



TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN

Lehrstuhl für Pflanzenernährung

**Ammoniak- und Lachgasemissionen nach Anwendung von
Kalkammonsalpeter und Harnstoff in Kombination mit
Urease- und Nitrifikationsinhibitoren bei Weizen**

Manuela P. Gaßner

Vollständiger Abdruck der von der Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Universität München zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Agrarwissenschaften (Dr. agr.)

genehmigten Dissertation.

Vorsitzender: Univ.-Prof. Dr. J. Schnyder

Prüfer der Dissertation: 1. Univ.-Prof. Dr. U. Schmidhalter (nur schriftliche Beurteilung)

Univ.-Prof. Dr. J. C. Munch (nur mündliche Beurteilung)

2. Prof. Dr. M. Drösler, Hochschule Weihenstephan-Triesdorf

Die Dissertation wurde am 02.06.2014 bei der Technischen Universität München eingereicht und durch die Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt am 19.09.2014 angenommen.

Für meine Kinder
und
meinen Großvater

Danksagung

Zuerst möchte ich mich bei Herrn Prof. Dr. Urs Schmidhalter für das wissenschaftlich und umweltpolitisch spannende Thema und der Möglichkeit zur Promotion bedanken. Besonders bedanke ich mich für die konstruktiven Anregungen und die Unterstützungs- und Diskussionsbereitschaft.

Desweiteren möchte ich Herrn Prof. Dr. Jean Ch. Munch als stellvertretenden ersten Prüfer und die Organisationsarbeit, Herrn Prof. Dr. Matthias Drösler als zweiten Prüfer und Herrn Prof. Dr. Hans Schnyder für den Prüfungsvorsitz danken.

Frau Dr. Sabine von Tucher danke ich für die informativen Gespräche über den Stickstoffkreislauf und für Ihre begleitende Funktion.

Ich bedanke mich bei allen Dürnaster Kollegen Jürgen Plass, Rudi Heigl, Josef Glas (†), Robert Gottschalk, Luise Süss und Barbara Hoffmann, dass sie mir bei Kälte, Hitze, Wind, Regen und Schnee auf meinen Versuchsfeldern beigestanden sind. Nicht vergessen möchte ich Herrn Reinhold Manhart der mir den Einstieg ins praktische Versuchswesen durch seine jahrzehntelange Erfahrung vereinfacht hat. Auch seinem Nachfolger Herrn Wolfgang Heer möchte ich für die hilfreiche Begleitung in meinem letzten Versuchsjahr danken.

Ich möchte desweiteren allen Mitarbeiterinnen aus dem Labor, besonders Christine Haas für ihren unermüdlichen Einsatz bei den N₂O-Messungen und beim Destillieren und Margit Fuchs für die geduldige und akkurate Analyse meiner zahlreichen ¹⁵N-Proben danken.

Herrn Prof. Dr. Hauke Heuwinkel und Claudia Buchhart danke ich für die ausführlichen ¹⁵N-Diskussionen und den wertvollen ¹⁵N-Erfahrungsaustausch.

Für die Erledigung zahlreicher organisatorischer Arbeiten und die Anteilnahme am Fortschritt meiner Arbeit danke ich herzlichst dem Sekretariat Frau Erna Look und Frau Erika Schmid.

Meinen Doktorandenkollegen Sebastian Kipp, Harald Hackl und Klaus Erdle danke ich für Ihre informativen und kollegialen Ratschläge und die stets amüsanten Pausenaktionen.

Herrn Dr. Kurt Heil danke ich für die Einführung in die Statistik und die Beantwortung meiner Bodenkundefragen.

Allen KollegenInnen danke ich für die schöne, lehrreiche und unterhaltsame Zeit am Lehrstuhl. Die freundliche Arbeitsatmosphäre und allgemeine Hilfsbereitschaft hat mir immer weiter geholfen.

Außerdem danke ich meinen Eltern Peter und Marion Gaßner und meinem Bruder Reinhold.

Ich widme diese Arbeit meinen wundervollen Kindern, Emilia und Philipp, die mir viel an Organisationsarbeit abgerungen haben, aber mir immer wieder Kraft und Sinn gegeben und für Ablenkung gesorgt haben, ausserdem noch meiner kleinen Mathilda. *„Die Fragen eines Kindes sind schwerer zu beantworten als die Fragen eines Wissenschaftlers.“* (Alice Miller)

Zum Zweiten widme ich diese Arbeit meinem leider verstorbenen Großvater Karl Reim der mich immer unterstützt hat und stets ein offenes Ohr für alle meine Belange hatte. *„Die Erinnerung ist ein Fenster durch das ich Dich sehen kann, wann immer ich will.“* (unbekannt)

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungen und Einheiten	VII
Zusammenfassung	1
Abstract.....	3
1 Einleitung und Literaturübersicht.....	5
1.1 Ammoniak	5
1.1.1 Entstehung und Einflussfaktoren von Ammoniakemissionen	7
1.1.2 Ammoniakemissionen aus mineralischen Stickstoffdüngern	9
1.1.3 Übersicht und Problematik der Ammoniak-Messungen	10
1.2 Lachgas.....	14
1.2.1 Entstehung und Einflussfaktoren von Lachgasemissionen	14
1.2.2 Lachgasverluste aus mineralischen Stickstoffdüngern	18
2 Problemstellung und Zielsetzung.....	20
3 Material und Methoden	23
3.1 Standort und Versuchsdurchführung.....	23
3.1.1 Eingesetzte N-Dünger	23
3.1.2 Feldversuche zur Ermittlung von Ammoniak- und Lachgasemissionen und Bewertung der Effizienz zur N-Aufnahme	24
3.2.3 Zylinder Versuch zur Ermittlung von Ammoniakemissionen.....	27
3.2.4 Gefäßversuch zur Ermittlung von Ammoniakemissionen.....	29
3.3 Methodik der Pflanzen- und Bodenuntersuchungen	30
3.2.1 Destruktive Analysen von Pflanzen- und Bodenproben	30
3.2.2 Sensorbasierte Messungen zur Erfassung der Stickstoffversorgung von Pflanzen.....	30
3.2.3 N _{min} -Analysen von Bodenproben.....	31
3.3 Messmethodik zur Erfassung von Ammoniak- und Lachgasemissionen	32
3.3.1 Messung und Berechnung der Ammoniakemissionen bei mineralischer Stickstoffdüngung.....	33
3.3.1.1 Erfassung der Ammoniakemissionen mittels ¹⁵ N-Isotopie	33
3.3.1.2 Erfassung der Ammoniakemissionen mit der Dräger-Tube-Methode in Kombination mit Passiv-Flux-Sammlern	35
3.3.2 Messung und Berechnung von Lachgasemissionen bei mineralischer Stickstoffdüngung.....	38
3.3.3 `Pollution swapping` bei Ammoniak- und Lachgasemissionen	41
3.4 Erfassung und Berechnung der Ertrags- und Qualitätsdaten	42
3.5 Statistische Datenauswertung.....	43

4	Ergebnisse	44
4.1	Witterungsdaten	44
4.2	Ammoniakemissionen verschiedener mineralischer Stickstoffdünger	46
4.2.1	Ammoniakemissionen bei Einsatz verschiedener N-Formen in Feldversuchen	46
4.2.1.1	Ammoniakemissionen nach der ersten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren	46
4.2.1.2	Ammoniakemissionen nach der zweiten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Ureaseinhibitoren	51
4.2.1.3	Ammoniakemissionen nach der zweiten N-Düngung von Harnstoff mit Nitrifikationsinhibitoren	56
4.2.1.4	Ammoniakemissionen nach der dritten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Ureaseinhibitoren	60
4.2.1.5	Kumulative Ammoniakemissionen bei verschiedenen N-Formen	65
4.2.1.6	Reduktionsmöglichkeiten von Ammoniakemissionen bei Harnstoff durch Einsatz des Ureaseinhibitors 2-NPT	67
4.2.2	Ammoniakemissionen bei Einsatz von Harnstoff auf verschiedenen Böden	68
4.2.3	Ammoniakemissionen aus Harnstoff bei differenzierter Applikation im Gefäßversuch	74
4.2.4	Methodenvergleich zur Erfassung von Ammoniakemissionen aus mineralischen Stickstoffdüngern	76
4.2.5	Einflussfaktoren auf Ammoniakemissionen verschiedener N-Formen	77
4.3	Lachgasemissionen verschiedener mineralischer Stickstoffdünger	78
4.3.1	Lachgasemissionen bei Einsatz verschiedener N-Formen im Feldversuch	78
4.3.2	Vergleich langjähriger Lachgasmessungen von Harnstoff und Kalkammonsalpeter ...	82
4.3.3	Reduktionsmöglichkeiten von Lachgasemissionen bei Harnstoff durch Einsatz des Nitrifikationsinhibitors DZD/TZ	88
4.3.4	Einflussfaktoren auf Lachgasemissionen verschiedener N-Formen	89
4.4	„Pollution swapping“ von Ammoniak- und Lachgasemission	90
4.4.1	„Pollution swapping“ von Kalkammonsalpeter und Harnstoff mit und ohne Nitrifikationsinhibitor im mehrjährigen Mittel	90
4.4.2	„Pollution swapping“ von Harnstoff mit und ohne Urease- bzw. Nitrifikationsinhibitoren im Versuchsjahr 2012	91
4.5	N_{\min} -Dynamik nach Düngung mit Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Urease- und Nitrifikationsinhibitor	93
4.6	Ertragsstruktur und Qualitätsparameter von Weizen	96
4.6.1	Weizenerträge	96
4.6.2	N-Entzug	97
4.6.3	Qualitätsparameter	99

