung von Düngern), können einen starken Anstieg der Lachgas-Emissionen nach sich ziehen, wenn der verfügbare Stickstoff nicht von den Kulturpflanzen für Wachstum und Ertragsbildung genutzt wird bzw. nach der Düngung noch als Vorrat im Boden liegt.

Das Kyoto-Protokoll identifiziert Lachgas als Treibhausgas, das das Klima über 300 Mal stärker schädigt als Kohlendioxid. Die nächste Broschüre der Reihe "Faktencheck Harnstoff" wird sich deshalb dem Thema Lachgas-Emissionen in der Landwirtschaft widmen.

"Ich habe effizient komplexe Biochemie in meiner Pflanzenzelle. Harnstoff wird auch direkt von mir aufgenommen und als N-Quelle sofort verwertet."

Literaturverzeichnis

Literaturangaben zur Weltkarte Seite 5 (Nachweise hoher & geringerer Ammoniak-Verlustraten)

(A) Catchpoole V.R., Oxenham D.J., Harper L.A., (1983): Transformation and recovery of urea applied to a grass pasture in south-eastern Queensland. Australian Journal of Experimental Agriculture and Animal Husbandry 23(120): 80-86.

(B) Black A.S., Sherlock R.R., Smith N.P. (1987): Effect of timing of simulated rainfall on ammonia volatilisation from urea, applied to soil of varying moisture content. J. Soil Sci. 38: 679-687.

(C) Black A.S., Sherlock R.R., Smith N.P., Cameron K.C., Goli K.M., (1985): Effects of form of nitrogen, season, and urea application rate on ammonia volatilisation from pastures. N.Z.J.Agric. Res. 28: 469-474.

(D) Black A.S., Sherlock R.R., Smith N.P., Cameron K.C., (1989): Ammonia volatilisation from urea broadcast in spring on to autumn-sown wheat. N.Z .J. Crop Hort. Sci. 17: 175-182.

(E) v.d. Weerden T.J., Jarvis S.C., (1997): Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils. Environmental Pollution 95 : 205-211.

(F) Ryden J.C., Lockyer D.R., (1985): Evaluation of a system of wind tunnels for field studies of ammonia loss from grassland through volatilization. J Sci Food Agric 36: 781-788.

(G) 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. Environ. Pollution 48: 173-184.

(H) Sommer S.G., Jensen C., (1994): Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizers surface applied to winter wheat and grassland. Fertilizer Research 37: 85-92.

(I) Khalil M.I., Schmidhalter U., Gutser R., (2006): N2O, NH3 and NOx emissions as a function of urea granule size and soil type under aerobic conditions. Water, Air and Soil Pollution 175, 127-148

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 Sci. Soc. Am. J. 73 (4), 1335-1344.

Khalil M.I.; Schmidhalter U.; Gutser R. (2009): Emissions of Nitrous Oxide, Ammonia and Carbon Dioxide from a Cambisol at Two Contrasting Soil Water Regimes and Urea Granular Sizes. Communications in Soil Science and Plant Analysis (40), 1191-1213.

Weber A., Gutser R., Henkelmann G., Schmidhalter U., (2000): Unvermeidbare NH3-Emissionen aus mineralischer Düngung (Harnstoff) und Pflanzenmulch unter Verwendung einer modifizierten Messtechnik. VDLUFA-Schriftenreihe 53/2000, S. 175-182

Weber A., Gutser R., Schmidhalter U., (2001): Field emissions of NH3 and NOx following urea application to wheat. 14th. Int. Plant Nutrition Colloquium, Hannover. In: W.J. Horst et al. (Hrsg.): Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands. Developments in Plant and Soil Sciences, Vol. 92, 884-885

Weber A., Gutser R., Schmidhalter U., (2004) Effect of New Urease Inhibitors on Gaseous N Emissions (NH3, NOx N2O) Following Surface Application to Arable Soil. In: Weiske, A.: Greenhouse Gas Emissions from Agriculture - Mitigation Options and Strategies. Proceedings of the Int. Conference, Febr. 10-12, 2004 Leipzig, Germany, 271-272

(J) 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.

(K) Gezgin S., Bayrakli F., (1995): Ammonia volatilization from ammonium sulphate, ammonium nitrate, and urea surface applied to winter wheat on a calcareous soil. Journal of Plant Nutrition 18: 2483-2494.

(L) Hayashi K, Nishimura S., Yagi K., (2006): Ammonia volatilization from the surface of a Japanese paddy field during rice cultivation. Soil Science & Plant Nutrition 52 (4): 545–555.

(M) Wang Z.H., Liu X.J., Ju X.T., Zhang F.S., Malhi S.S., (2004): Ammonia Volatilization Loss from Surface-Broadcast Urea: Comparison of Vented- and Closed-Chamber Methods and Loss in Winter Wheat-Summer Maize Rotation in North China Plain. Communications in Soil Science and Plant Analysis 35: 2917-2939.

(N) Cai G.X., Zhu Z.L., Trevitt A.C.F., Freney J.R., Simpson J.R., (1986): Nitrogen loss from ammonium bicarbonate and urea fertilizers applied to flooded rice. Nutrient Cycling in Agroecosystems 10(3): 203-215

(O) Turner D.A., Edis R.B., Chen D., Freney J.R., Denmead O.T., Christie R., (2010): Determination and mitigation of ammonia loss from urea applied to winter wheat with N-(n-butyl) thiophosphorictriamide. Agriculture, Ecosystems & Environment 137: 261-266.