4.7	Versuch zur Düngestrategie bei Kalkammonsalpeter und Harnstoffvarianten.....	101
4.7.1	Biomasseschnitte, N-Entzug und spektrale Analysen während der Vegetationsperiode	101
4.7.1.1	Erster Grünschnitt am 11. Mai 2012.....	101
4.7.1.2	Zweiter Grünschnitt am 6. Juni 2012.....	103
4.7.1.3	Dritter Grünschnitt am 4. Juli 2012.....	105
4.7.2	Ertrag und N-Entzug.....	106
4.7.3	Qualitätsparameter.....	108
5	Diskussion	109
5.1.1	Mehrfähriger Vergleich verschiedener N-Formen bezüglich des Ammoniakemissionspotenzials	109
5.1.2	Bewertung der Ammoniakreduktion bei Harnstoff nach Einsatz eines Ureaseinhibitors	110
5.1.2	Bewertung des Ammoniakemissionspotenzials von Harnstoff bei unterschiedlichen Böden	112
5.1.2	Bewertung des Ammoniakemissionspotenzials von Harnstoff bei unterschiedlichen Einarbeitungs- und Bewässerungsvarianten.....	114
5.1.3	Vergleich verschiedener Methoden zur Erfassung von Ammoniakemissionen bei mineralischen Stickstoffdüngern	116
5.2	Lachgasemissionen.....	120
5.2.1	Mehrfähriger Vergleich von Kalkammonsalpeter und Harnstoff bezüglich des Lachgasemissionspotenzials.....	120
5.2.2	Bewertung der Lachgasreduktion bei Harnstoff nach Einsatz eines Nitrifikationsinhibitors	123
5.3	Bewertung der N _{min} -Dynamik von Dünger mit und ohne Nitrifikationsinhibitoren nach der Düngung.....	124
5.3	Einfluss verschiedener N-Formen und Düngestrategien auf die Ertrags- und Qualitätsstruktur von Winterweizen.....	125
	Literaturverzeichnis	127
	Abbildungsverzeichnis	143
	Tabellenverzeichnis	148
	Formelverzeichnis.....	152
	Anhang.....	153

Abkürzungen und Einheiten

^{15}N	stabiles N-Isotop (Massenzahl 15)
2-NPT	N-(2-Nitrophenyl) Phosphorsäure-Triamid
at%	Atom-Prozent
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
C _{org}	organischer Kohlenstoff (organic carbon)
d	Tag
DCD	Dicyandiamid
DTM	Dräger-Tube-Methode
EF	Emissionsfaktor
FG	Freiheitsgrad
g	Gramm
GD _{5%}	Grenzdifferenz mit 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit
H ⁺	Wasserstoff
ha	Hektar
hPa	Hektopascal
HPLC	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (<u>h</u> igh <u>p</u> erformance <u>l</u> iquid <u>c</u> hromatography)
HS	Harnstoff
K	Kalium
KAK	Kationenaustauschkapazität
KAS	Kalkammonsalpeter
kg	Kilogramm
Kont.	Kontrolle (Variante)
kt	Kilotonne (1000 t)
Lu 1	lehmiger Schluff 1 (Bodenvariante)
Lu 2	lehmiger Schluff 2 (Bodenvariante)
Lu 3	lehmiger Schluff 3 (Bodenvariante)
M	molar
n	Anzahl der Proben
N	Stickstoff
n.s.	nicht signifikant
N ₂	elementarer Stickstoff
N ₂ O	Distickstoffoxid (Lachgas)
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium

NI	Nitrifikationshemmer
N _{min}	mineralischer Stickstoff
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₃ ⁻	Nitrat
NO _x	gasförmige Oxide des Stickstoffs
N _t	Gesamtstickstoff (Nitrogen total)
OH ⁻	Hydroxidion
P	Phosphor
pH	negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionenkonzentration
ppm	parts per million (Konzentration)
PS	Passiv-Flux-Sammler
r	Korrelationskoeffizient
R ²	Bestimmtheitsmaß
REIP	<u>red edge inflexion point</u> Indice
Sig.	Signifikanz
Su	sandiger Schluff (Bodenvariante)
TKG	Tausendkorngewicht
TZ	Triazol
UI	Ureaseinhibitor
uL	schluffiger Lehm
Wdh	Wiederholung
WFPS	water-filled pore space (wassergefüllter Porenraum)
α	Irrtumswahrscheinlichkeit

Zusammenfassung

Die Stickstoffdüngung ist eine wichtige Grundlage zur Erhöhung der Ertragsleistung von Pflanzen. Die ausgebrachte Stickstoffmenge kann häufig nicht vollständig von den Pflanzen aufgenommen werden. Je nach Stickstoffform, Bodeneigenschaften und Witterungsbedingungen kann es zu N-Auswaschung oder gasförmigen N-Verlusten kommen (UBA, 2011). Als gasförmige N-Verluste treten Emissionen von Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O), Stickoxiden (NO_x) und elementarem Stickstoff (N_2) auf (FAO, 2001). Quantitativ die größte und wirtschaftlichste Bedeutung hat Ammoniak. Harnstoff weist mit einem Emissionsfaktor von 11,4 die höchsten NH_3 -Verluste bei Mineraldüngern auf, ist aber gleichzeitig der weltweit wichtigste Stickstofflieferant der Landwirtschaft (IFA, 2012, UBA, 2013, EMEP/EEA, 2009). Lachgas hingegen ist mit 310 CO_2 -Äquivalenten am umweltschädlichsten (IPCC, 2007). Auf Grund des hohen landwirtschaftlichen, ökonomischen und umweltpolitischen Interesses beschäftigt sich die folgende Arbeit mit der Erfassung und Reduktion von Ammoniak- und Lachgasemissionen aus mineralischer N-Düngung.

Am Standort des Lehrstuhls für Pflanzenernährung der Technischen Universität München-Weihenstephan wurden in den Versuchsjahren 2011 bis 2013 Feld- und Gefäßversuche mit Weizen zur Ermittlung des Ammoniak- und Lachgasemissionspotenzials von Kalkammonsalpeter (KAS) und Harnstoff mit und ohne Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren (NI und UI) durchgeführt. Für die Ammoniak-Messung wurde eine neu entwickelte Methodik, basierend auf ^{15}N -Isotopie eingesetzt und mit der Dräger-Tube-Messung (DTM) kombiniert mit Passiv-Flux-Sammlern (PS) verglichen. Die Betrachtung der ^{15}N -Bilanzierung während eines kurzfristigen Zeitraums nach der N-Düngung stellt eine qualitativ hochwertige Aussage der quantitativen N-Verluste dar, welche fast ausschließlich dem NH_3 -Verlustpfad zuzuweisen sind. Lachgas wurde mit der geschlossenen Kammermethode gemessen. Zusätzlich wurden Ertrags-, Qualitätsparameter und N-Entzugsdaten erfasst.

In Feldversuchen in Dürnast (800mm, 7,7 °C, pH-Wert: 6,5, schluffiger Lehm) konnten durchschnittliche **Ammoniakemissionen** während der Vegetationsperiode von 3,0 % (DTM) bei KAS, 5,1 % (DTM) bzw. 6,9 % (^{15}N) bei Harnstoff, 3,7 % (^{15}N) bei UI, 6,7 % (DTM/PS) bzw. 3,5 % (^{15}N) bei NI und 2,1 % (^{15}N) bei NI+UI gemessen werden. Diese Verluste liegen bei Harnstoff deutlich unter dem Emissionsfaktor von 11,5 und bei KAS über dem Emissionsfaktor von 0,8 (EMEP/EEA, 2009). Das Reduktionspotenzial des Ureaseinhibitors 2-NPT lag bei 56 % und bei der kombinierten Anwendung von NI+UI bei 65 %. Zwischen den Düngervarianten, der Düngermenge, der Temperatur, der Niederschlagssumme und der Messdauer konnten außer bei der UI-Variante keine Zusammenhänge mit den NH_3 -Verlusten festgestellt werden.

Drei verschiedene Böden wurden auf das jeweilige "Ammoniakemissionspotenzial" unter gleichen Witterungsbedingungen untersucht. Eine 5 cm dicke Bodenschicht wurde in einer bestehenden Bodenzylinderanlage mit einer jeweiligen Parzellenfläche von 0,5 m² aufgebracht und mit Sommerweizen bepflanzt. Auf Grund der später erfolgten Bodenbeprobung in 5 bis 95 cm Tiefe nach Versuchsende im Herbst konnte keine vollständige Bilanzierung der Nitratauswaschung bzw. der N₂ und N₂O-Verluste durchgeführt werden. Der N-Verlust konnte somit nicht ausschließlich den NH₃-Emissionen zugewiesen werden. Der sandige Schluff (Su, pH-Wert 6,9, C/N 9) zeigte die niedrigste ¹⁵N-Wiederfindungsrate, es folgte der lehmige Schluff 2 (pH-Wert 7,5, C/N 10) und die höchste ¹⁵N-Wiederfindungsrate wies der lehmige Schluff 1 (pH-Wert 6,4, C/N 11) auf.

In einem Gefäßversuch fanden sich die geringsten NH₃-Verluste bei einer ausreichenden Wasserversorgung, so dass Harnstoff in Lösung gehen und in tiefere Bodentiefen diffundieren konnte. Eine Einarbeitung des Düngers in 5 cm Tiefe bei einer moderaten Wasserversorgung reduzierte die Ammoniakemissionen ebenfalls und erhöhte die N-Aufnahme der Pflanzen.

Die Bewertung der **NH₃-Messmethoden** ergab eine geringe Sensitivität der DT-/PS-Methode bei niedrigen Emissionen. Wurden bei der DT- oder PS-Messung Nullwerte gemessen, konnten trotz NH₃-Emissionen keine Verlustwerte berechnet werden. Durch die ¹⁵N-Bilanzierung waren eine 100 %-ige Wiederfindungsrate und eine Aussage über die zeitliche Translokation von Dünger-N im Boden-Pflanze-System möglich. Bei der ¹⁵N-Probennahme ist eine umfassende Bodenbeprobung im gesamten Wurzelraum erforderlich, um den gesamten ¹⁵N-Stickstoff wiederzufinden.

Lachgasemissionen im Freiland variierten während der Vegetationsperiode 2012 von 529 g N ha⁻¹ (Kontrolle) bis 1440 g N ha⁻¹ bei Harnstoff. Über mehrere Versuchsjahre konnte am Standort Dürnast ein durchschnittlicher Emissionsfaktor bei KAS von 0,34 % und bei Harnstoff von 0,52 % des Dünger-N ermittelt werden. Beide Dünger wiesen einen niedrigeren Emissionsfaktor als 1 % auf (BOUWMAN (1990); BEESE, 1994; IPCC, 1995). Der Nitrifikationsinhibitor (DZD/TZ) reduzierte Lachgasemissionen um durchschnittlich 38 % und die Kombination NI+UI um 45 %. Langjährige Beobachtungen zeigten teilweise einen negativen N₂O-Flux auf ungedüngten Kontrollparzellen. Im Zeitraum zwei bzw. drei Wochen nach der Düngung konnten keine Beziehungen zwischen den Lachgasverlusten der Düngervarianten und der Düngermenge, der Temperatur und der Niederschlagssumme gefunden werden.

Erträge und N-Entzüge der verschiedenen Düngervarianten konnten innerhalb der Versuchsjahre nicht signifikant unterschieden werden. Unterschiedliche **Düngestrategien** und N-Formen zeigten keine signifikanten Unterschieden im Kornertrag zwischen den Varianten KAS und Harnstoff mit und ohne NI und UI. Auch eine Reduktion der N-Gaben von drei auf zwei bei den Varianten KAS und Harnstoff wies keinen Einfluss auf.

Abstract

Nitrogen fertilization represents an important basis for increasing crop yield. Plants often are not able to take up the total amount provided by the nitrogen fertilizer application. Depending on the form of nitrogen, soil properties and climatic conditions nitrogen can be leached or lost by gaseous emissions (UBA, 2011). Gaseous nitrogen emissions occur as ammonia (NH_3), nitrous oxide (N_2O), nitrogen oxide (NO_x) and in the form of elemental nitrogen (N_2) (FAO, 2001). Quantitatively, ammonia has the largest and most economical importance. Urea with an emission factor of 11.4 contributed to the highest NH_3 losses among the mineral fertilizers, but is also the world's most important nitrogen source in agriculture (IFA, 2012 UBA, 2013, EMEP/EEA, 2009). Nitrous oxide with a CO_2 -equivalent of 310 represents the most severe pollution emission (IPCC, 2007). Due to the high agricultural and environmental impact, the following work deals with the measurement and reduction of ammonia and nitrous oxide emissions from mineral N fertilizer application.

At the site of the Chair of Plant Nutrition Technical University Munich-Weihenstephan field and pot experiments investigating ammonia and nitrous oxide emissions of calcium ammonium nitrate (CAN) and urea were performed with and without nitrification (NI) and urease inhibitors (UI) applied to wheat in 2011 to 2013. For NH_3 measurements a newly developed method based on ^{15}N isotopic analyses (^{15}N) was compared to the Dräger tube method (DTM) in combination with passive flux samplers (PS). A ^{15}N isotope balance approach conducted during a short period after N fertilization provides a highly-quality quantitative assessment and can largely be ascribed to NH_3 losses. Nitrous oxide was measured with a closed chamber method. Additionally yield, quality parameters and N uptake data were determined.

In field experiments at Dürnast (800 mm, 7.7 °C, pH: 6.5, clayey silt) average **ammonia emissions** measured during the growing season amounted to 3.0 % (DTM) for CAN, 5.1 % (DTM/PS) and 6.9 % (^{15}N) for urea, 3.7 % (^{15}N) for UI, 6.7% (DTM/PS) and 3.5% (^{15}N) for NI and 2.1 % (^{15}N) for NI + UI. For urea these losses were below the emission factor of 11.5 and for calcium ammonium nitrate above the emission factor of 0.8 (EMEP/EEA, 2009). The reduction potential of UI 2-NPT was 56 % and for the combined application NI + UI it was 65 %. Among the fertilizer treatments, the amount of fertilizer, temperature, total precipitation and the duration of the measurement period indicated no correlations to the NH_3 losses except for the UI treatment.

Three different soils were tested for their respective ammonia emission potential under identical weather conditions. A 5 cm thick layer of soil was placed on an existing soil cylinder unit with a plot area of 0.5 m² and planted with spring wheat. Due to the later occurring soil sampling from 5 to 95 cm soil depth in autumn N leaching as well as other losses as N₂ or N₂O could not be excluded. Therefore N losses could not strictly be ascribed to NH₃ emissions. The sandy silt (pH 6.9, C/N 9) showed the lowest ¹⁵N recovery rate, followed by the clayey silt 2 (pH 7.5, C/N 10) and the highest ¹⁵N recovery rate was found for the clayey silt soil no 1 (pH 6.4, C/N 11).

In a pot experiment the lowest NH₃ losses were obtained at an optimized water supply, allowing urea to become dissolved and to diffuse into deeper soil layers. Incorporation of the fertilizer to a depth of 5 cm in combination with a moderate water supply reduced ammonia emissions as well and increased the N uptake of plants.

The evaluation of **NH₃ measurement methods** showed a low sensitivity of the DT-/PS-method at low emissions. While DT or PS measured a zero value, no loss value could be calculated, even if small NH₃ emissions were actually found. With the ¹⁵N balance method a 100 % recovery rate was possible and information about the temporal translocation of fertilizer nitrogen in the soil-plant system was possible. With this approach soil sampling in the entire root zone is required to arrive at a complete balance.

Nitrous oxide emissions in the field during the growing season 2012 ranged from 529 g N ha⁻¹ (control) to 1440 g N ha⁻¹ (urea). Across several years an average emission factor of 0.52 % was found for urea and 0.34 % for calcium ammonium nitrate. Both fertilizers showed a lower EF than 1 % (BOUWMAN (1990); BEESE, 1994; IPCC, 1995).

The nitrification inhibitor (DZD/TZ) reduced nitrous oxide emissions by 38 % and the combination of NI + UI reduced by 45 % on average. Long-term observations showed partly negative N₂O fluxes in unfertilized plots. During two and three weeks after fertilization no correlation was found between nitrous oxide losses of different fertilizer forms, the amount of fertilizer, temperature and the precipitation sum.

Yield and N uptake of various N fertilizer forms did not significantly differ between the experimental years. A **fertilization strategy experiment** revealed no differences in grain yield between calcium ammonium nitrate and urea with and without NI and UI. Also a reduction in the application rates from three to two for calcium ammonium nitrate and urea did not affect the yield.

1 Einleitung und Literaturübersicht

Stickstoff ist ein wesentlicher Bestandteil der Proteine und Proteide, u.a. des Chlorophylls. Somit gehört Stickstoff zu den Grundbausteinen pflanzlichen Lebens (AMBERGER, 1979). Obwohl Stickstoff mit 78 Vol-% der Hauptbestandteil der Luft ist, können die meisten Pflanzen ihn nicht direkt aus der Luft aufnehmen. Die Aufnahme erfolgt fast ausschließlich über die Wurzeln und somit aus dem Boden-N-Pool. Eine Ausnahme bilden die Leguminosen, die mit Hilfe von stickstofffixierenden Bakterien den Rizobien (Knöllchenbakterien) Luftstickstoff aufnehmen können (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1997). Im konventionellen Anbau wird Stickstoff in Form von mineralischer Düngung eingesetzt. Durch Düngung eingesetzter Stickstoff kann häufig nicht vollständig von der Pflanze genutzt werden. Je nach Stickstoffform, Bodeneigenschaften und Witterungsbedingungen besteht die Gefahr der N-Auswaschung oder von gasförmigen N-Verlusten (UBA, 2011). Stickstoff wird vorrangig als Nitrat ausgewaschen, gelangt somit ins Grundwasser und kann die Trinkwasserqualität beeinträchtigen (SCHUBERT, 2006). Als gasförmige N-Verluste treten Emissionen von Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O), Stickoxiden (NO_x) und elementarer Stickstoff (N_2) auf (FAO, 2001). Quantitativ die größte Bedeutung hat Ammoniak. Lachgas hingegen ist mit 310 CO_2 -Äquivalenten am umweltschädlichsten (IPCC, 2007). Die Reduktion von Ammoniak- und Lachgasemissionen ist daher von hohem landwirtschaftlichem und umweltpolitischem Interesse.

1.1 Ammoniak

Johannes Kunckel erwähnte 1716 erstmalig gasförmiges Ammoniak (NH_3). Anfang des 19. Jahrhunderts entwickelten Fritz Haber und Carl Bosch das Haber-Bosch-Verfahren (BASF, 2013). Hohe Temperaturen, ein hoher Druck und aktiviertes Eisen als Katalysator machen die Ammoniaksynthese möglich. Mit diesem Verfahren konnten großen Mengen an Ammoniak aus elementarem Stickstoff (N_2) aus der Luft und Wasserstoff (H_2) industriell hergestellt werden. Zu Beginn wurde aus Ammoniak mit Salpetersäure Sprengstoff hergestellt, welcher für beide Weltkriege in großen Mengen verwendet wurde (BASF, 2013). Später folgte die Herstellung des Mineraldüngers Harnstoff aus dem Haber-Bosch-Verfahren. Aufgrund der gesteigerten Verfügbarkeit von Stickstoff durch die Harnstoffproduktion stieg die landwirtschaftliche Produktivität und folglich verbesserte sich die weltweite Nahrungsversorgung. Die Weltbevölkerung stieg drastisch an (UBA, 2011). Im Jahre 1908 konnten von einem Hektar Ackerland 1,9 Menschen ernährt werden, im Jahre 2008 waren es 4,3 Menschen (ERISMAN *et al.*, 2008). Die Folgen der mineralischen Düngung auf die Umwelt konnten damals noch nicht vorausgesehen werden. Die Gesellschaft steht heute vor einer großen Herausforderung: Die weiterhin steigende Weltbevölkerung muss ernährt und gleichzeitig darf für eine gesunde Zukunft die Umwelt nicht zerstört werden.