(P) Harding R.B., Embleton T.W., Jones W.W., Ryan T.M. (1963): Leaching and gaseous losses of nitrogen from some nontilled California soils. Agron. J. 55: 515-518.

(Q) Hargrove W.L., Kissel D.E .(1979): Ammonia volatilization from surface application of urea in the field and laboratory. Soil Sc. Soc. Am. J. 43: 359-363.

weitere Literaturangaben

Behrendt H., Bach M., KUNKEL R., Opitz D., Pagenkopf W.-G., (2003), SCHOLZ G., WENDLAND F.: Quantifizierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands auf der Grundlage eines harmonisierten Vorgehens. UBA-Texte 82/03. UBA, Berlin

Dämmgen U., (HRSG.) (2009): Calculations of emission from German agriculture - National Emission Inventory Report (NIR) 2009 for 2007: Tables. Landbauforschung vTI Agriculture and Forestry Research, Sonderheft 324A.

Dobermann A., Cassman K.G. (2005): Cereal area and nitrogen use efficiency are drivers of future nitrogen fertilizer consumption. Science in China, Series C: Life Sciences; Volume 48, Supplement 2: 745-758.

EMEP/EEA (2009): Air pollutant emission inventory guidebook. Part B: Part B: sectoral guidance chapters; Chapter 4.D: Agriculture – Crop production and agricultural soils; 39 pp.

IFA (2010): http://www.fertilizer.org/ifa/Home-Page/STATISTICS/Fertilizer-supply-statistic, International Fertilizer Industry Association (retrieved: 01. Sept. 2010): Statistics.

Rogasik J, Funder U, Schnug E., (2004): Kommen wir im Jahr 2025 zu geschlossenen Nährstoffkreisläufen? FAL, Braunschweig (heute vTI); Landbauforschung Völkenrode Sonderheft 274: 37-55

Reinhardt-Hanisch A., 2008: Grundlagenuntersuchungen zur Wirkung von neuartigen Ureaseinhibitoren in der Nutztierhaltung. Forschungsbericht Agrartechnik des Arbeitskreises Forschung und Lehre der Max-Eyth-Gesellschaft Agrartechnik im VDI (VDI.MEG) 471, ISSN 0931-6264

Schlussbericht 2007: Verbundprojekt Ureaseinhibitoren zur Senkung der Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft http://edoko1.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb08/559686560.pdf

Stehfest, E., Bouwman, L (2006): N2O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. Nutrient Cycling in Agroecosystems 74: 207-228

Trenkel M.E., (2010): Slow- and controlled-release and stabilized fertilizers: An option for enhancing nutrient use efficiency in agriculture. International Fertilizer Industry Association (IFA), Paris, France, ISBN 978-2-9523139-7-1

Umweltbundesamt (2002): Luftreinhaltung 2010; Nationales Programm zur Einhaltung von Emissionshöchstmengen für bestimmte Luftschadstoffe nach der Richtlinie 2001/81/EG (NEC-RL). UBA Texte; Berlin, 02. Dezember 2002.

Umweltbundesamt (2010): Strategien zur Verminderung der Feinstaubbelastung / Particle Reduction Strategies (PAREST); Forschungs-und Entwicklungsvorhaben FKZ 206 43 200/01. Tagungsband zum Fachgespräch, 10. Juni 2010; Umweltbundesamt Berlin-Corrensplatz; 138 pp.

Umweltbundesamt (2011-A): German Informative Inventory Report (IIR). 4.D Agricultural Soils. http://iir-de.wikidot.com/agricultural-soils

Umweltbundesamt (2011-B): Daten zur Umwelt 2011 – Umwelt und Landwirtschaft, 51 pp.; www.umweltbundesamt-daten-zur-umwelt.de

Die Ammoniak-Emissionen nach einer Düngung mit Harnstoff werden in den Modellrechnungen des deutschen Ammoniak-Inventars viel zu hoch eingeschätzt.

- Verlustraten als Ammoniak nach einer Düngung mit Harnstoff liegen in Deutschland deutlich unter 10 %, wahrscheinlich sogar unter 5 % des applizierten Harnstoff-N.
- Deutschland und Mitteleuropa befinden sich in einer Gunstlage für die Anwendung von Harnstoffdüngern. Die N-Formenversuche der amtlichen Beratung zeigen die gleiche N-Effizienz für Harnstoff und Kalkammonsalpeter.
- Ammoniakmessungen in Feldversuchen in Deutschland zeigen gegenüber den im Ammoniak-Inventar verwendeten Faktoren deutlich geringere Werte. Der gegenwärtig verwendete Emissionsfaktor berücksichtigt nur einen Teil der verfügbaren Datenbasis. Er wurde aus nur acht Versuchen ohne Praxisbezug außerhalb Deutschlands abgeleitet.
- Ammoniak entsteht hauptsächlich über die Tierhaltung. Karten auf Landkreisebene zeigen, dass Großvieheinheiten und Ammoniakemissionsdichten deckungsgleich sind.

Kontakt
SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH
Möllensdorfer Strasse 13
06886 Lutherstadt Wittenberg
www.skwp.de
www.industriekulturstadt-wittenberg.de

Design & Layout
triplex GmbH München
www.triplex.de

FAKTENCHECK**HARNSTOFF** 02

Harnstoff – Die Wahrheit über Ammoniak-Emissionen