Umweltaspekte

Nach den NEC-Richtlinien (National Emission Ceilings) hat sich Deutschland bis 2010 verpflichtet seine NH_3 -Emissionen auf $550 \text{ kt NH}_3 \text{ a}^{-1}$ zu senken. Die Absenkung wurde überwiegend durch die Reduktion der Tierbestände in den neuen Bundesländern erzielt (UBA, 2013 a). Das Multikomponentenprotokoll (UNECE) schreibt außerdem vor, dass die Emissionshöchstmenge von $550 \text{ kt NH}_3 \text{ a}^{-1}$ zukünftig nicht mehr überschritten werden darf. Dies wurde auch in Deutschland durch die 39. BImSchV (§ 33 Emissionshöchstmengen, Emissionsinventare und -prognosen) gesetzlich festgelegt (BMJ, 2010). Die NH_3 -Höchstmissionen müssen bis 2020 weiter reduziert werden, eine Reduktion um 27 % im Vergleich zum Jahr 2000 wird in Europa angestrebt (NERI, 2009, BMU, 2010). Bei hohen NH_3 -Konzentrationen können Toxizitätsschäden an Pflanzen in unmittelbarer Umgebung (500 m) einer Ammoniakquelle auftreten (UBA, 2011). Die Blätter reagieren mit Verbrennungsschäden (Chlorosen und Nekrosen), da Ammoniak das Wasser aus den Blättern entzieht. Es tritt häufig keine Schädigung der Wurzeln auf, die Pflanzen können sich oftmals erholen, ein Ertragsverlust ist aber nicht auszuschließen (MDA, 2013). Nach GRAEDEL und GRUTZEN (1994) wird durch $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ die Sichtweite auf Grund der Absorption oder Streuung des Lichts im sichtbaren Bereich reduziert. Durch den Langstreckentransport besteht die Gefahr der Eutrophierung naturnaher Ökosysteme. Eine Eutrophierung verändert das Artenspektrum und reduziert daher die ökologische Vielfalt. Als Sekundärfolge erhöhen sich die N_2O -Emissionen (HLUG, 2010). Die Eutrophierung hat durch kontinuierliche Reduktion der Ammoniakemissionen seit dem Jahre 1990 deutlich abgenommen. Im Jahr 2007 konnte nur noch ein geringer Anteil an Flächen mit hohen Überschreitungen über dem Critical Load festgestellt werden (UBA, 2007). Nach UBA (2013 c) bezeichnet Critical Load (ökologische Wirkungsschwelle) den maximalen langfristigen Stickstoffeintrag, welcher keine negativen Wirkungen auf ein Ökosystem ausübt. Auf 25 % der Flächen wurde 2007 keine Überschreitung der kritischen Belastung gemessen. Trotzdem besteht auf 70 % der Flächen sensibler Ökosysteme immer noch ein Risiko zur Eutrophierung (UBA, 2007). Eine Erholung belasteter Ökosysteme nach Überschreitung der Critical Load und Veränderung der Artenvielfalt ist nicht erkennbar (UBA, 2013 c). Ebenso können natürliche Böden durch die Bildung von Ammoniumsulfat ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) und Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) versauern. Besonders eutrophierungsgefährdete und säureempfindliche Biotope sind Heiden und Moorheiden, Sümpfe, Torfmoore und natürliches Grünland (UBA, 2013 c). Die Niederschlagsacidität ist ein wichtiger Effekt der atmosphärischen Chemie, sie spiegelt das Säure-Base-Gleichgewicht der Atmosphäre, der Oberflächengewässer und der Böden wieder. Als Niederschlag wird Regen, Schnee und Nebel bezeichnet (GRAEDEL und GRUTZEN, 1994).

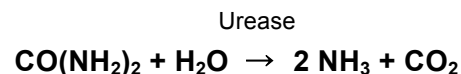
1.1.1 Entstehung und Einflussfaktoren von Ammoniakemissionen

Entstehung

Ammoniak (NH₃) ist ein farblos, stechend riechendes Gas. Das Molekül hat die Form einer dreiseitigen Pyramide, mit einem N-Atom als Spitze. Ammoniak ist auf Grund seiner Affinität zu H⁺-Ionen sehr gut wasser- und säurelöslich (ZIEREIS und ARNOLD, 1986). Unter Hinzufügen von H⁺-Ionen z.B. durch H₂O, entsteht ein positiv geladenes Ammonium-Ion (NH₄⁺) und ein negativ geladenes Hydroxid-Ion (OH⁻). Die Entstehung von Hydroxid-Ionen senkt den pH-Wert.

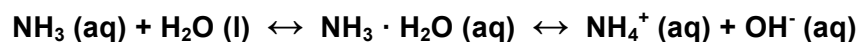


Bei der Hydrolyse von Harnstoff (CO(NH₂)₂) mit Wasser (H₂O) entstehen durch den Vorgang der Urease zwei Ammoniak- und ein Kohlenstoffdioxidmolekül. Urease ist ein ubiquitäres Enzym mit einem Nickel-Kern. Sie gehört zur Gruppe der Amidasen, welche die Spaltung von Amidbindungen beschleunigen.



Einflussfaktoren

Durch eine Verschiebung des pH-Werts ändert sich nach BATES und PINCHING (1950) die Zusammensetzung des NH₃/NH₄⁺-Verhältnis. Je höher der pH-Wert, desto mehr erhöht sich der NH₃-Anteil und die NH₄⁺/OH⁻-Konzentration sinkt. Eine Erhöhung der Temperatur von 10°C auf 30°C beschleunigt die Erhöhung der NH₃-Konzentration. Auch WEBER *et al.* (2004 b) und SCHRAML *et al.* (2005) beobachteten, dass Ammoniakemissionen aus Harnstoff sich nach sinkenden Temperaturen in Kombination mit ausreichenden Niederschlägen reduzieren. In der Bodenlösung herrscht ein Gleichgewicht von Ammoniak und Ammonium, welches abhängig ist von der Temperatur und dem pH-Wert.



Die Menge des Niederschlags ist ausschlaggebend für die Höhe der Ammoniakemissionen. MAHENDRAPPA und OGDEN (1973) und CRAIG und WOLLUM (1982) beschreiben ein Ansteigen der Ammoniakemissionen nach einem leichten Regenfall von unter 15 mm. Der Boden wurde dadurch befeuchtet, aber der Harnstoff wurde nicht in den Boden eingewaschen und verblieb an der Oberfläche. PATRA *et al.* (1996) konnten bei hohen Temperaturen eine erhöhte Harnstoffhydrolyse feststellen. Die hohen Temperaturen führten zu einem schnellen Abtrocknen der Bodenoberfläche. Da keine Wiederbefeuchtung durchgeführt wurde und die nötige Feuchte

für biochemische und chemische Reaktionen fehlte, reduzierten sich die NH_3 -Emissionen sofort. Auch WEBER (2001 a) stellte eine NH_3 -Reduktion bzw. NH_3 -Deposition bei einer niederschlagsreichen Witterung mit niedrigen Temperaturen und hoher Luftfeuchtigkeit fest. KISSEL *et al.* (1977) und PACHOLSKI (2003) zeigten eine steigende Ammoniakverlustrate bei steigender Windgeschwindigkeit bzw. Luftaustauschrate in Kammer-Messsystemen auf.

Nach GIOACCHINI *et al.* (2001) beeinflusst die Bodenart signifikant die Höhe der Emissionen. Ein toniger Lehm ist demnach mit 6 kg N ha^{-1} bzw. 5 % Verlustrate weniger verlustgefährdet als ein sandiger Lehm mit 13 kg N ha^{-1} und 11 %. WISSEMEIER und WEIGELT (2009 b) bewerten die Bodenart und Ablagetiefe als wichtigste Einflussgrößen auf die NH_3 -Verluste.

HERRMANN und NEFTEL (2002) beschrieben eine Pufferungsfunktion von Grünland in intensiv genutzten landwirtschaftlichen Regionen, da Gras und Klee während des Aufwuchses durch die stomatare Aufnahme von Ammoniak eine Stickstoffsенke darstellen.

Theoretisch verringert eine Erhöhung der Kationenaustauschkapazität (KAK) die NH_3 -Emissionen aus dem Boden (FENN *et al.*, 1982). FENN *et al.* (1982) fanden in Labor- und Gewächshausversuchen bei drei Böden eine Reduktion der Ammoniakverluste ohne oder mit hohen löslichen Ca-Konzentrationen bei Erhöhung der KAK. Bei PATRA *et al.* (1996) zeigten sich bezüglich der KAK keine klaren Muster.

DÄMMGEN (2007) untersuchte die jährlichen NH_3 -Emissionen in Waldgebieten, ländlichen und städtischen Gebieten. Auf allen Standorten wurde im Frühjahr und Sommer ein Peak festgestellt. Die höchsten NH_3 -Emissionen wurden im ländlichen Gebiet auf Grund von Düngungen ermittelt.

Nach dem Mulchen und infolgedessen einem gesteigerten N-Gehalt und verminderten C/N-Verhältnis nahmen die NH_3 -Emissionen deutlich zu (WEBER *et al.*, 2000). Die höchsten Verluste von $9,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ innerhalb drei Wochen wurden bei einer Mulchung mit Leguminosen verzeichnet. Die Schwankungsbreite bei einer Mulchung bzw. totgereiften Zwischenfrüchten von 0 bis $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $3 - 6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ war abhängig vom C/N-Verhältnis (WEBER *et al.*, 2000).

ROCHESTER *et al.* (1991) stellten mit steigender N-Menge eine anfänglich stark steigende, dann flach auslaufende NH_3 -N-Verlustkurve fest.

1.1.2 Ammoniakemissionen aus mineralischen Stickstoffdüngern

Die weltweite Harnstoffproduktion ist von 2002 mit 52.693 kt um 41 % auf 74.395 kt im Jahr 2012 gestiegen. Die Kalkammonsalpeter-Herstellung hat sich weltweit seit 2002 um 18 % auf 3.783 kt Stickstoff in 2012 erhöht (IFA, 2012). Harnstoff weist laut UBA (2013) den höchsten NH_3 -Emissionsfaktor bei Mineraldüngern auf, ist aber gleichzeitig der weltweit wichtigste Stickstofflieferant der Landwirtschaft (IFA, 2012). Harnstoff hat nach EMEP/EEA (2009) einen Emissionsfaktor von 11,4 %.

Ammoniakemissionen sind durch die N-Einträge in die Luft von umweltpolitischem Interesse. Ebenso kann der Stickstoffverlust durch Ammoniak-Volatilisation durch die Reduktion des nutzbaren Stickstoffs für die Pflanze einen wirtschaftlichen Faktor bei der Düngung darstellen. Der Stickstoff, welcher auf dem Feld verloren geht, wird durch Deposition auf andere Flächen verteilt, es besteht die Gefahr der Eutrophierung. Die Deposition von Ammoniak geschieht gasförmig durch Aufnahme über die Stomata, fest mittels Stäuben, flüssig durch Niederschläge und durch Interzeption, dem Herauskämmen mittels Nadeln und Blättern aus der Luft. Der Kurztransport erfolgt durch Aerosole und Stäube, der Ferntransport ebenfalls durch Aerosole und in wässrigen Lösungen z.B. Wolken (GRAEDEL und GRUTZEN, 1994).

In der Aufteilung der Ammoniakemissionen belegt die Landwirtschaft mit 95 % den Spitzenplatz. Der größte NH_3 -Anteil aus der Landwirtschaft mit 81 % wird durch tierische Ausscheidungen emittiert. Die Mineraldünger verursachen 15 % der Emissionen (UBA, 2013). Die Schadwirkungen von Stickstoffemissionen durch Ammoniak sind in erster Linie die Eutrophierung natürlicher und naturnaher Ökosysteme und die Versauerung natürlicher Böden.

Reduktionsmöglichkeiten

Um die Ammoniakemissionen mineralischer Düngung zu reduzieren, gibt es vielfältige Möglichkeiten. Die „gute landwirtschaftliche Praxis“ zur Steigerung der pflanzlichen N-Effizienz ist ein wichtiger Punkt. Der Stickstoffüberschuss durch Düngung sollte nach UBA (2013) möglich gering gehalten werden. Auch HOFER (2012) erachtet eine N-Effizienzsteigerung und somit eine Erhöhung der N-Ressourceneffizienz als zielführend. Ergänzend können weniger verlustgefährdete Dünger verwendet werden. Die sofortige Einarbeitung von verlustgefährdeten Düngern in den Boden minimiert die NH_3 -Verluste ebenso wie eine Ausbringung bei kühlen Temperaturen. ROCHESTER *et al.* (1991) konnten nachweisen, dass bei einer oberflächigen Ausbringung von Ammoniakwasser hohe Verluste von 57 % N, dagegen bei einer Einarbeitung in 5,5 cm Tiefe nur noch Verluste von 2 % N erreicht wurden. WISSEMEIER und WIEGELT (2009 b) stellten unter Laborbedingungen eine Reduktion der NH_3 -Emissionen mit steigender Einarbeitungstiefe fest. Eine Ausbringung vor Niederschlägen (> 15 mm) infiltriert den Dünger in Bodentiefen, aus denen kein Ammoniak an die Oberfläche gelangen kann (PATRA, *et al.*, 1996).

Die Verwendung von Ureaseinhibitoren bewirkte ebenfalls eine Reduktion der Ammoniakemissionen. Ureaseinhibitoren reduzieren oder verhindern die Aktivität des Ureaseenzyms und somit die Entstehung von NH_3 , des Weiteren verlängert sich die mögliche Zeitspanne zur Harnstoffdiffusion in den Boden. GIOACCHINI *et al.* (2001) konnten nachweisen, dass der Einsatz des Ureaseinhibitors N-(n-butyl) thiophosphoric triamid (NBPT) die NH_3 -Emissionen auf einem sandigen Lehm um 89 % und auf einem tonigen Lehm um 47 % reduzieren konnte.

1.1.3 Übersicht und Problematik der Ammoniak-Messungen

Eine quantitative Messung von Ammoniakemissionen ist trotz jahrzehntelanger Forschung, nicht möglich. Die Vielfalt der Messmethoden reicht von mikrometeorologischen Methoden (Denuder, Eddy-Kovarianz, FTIR) über Kammersysteme (geschlossen, Windtunnel, dynamisch) zu kombinierten Systemen (DTM/PS). Eine weitere Methode ist die ^{15}N -Isotopenbilanzierung, welche keine aktiven Messungen während der Verlustphase durchführt, sondern die tatsächlichen Verluste durch Bilanzierung der N-Pfade quantifiziert. Die kurzfristige Betrachtung der ^{15}N -Markierung im ammoniakrelevanten Zeitraum nach der Düngung ist eine innovative Herangehensweise in der Ammoniakmessung.

Die Schwierigkeit der Ammoniakmessung beruht auf der hohen NH_3 -Löslichkeit in Wasser und Säuren und der starken Reaktivität an Oberflächen. Niederschlag, Säuren in der Luft und die Bildung von Kondenswasser an Pflanzen oder Messgeräten wirken sich nachteilig auf die Messgenauigkeit aus. Der Einfluss von Wind und der NH_3 -Partialdruck sind ebenfalls von großer Bedeutung. Eine Beeinflussung der Temperatur durch die Messmethode verändert die Höhe der Ammoniakemission. Durch flächenintensive Messungen können häufig nur wenige Varianten und Wiederholungen zeitgleich gemessen werden. Dies stellt bei der statistischen Bewertung ein Problem dar. Ein Eingriff durch die Messmethode in das Kleinklima des Bestandes ist grundsätzlich unerwünscht. Ein weiteres Problem ist die kontinuierliche Messung über den Tagesgang und / oder einen längeren Zeitraum, da bei punktuellen Messungen die Werte interpoliert werden müssen.

Mikrometeorologische Methoden

Bei der mikrometeorologischen Methode *Denuder* wird die Luft aktiv oder passiv an mit einer absorbierenden Lösung ummantelten Glassäule vorbei geleitet. Die Säure sammelt bis zu 80 % des NH_3 . Reduziert sich die Sorptionseffektivität der Säule muss diese ausgetauscht werden, um Messfehler zu vermeiden. DÄMMGEN (2007) verwendete Passiv-Sammler und Denuder um eine Datenbasis zum Monitoring der atmosphärischen Ammoniak-Konzentration zu erstellen.

Die Methode der *Eddy-Kovarianz* ermittelt den horizontalen Austausch bzw. die Bewegung der NH_3 -Konzentration in der Luft. Die Turbulenzen (Eddies) werden bestimmt durch ihre Masse, ihre vertikale Geschwindigkeit und ihren volumetrischen Gehalt (BUSSINK *et al.*, 1994; LENSCHOW, 1995; NEFTEL, 2010).

Mit der *FTIR Spektroskopie* (Fourier-Transformations-Infrarotspektroskopie) wird ein einzelner Lichtstrahl auf einzelne Sorptionen analysiert und eine Massenbilanz erstellt. Häufig wird diese Technik bei organischer Düngung verwendet (BJORNEBERG *et al.*, 2009; SINTERMANN *et al.*, 2011).

Ein *Vorteil* mikrometeorologischer Methoden ist die Vermeidung von Störungen im System, es kann ein Mittelwert über eine große Fläche berechnet werden. Die Umweltbedingungen werden durch die Messung nicht verändert oder gestört (FAO, 2001). Die Messung ist kontinuierlich, somit können kumulierte Verluste ermittelt werden. Durch kontinuierliche und dauerhafte Messungen können jährliche Emissionswerte erfasst bzw. berechnet werden. Der Arbeitsaufwand während der Messung ist sehr gering. Im Vorfeld sind Laborprüfungen bzw. Eichungen möglich.

Als *Nachteil* gelten die benötigten großen Flächen und die hohen Anforderungen an die Flächeneigenschaften (FAO, 2001). Durch den Flächenbedarf und die teure Technik sind kein zeitgleicher Variantenvergleich bzw. keine Wiederholungen möglich. Bis die Erfassung der NH_3 -Emissionen begonnen werden kann, sind der Arbeitsaufwand und der nötige Personalaufwand relativ hoch.

Kammersysteme

Bei der Methode der *Geschlossenen Kammer* wird über die zu testende Fläche ein Stahlzylinder gestellt. Der Deckel besitzt einen säurehaltigen Ammoniak-Absorber und sammelt das Ammoniak aus der eingeschlossenen Luft (MANNHEIM *et al.*, 1996).

Das *Windtunnelsystem* besteht aus einem Tunnel, welcher über der Versuchsfläche positioniert wird. Die Luft wird über einen Ansaugkanal über die Fläche gesaugt und durch Gaswaschflaschen mit vorgeschaltetem Schwebkörper-Durchflussmessgerät geschleust. Ammoniak löst sich in der Lösungsflüssigkeit zu Ammonium und kann so analysiert werden (BUSSINK *et al.*, 1994; MANNHEIM *et al.*, 1996; ROCHETTE *et al.*, 2009).

Das *Dynamische Kammersystem* besteht aus mehreren Open-Top Kammern mit einer kontrollierten Zu- und Abluft (WEBER *et al.*, 2000, 2001 b; SCHRAML *et al.*, 2005, KHALIL *et al.*, 2009; CHEN *et al.*, 2010). Die Luftschläuche und die Kammerwände sind beheizt, um Kondensation zu vermeiden. Die Kammern müssen mehrmals täglich versetzt werden (WEBER *et al.*, 2000 und 2001 b). Die Abluft wird mittels Chemilumineszenz auf NH₃ und Stickoxide (NO_x) analysiert.

Als *Vorteil* gelten der geringe Platzbedarf und die kontinuierlichen Messungen. Die Technik ist teilweise günstig und ermöglicht den Vergleich von Varianten und Wiederholungen am gleichen Standort zur gleichen Zeit (FAO, 2001). Der Arbeitsaufwand ist auch hier während der Messung gering. Bei der von WEBER *et al.* (2000), SCHRAML *et al.* (2005) und KHALIL *et al.* (2009) angewandten Methode konnten gleichzeitig NO_x-Emissionen gemessen werden.

Kammersysteme haben den *Nachteil*, dass Temperatur-, Feuchteschwanken und Niederschlag in den Kammern nicht umweltgetreu simuliert werden können (FAO, 2001). Die Gaskonzentration kann sich artifiziell erhöhen. Diese Fehlerquelle kann durch eine kürzere Beprobungszeit minimiert werden (FAO, 2001). Der Turbulenzeffekt wird nicht erfasst. Die natürliche Windgeschwindigkeit kann unterschätzt, häufiger überschätzt werden, somit verändert sich der NH₃-Partialdruck gegenüber den natürlichen Bedingungen und NH₃-Flüsse werden unterdrückt oder erhöht. Die Kammern haben häufig große Adsorptionsflächen, die mit einer ausgefeilten Technik beheizt werden müssen. Die Gaswaschflaschen müssen auf einer konstanten Temperatur gehalten werden, was im Sommer zum Teil problembehaftet sein kann.

Kombiniertes System

Aus den Kammersystemen wurde ein kombiniertes System mit Kammern und Passiv-Flux-Sammlern entwickelt. Die Messungen wurden vorrangig bei Gärresten und tierischen Düngern angewandt (ROELCKE *et al.*, 2002; PACHOLSKI *et al.*, 2008, WOLF *et al.* 2010). Vier Kammern verbunden mit Teflonschläuchen werden auf die Versuchsfläche gestellt. Mit einem Pumpgerät wird eine bestimmte Luftmenge durch ein Dräger-Indikatorröhrchen gesaugt. Die Passiv-Flux-Sammler sind Säurefallen aus modifizierten säurebeständigen HDPE-Flaschen mit einer 0,05 M Schwefelsäurelösung (H₂SO₄). Zur Berechnung der Flüsse sind weitere meteorologische Messungen der Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur, Bodentemperatur und des Niederschlags nötig.

Die schnellen Einzelmessungen und der geringe Platzbedarf zählen zu den *Vorteilen*. Die Technik ist günstig und verursacht keinen bis geringe Eingriffe in das vorhandene Kleinklima. Es sind Variantenvergleiche mit mehreren Wiederholungen möglich. Der Transport des Systems ist einfach.

Als *Nachteil* ist der relativ hohe Arbeitsaufwand bei der Messung zu nennen. Die Sensitivität bei niedrigen NH₃-Konzentrationen ist gering. Ein Flächenbezug ist nur in Kombination mit den Passiv-Flux-Sammlern möglich. Die einzelnen Messpunkte müssen teilweise über einen längeren Zeitraum interpoliert werden.

Bei Kammersystemen tritt durch den künstlichen Luftaustausch eine Veränderung des NH₃-Konzentrationsgradienten oder auch des NH₃-Partialdruckes zwischen der Blatt- oder Bodenoberfläche und der angrenzenden Luftschicht auf. Dies kann die tatsächliche Ammoniakemissionsrate verringern oder erhöhen.

Bilanzierung mittels ¹⁵N-Isotopie

Eine indirekte Messung der NH₃-Verluste kann mit der ¹⁵N-Bilanzierung durchgeführt werden. Ein ¹⁵N-markierter Dünger wird auf die Versuchsfläche ausgebracht und nach einem festgelegten Zeitraum werden Proben der Pflanzen und des Boden entnommen und auf ¹⁵N-Anreicherung analysiert. REYNOLDS und WOLF (1988) verwendeten diese Methode in einem Zeitraum von 357 Stunde bei einer Harnstoffdüngung von Bermudagrass (*Cynodon dactylon* L.) und offenem Ackerboden. Um die N-Aufnahme der Pflanzen in Dünger-N und Boden-N zu differenzieren wurden Berechnungen mit der ¹⁵N-Isotopie und NH₃-Verlusten durchgeführt (VLEK *et al.*, 1980; SHARPE *et al.*, 1988, REES, *et al.*, 1997; PILBEAM und HUTCHINSON, 1998). Die Beprobungszeit betrug bei VLEK *et al.* (1980) 40 Tage, bei PILBEAM und HUTCHINSON, (1998) 0, 1, 2, 5, und 13 Tage. Auch bei GENERMONT *et al.* (1998) wurde die Methode der ¹⁵N-Wiederfindung zur Quantifizierung von NH₃-Verlusten bei Flüssigmist verwendet.

Vorteile der ¹⁵N-Isotopie sind der geringe Platzbedarf, die Ermittlung der Dünger-N-Verteilung im Pflanze-Boden-System. Außerdem greift die Methode zu keinem Zeitpunkt in das Kleinklima der Versuchsflächen ein (FAO, 2001). Die Methode kann im Freiland und im Gefäßversuch (BURESH *et al.*, 1984) angewandt werden.

Der hohe Anschaffungspreis eines markierten Düngers ist ein *Nachteil* (CABEZAS *et al.*, 1999). Weitere gasförmige N-Verluste und N-Auswaschung müssen ausgeschlossen werden. Die tägliche Dynamik der NH₃-Verluste kann nur mit hohem Arbeitsaufwand ermittelt werden.

1.2 Lachgas

Lachgas (N₂O) wird auch als Distickstoffmonoxid bezeichnet. Es ist ein farbloses Gas und wurde 1772 von Joseph Priestley synthetisiert. Von Humphry Davy wurde 27 Jahre später die analgetische Wirkung entdeckt und im Jahre 1844 von Horace Well erstmalig als Narkosemittel in der Zahnmedizin eingesetzt (THORWALD, 1989).

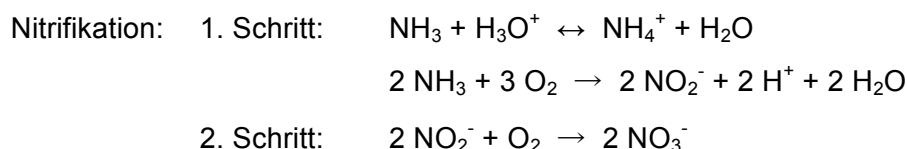
Umweltaspekt

Lachgas gehört, wie Kohlendioxid (CO₂), Ozon (O₃), Methan (CH₄), FCKW-11 (CFCl₃) und FCKW-12 (CF₂Cl₂) zur Gruppe der atmosphärischen Treibhausgase. Treibhausgase haben eine starke Absorption im sogenannten „Infrarot Fenster“ zwischen 8 und 12 µm. Aufgrund dessen gelangt nur ein geringer Teil der Rückstrahlung ins Weltall, der Rest wird von Gasen und Wolken absorbiert und erreicht wieder die Erdoberfläche (GRAEDEL und GRUTZEN, 1994). Nach GRAEDEL und GRUTZEN (1994) ist Lachgas in der Troposphäre reaktionsträge und besitzt eine durchschnittliche Verweildauer von ca. 150 Jahren. Lachgas trägt somit maßgeblich zur Treibhauserwärmung bei. Das CO₂-Äquivalent von N₂O beträgt 310 (IPCC, 2007).

1.2.1 Entstehung und Einflussfaktoren von Lachgasemissionen

Entstehung

Lachgas entsteht während der Denitrifikation, welche die Nitrifikation als Vorläufer hat. Die Nitrifikation benötigt aerobe, die Denitrifikation anaerobe Bedingungen (BREMNER und BLACKMER, 1978; SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1992; DE KLEIN und VAN LOGTESTIJN, 1994). Der optimal wassergefüllte Porenraum, um die höchste mikrobielle Aktivität der Nitrifikation zu erreichen liegt bei 30 - 60 %, bei der Denitrifikation bei 50 - 90 % bzw. 60 - 90 % (FAO, 2001). Die Entstehung von Lachgas hat demnach einen Wechsel trockener und feuchter Bodenbedingungen zur Grundlage. Auch DRÖSLER *et al.* (2013) ermittelten die höchsten N₂O-Emissionen in Niedermooren bei stark schwankenden Wasserständen.



Ammoniak und Ammonium kommen im Boden in einem Dissoziationsgleichgewicht, welches abhängig vom pH-Wert und der Temperatur ist, vor. Der erste Schritt der Nitrifikation ist die Oxidation von Ammoniak (NH₃) zu Nitrit (NO₂⁻) durch Nitritbakterien, beispielsweise Nitrosomonas. Als zweiter Schritt folgt die Oxidation von Nitrit zu Nitrat (NO₃⁻) durch

Nitritoxidierer, wie *Nitrobacter* (SIMEK, 2000). Die Anwesenheit nitrifizierender und aerob lebender Bakterien ist zwingend notwendig (AMBERGER, 1979). Nitrifikation ist ein relativ konstanter Prozess. Zeitlich und räumlich begrenzt ist hingegen die Denitrifikation (FAO, 2001).

Denitrifikation: $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$

Voraussetzung für die Denitrifikation ist die Anwesenheit von Nitrat (aus der Nitrifikation), denitrifizierenden Bakterien, ein O_2 -Mangel und organischer Kohlenstoff z.B. Pflanzenrückstände oder Wurzelausscheidungen (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL *et al.*, 1992). Nitrat wird von Denitrifikanten zu Nitrit, Stickstoffmonoxid (NO) und Lachgas reduziert. Bei der N_2O -Reduktase kann Lachgas weiter zu elementarem Stickstoff (N_2) reduziert werden. Denitrifikation beginnt bei 4 °C und erreicht das Optimum bei 20 °C. Die maßgebliche Beteiligung von mikrobieller Aktivität bei der N_2O -Bildung stellten BREMNER und BLACKMER (1978) im Laborversuch fest. Nach einer Sterilisation eines Bodens gefolgt von einer Düngung mit Harnstoff unter aeroben Bedingungen bei 30°C konnten keine N_2O -Emissionen festgestellt werden. Auch YAMULKI *et al.* (1997) konnten keine N_2O -Flüsse nach einer Bodensterilisation feststellen. Als natürliche N_2O -Quelle beschreiben GRAEDEL und GRUTZEN (1994) beachtliche N_2O -Flüsse aus Küstengewässern und Meeresgebieten mit hoher Produktivität, Böden und Vegetation mit mikrobieller Aktivität. Die anthropogenen N-Einträge in Gewässer und Böden steigern die N_2O -Flüsse. Das Verhältnis $\text{N}_2\text{O} / \text{N}_2$ ist laut ZAMAN *et al.* (2012) abhängig von Boden- und Nutzungsfaktoren, N_{min} -Gehalt, verfügbarem Kohlenstoff, Boden-pH-Wert, Bodenbelüftung und -temperatur. Eine erhöhte N_2 -Produktion erfolgt bei niedrigem NO_3^- -Gehalt im Boden, steigendem organischem Kohlenstoffanteil, steigendem pH-Wert (über 6,5), geringem O_2 -Partialdruck oder steigendem WFPS über 70 % (ZAMAN *et al.*, 2012).

Einflussfaktoren

Die Einflussfaktoren auf die Intensität der N₂O-Emissionen sind vielfältig und häufig widersprüchlich. SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL *et al.* (1992) beschreiben als Einflussfaktoren der Denitrifikation den Nitrat-Gehalt, die Wassersättigung des Bodens, den verfügbaren Kohlenstoff, die Temperatur und den pH-Wert. Bei Mooren beschreiben DRÖSLER (2005 und DRÖSLER *et al.*, 2013) weite Spannen von N₂O-Emissionen begründet durch Standorteigenschaften wie die Vegetationszusammensetzung, zeitlich dynamische Wasserstände und die Nutzungsintensität. JUNGKUNST *et al.* (2006) fanden bei einer deutschlandweiten Übersichtsarbeit von 101 Versuchen auf 27 Standorten keine Zusammenhänge zwischen N₂O-Verlusten und der N-Düngung, Boden-C, Boden-N, Bodenart und Boden-pH-Wert. Die Nitrifikation als Vorläufer der Denitrifikation wird vorrangig vom Ammoniumgehalt und dem Partialdruck molekularen Sauerstoffs im Boden, also dem Verhältnis von Bodenluft und Bodenfeuchtigkeit, reguliert (SIMEK, 2000). Bei PU *et al.* (1998) korrelierte die Denitrifikation bei drei Böden signifikant mit dem wasserlöslichen Kohlenstoffgehalt (WSC). Je mehr WSC im Boden vorhanden war, desto höher war die Denitrifikationsrate. Auch eine Erhöhung des WSC durch Mulchen bewirkte eine Steigerung der Lachgasverluste. POWLSON *et al.* (1988) zeigten ein unterschiedliches Denitrifikationspotenzial zweier verschiedener Böden bei gleichen Temperaturen. Auch FLESSA *et al.* (2002) stellten eine Erhöhung der N₂O-Verluste nach Abtötung von Kartoffelkraut fest. Nach einem Leguminosenanbau verloren wassergesättigte Böden während den warmen Sommermonaten erheblich mehr Lachgas (PU *et al.*, 1998). Als weiterer Faktor gilt die unterschiedliche Flächennutzung. MOGGE *et al.* (1999) zeigten die höchsten Verluste bei einer Ackerdüngung mit Stallmist, niedrigere Verluste bei einer Kombination aus Rindergülle und mineralischer Düngung und die geringsten Verluste auf Grünland bei mineralischer Düngung. FIRESTONE *et al.* (1980) beschreiben eine Erhöhung der Lachgasemission relativ zur Produktion von molekularem Stickstoff bei steigenden Nitrat-, Nitrit- und molekularen Sauerstoff-Gehalten im Boden. Einen Anstieg der Denitrifikationsrate bei steigenden Temperaturen, mit einem Optimum bei 60 bis 67 °C konnten KEENEY *et al.* (1979) aufzeigen. Je niedriger die Temperatur war, desto länger dauerte die N₂O-Verlustphase. Bei 7 °C betrug die Verlustphase mehrere Wochen, hingegen bei über 50 °C gaste das gesamte Lachgas innerhalb eines Tages aus. Bei Temperaturen über 75 °C stoppte die Denitrifikation. DORLAND und BEAUCHAMP (1991) stellten fest, dass ein bei 2°C gefrorener Boden eine deutlich geringere Denitrifikationsrate aufwies als ein nicht-gefrorener Boden bei der gleichen Temperatur von 2°C. Auch FLESSA *et al.* (1995) zeigten einen Anstieg der N₂O-Emissionen, wenn gefrorener Boden auftaute. Bis zu 46 % des jährlich ausgegasteten N₂O konnten auf Grund abwechselnder Tau- und Frost-Phasen im Dezember und Januar ermittelt werden. BREMNER und BLACKMER (1978) stellten einen Einfluss der Düngerart auf Lachgasemissionen fest. Ein gut durchlüfteter Boden gedüngt mit Ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄) oder Harnstoff (CO(NH₂)₂) zeigte

höhere Verluste auf, als eine Düngung mit Kaliumnitrat (KNO_3). Desweiteren zeigte eine Mengenerhöhung von Ammonium-N und Harnstoff-N eine Steigerung der Lachgasverluste, hingegen bewirkte die Erhöhung von Nitrat-N keine Steigerung. Somit konnte aufgezeigt werden, dass N_2O durch den Prozess der Nitrifikation von Ammonium-N oder Harnstoff-N unter aeroben Bedingungen entsteht. FLESSA *et al.* (2002) konnten höhere Emissionen bei einer traktorverdichteten Fahrspur zwischen Kartoffelreihen im Vergleich zu nicht-verdichteten Zwischenreihen feststellen. Außerdem konnte in diesen verdichteten Bereichen und einem zeitgleichen Anstieg der Bodenfeuchte nach Starkregenereignissen eine weitere Erhöhung der Emissionen festgestellt werden. SCHMEER *et al.* (2010) wiesen nach bodenverdichtenden Maßnahmen eine Steigerung der N_2O -Verluste auf gedüngten Parzellen nach, hingegen konnte auf ungedüngten Varianten keine Erhöhung festgestellt werden. STEVENS *et al.* (1998) fanden die höchsten N_2O -Verluste unter Laborbedingungen nach einer Nitratdüngung bei einem pH-Wert von 6,5 und die niedrigsten Emissionen bei einem pH-Wert von 6,0 und 8,0. YAMULKI *et al.* (1997) beobachteten eine Reduktion der N_2O -Flüsse bei steigender Azidität. Bei einem niedrigen pH-Wert ist die Denitrifikationsrate geringer als unter alkalischen Bedingungen. Ist eine ausreichende Nitratversorgung gewährleistet kann die N_2O -Fraktion in einem sauren Boden trotzdem erhöht sein. Infolgedessen kann bei einer pH-Wert Erhöhung eines sauren Bodens die N_2O -Rate beträchtlich ansteigen (FAO, 2001). Je mehr Stickstoff in das System Boden-Pflanze gelangt, z.B. durch Düngung, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit von höheren N_2O -Verlusten. Dem kann laut FAO (2001) durch eine bedarfsgerechte Düngermenge zum richtigen Zeitpunkt entgegengewirkt werden. Nach FAO (2001) kann durch hohe Ammoniakverluste und somit eine Reduktion des N-Pools im Boden die Denitrifikation gesenkt werden und folglich auch die N_2O -Emissionen. MOGGE *et al.* (1999) und HALVORSON *et al.* (2008) konnten ebenfalls einen Anstieg der Emissionen nach einer mineralischen Stickstoffgabe feststellen. Bei sinkenden Temperaturen während der Denitrifikation erhöhte sich laut FAO (2001) das Verhältnis $\text{N}_2\text{O} / \text{N}_2$. Die Bodenfeuchtigkeit hatte unabhängig von der Bodenart einen Einfluss auf die N_2O -Emission. Ein Wechsel der Bodenfeuchtigkeit erhöhte die Volatilisation von N_2O (FAO, 2001). Die Bodentextur, -belüftung und -entwässerung beeinflusst bezüglich der Wasserhaltekapazität und folglich der aeroben und anaeroben Bedingungen die N_2O -Emissionen. GROFFMAN *et al.* (2011) fanden in Hartholzwäldern in den nördlichen USA höhere N_2O -Verluste bei Bodenfrost ohne Schneebedeckung als mit Schneebedeckung. Auch DURAN *et al.* (2013) zeigten eine Erhöhung der N_2O -Verlustrate von städtischen Grünflächen aufgrund verringerter Schneeansammlung und somit vermehrten Bodenfrösten. JUNGKUNST (2010) stellte im frostintensiveren Süddeutschland höhere N_2O -Emissionswerte fest als im wintermilden Norddeutschland.

Die Vielzahl der Faktoren betont die starken standortbezogenen und oft kleinräumigen N_2O -Emissionspotenziale.

1.2.2 Lachgasverluste aus mineralischen Stickstoffdüngern

Lachgasemissionen nehmen einen Anteil von 7,9 % der weltweiten Treibhausgasemissionen ein (IPCC, 2007). Nach Schätzungen des UBA (2011) wies Lachgas im Jahre 2010 einen Anteil von 6,7 % der in Deutschland verursachten Treibhausgasemissionen auf. Auch bei den N₂O-Emissionen ist die Landwirtschaft der Hauptemittent. Der Anteil der landwirtschaftlichen Lachgasemissionen beträgt laut UBA (2011) 71,3 %. Die größten Verluste von 10,7 t CO₂-Äquivalent, respektive 42,8 %, sind bedingt durch die Anwendung von Mineraldüngern (IPCC, 2004, DÄMMGEN, 2005). Die Schwankungsbreiten bei N₂O-Emissionen betragen nach JUNGKUNST *et al.* (2006) bei gedüngtem Ackerland 0,07 bis 17,1 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ und auf ungedüngten Flächen 0,04 bis 3,4 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹. ZAMAN *et al.* (2012) zeigten extrem variable Schwankungen der Lachgasverluste von 1 % bis 20 % des ausgebrachten Düngerstickstoffs.

Die Berechnung des N₂O-Emissionsfaktors hat sich über mehrere Jahre von $0,0125 * N_{\text{Düngung}}$ (BOUWMANN, 1989) zu $0,0075 * N_{\text{Düngung}}$ (IPCC, 1995) verändert. Aktuell ist nach UBA (2013 b) der Emissionsfaktor für Lachgas $0,01 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$ bezogen auf den ausgebrachten Dünger-N. Auf Grund der standortbezogenen Schwankungen der N₂O-Emissionen ist es nötig das Messnetz zu verfeinern, um möglichst genaue Kenntnisse über emissionsärmere und -reichere Gebiete zu erlangen und praxisorientierte Empfehlungen geben zu können. Auf Grund der fast ganzjährigen N₂O-Emissionen, auch aus Kontrollflächen, ist der hohe Zeitbedarf ein kostenintensiver und organisatorischer Problemfaktor. Die Schwierigkeit der N₂O-Messungen ist die ganzjährige Datengewinnung ohne Eingriff in das Kleinklima. Die hohe räumliche und zeitliche Variabilität stellen die größte Herausforderung bei den Messungen dar (ZAMAN *et al.*, 2012; GOGLIO *et al.*, 2013). FLESSA *et al.* (2002) stellte fest, dass die zeitlichen Schwankungen von Lachgas die primäre Fehlerquelle der Schätzung kumulativer Verluste darstellen.

Reduktionsmöglichkeiten

Die „gute landwirtschaftliche Praxis“ trägt auch zur Reduktion von N₂O-Emissionen einen wichtigen Anteil bei. Die N-Effizienz der Pflanzen muss durch optimale Düngermengen und Ausbringzeitpunkte erhöht werden. FLESSA (2010) stellt ebenfalls die Steigerung der N-Effizienz als zentralen Ansatzpunkt zur Minderung der N₂O-Emissionen dar. Die Vermeidung von N-Überschüssen kann berechnet oder auch mit düngungsbegleitenden N-Sensoren durchgeführt werden. Bei GOGLIO *et al.* (2013) zeigte eine Reduktion der mineralischen Düngemittel die effektivste Option zur Minderung der N₂O-Emissionen. Eine Reduktion der Denitrifikationsrate kann N₂O-Emissionen ebenfalls vermindern. Für SIMEK (2000) stellen spezielle chemische Verbindungen sog. Nitrifikationsinhibitoren die einzig praktikable Möglichkeit dar, die Nitrifikationsrate und somit die Entstehung von düngungsbedingten N₂O-Verlusten im Feld zu reduzieren. WEBER *et al.* (2004 a) geben das Reduktionspotenzial bezüglich der Lachgasemissionen von DCD/TZ als Nitrifikationshemmer mit 60 % an. HALVORSON *et al.* (2008) zeigten eine Reduktion der Lachgasemissionen durch Einsatz eines polymerbeschichteten Harnstoffs (PCU). Der Einsatz von DMPP (3,4-Dimethylpyrazole phosphate) konnte die N₂O-Verluste ebenso minimieren ohne einen negativen Einfluss auf CH₄-Oxidation aus dem Boden zu bewirken (ZERULLA *et al.*, 2001). Die Verwendung eines Nitrifikationsinhibitors reduziert außerdem die NO₃-Auswaschung und bietet die Möglichkeit einer zwei- statt dreimaligen Düngung (ZERULLA *et al.*, 2001; LINZMEIER, 2010). Durch die Einsparung einer Düngerfahrt erhöht sich somit die Wirtschaftlichkeit für den Landwirt. Die Wirkungsdauer des Nitrifikationsinhibitors verringert sich mit steigenden Temperaturen (DI und CAMERON, 2004; LfL, 2007). Somit kann eine gute Wirkung vorrangig im Frühjahr bei niedrigen Temperaturen erwartet werden.

2 Problemstellung und Zielsetzung

Die Ammoniak- und Lachgasverlustmengen jedes Düngers sind durch national gültige Emissionsfaktoren festgelegt (IPCC 2004; UBA, 2013 a). Bei Stickstoffverlusten durch Ammoniakausgasung ist neben dem umweltpolitischen Aspekt der hohen N-Einträge in das Ökosystem auch ein wirtschaftlicher Faktor durch N-Verluste aus dem Betriebssystem ausschlaggebend. Kenntnisse über die exakten Verlustmengen von N_2O sind wegen der hohen CO_2 -Äquivalenz für umweltpolitische Maßnahmen von äußerster Wichtigkeit.

Durch die ansteigende Weltbevölkerung steigt auch der Bedarf an Getreide und im Speziellen an Weizen (FAO, 2014). Laut FAO (2014) betrug die weltweite Weizenproduktion 2012 702,4 Mio. t. und wird für 2014 auf 714,2 Mio. t geschätzt. In Deutschland wurden davon 22,4 Mio. t. produziert (FAO, 2012). Die größten Weizenproduzenten weltweit sind die EU-Staaten und China (FAO, 2012). Auf Grund der hohen Weizenproduktion und somit des hohen Flächenbedarfs sind Ammoniak- und Lachgasemissionen bei Weizen von weltweiter Bedeutung.

Problemstellung Ammoniak

Wissenschaftliche Untersuchungen zeigen eine weite Spannbreite der Ammoniakverluste im Sektor der mineralischen Düngung. In Feldversuchen auf Ackerland wurden 0 % bis 12 % und im Grünland 0 % bis 50 % Verlust des eingesetzten Dünger-N gemessen (HARGROVE und KISSEL, 1979; RYDEN und LOCKYER, 1985; SOMMER und JENSEN, 1994; VAN DER WERDEN und JARVIS, 1997; GEZGIN und BAYRAKLI, 1995; WEBER *et al.*, 2004 b; KHALIL *et al.*, 2006, 2009). Diese Bandbreite resultiert primär aus den regionalen Boden- und Witterungsunterschieden zum Düngungszeitpunkt. Möglicherweise haben auch unterschiedliche Messmethoden einen Einfluss auf die Höhe der NH_3 -Emissionen. Ausschlaggebend ist aber nicht der Bereich der möglichen Verluste, sondern die Häufigkeit von niedrigen, mittleren oder hohen Verlustsituationen und die aktuelle Situation während der Messungen.

Zur Verbesserung der deutschlandweiten Datengrundlage müssen regionale Messungen intensiviert werden. Am Standort Dürnast in Bayern wurde die Datengrundlage durch Prüfung des NH_3 -Emissionspotenzials verschiedener Düngerarten und Bodenarten mit mehreren Messmethoden erweitert. Auch die Wirkung von Ureaseinhibitoren zur Reduzierung von NH_3 -Verlusten aus Harnstoffdüngern bedarf mehrjähriger Messergebnisse, um eine fundierte Aussage treffen zu können. Um relative Unterschiede zwischen Düngerarten oder auch die Wirksamkeit von Hemmstoffen zu analysieren, können Versuche unter Laborbedingungen und standardisierten Bedingungen durchgeführt werden. Um eine qualitative Aussage über die tatsächliche Höhe der NH_3 -Verlust treffen zu können, ist es unumgänglich verschiedene Düngerarten und Messmethoden in Freilandversuchen zu evaluieren und zu bewerten.

Auf Grund der Messproblematik von Ammoniak zeigen sich Schwankungen in den Messwerten, die eventuell auf artifizielle Beeinflussungen der kleinklimatischen Bedingungen durch die Methodik selbst verursacht werden. In der nachfolgenden Arbeit soll ein kombiniertes Kammersystem mit Passiv-Flux-Sammlern und die mögliche Referenzmethode der ^{15}N -Isotopie zur Quantifizierung der NH_3 -Verluste getestet und bewertet werden.

Problemstellung Lachgas

Die zeitliche und räumliche Variabilität der N_2O -Verluste wird bedingt durch die vielfältigen Einflussfaktoren der Denitrifikation. Diese Variabilität kann durch vermehrte Messungen am selben Standort statistisch verbessert werden. Die Spannweite der N_2O -Verluste von mineralischen Düngern beträgt laut JUNGKUNST *et al.* (2006) 0,04 bis 17,1 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und ist somit geringer als bei Ammoniakemissionen, aber durch das hohe CO_2 -Äquivalent (310) von großer Bedeutung für den Umweltschutz (IPCC, 2007).

Die Erweiterung der standortbezogenen Datengrundlage ist auch im Bereich der N_2O -Verluste von wissenschaftlichem und politischem Interesse. FLESSA (2010) und JUNGKUNST (2010) sehen in der Regionalisierung von N_2O -Emissionen weiteren Forschungsbedarf. Der anthropogene Treibhauseffekt von Lachgas verursacht durch mineralische Düngung muss quantifiziert und reduziert werden. Die Reduktion der N_2O -Emissionen durch Nitrifikationsinhibitoren ist eine Möglichkeit und muss in Feldversuchen geprüft werden.

Zielsetzungen

Ammoniakemissionen sind durch die N-Einträge in die Luft von umweltpolitischem Interesse. Stickstoffverluste durch Ammoniak-Volatilisation stellen durch die Reduktion des nutzbaren Stickstoffs für die Pflanze bei der Düngung für den Landwirt einen wirtschaftlichen Faktor dar. Lachgas wirkt bedingt durch ein hohes CO_2 -Äquivalent sehr umweltschädlich. Deshalb ist es von großem wirtschaftlichem und umweltpolitischem Interesse die N-Verluste in Form von Ammoniak und Lachgas zu quantifizieren und zu reduzieren.

Die Feld- und Gefäßversuche in den Jahren 2011 bis 2013 hatten mehrere Zielsetzungen und wiesen dadurch bedingt teilweise eine vielschichtige Komplexität auf. Eine separate Aufzählung beschreibt die Zielsetzungen:

Zielsetzung Ammoniak:

- Ermittlung absoluter Ammoniakverluste verschiedener Düngerarten unter Freilandbedingungen
- Etablierung der ^{15}N -Isotopie zur Erfassung von NH_3 -Verlusten
- Vergleich der beiden NH_3 -Messmethoden DT-/PS-Methode und ^{15}N -Isotopie
- Vergleich des NH_3 -Emissionspotenzials verschiedener Böden unter gleichen Witterungsbedingungen (Zylinderabteilung)
- NH_3 -Emission bzw. ^{15}N -Wiederfindungsrate bei unterschiedlicher Wasserversorgung und Einarbeitung des Düngers im Gefäßversuch
- NH_3 -Reduktionspotenzial des Ureaseinhibitors 2-NPT

Zielsetzung Lachgas:

- Ermittlung von Lachgasverlusten verschiedener Düngerarten während der Vegetationsperiode unter Freilandbedingungen
- N_2O -Reduktionspotenzial des Nitrifikationsinhibitors DCD/TZ
- Zusammenstellung und Vergleich langjähriger Lachgasuntersuchungen der Düngervarianten Harnstoff und Kalkammonsalpeter am Standort Dürnast

Weitere Zielsetzungen:

- Zeitgleiche Ammoniak- und Lachgasmessungen unter Freilandbedingungen
- Überprüfung eines möglichen `Pollution Swappings` verschiedener Dünger mit und ohne Inhibitorenzusatz mittels CO_2 -Äquivalent-Berechnung
- Mögliche Beeinflussung der Erträge und N-Entzüge der verschiedenen Dünger durch deren spezifische NH_3 -Emissionspotenziale
- N-Entzug unterschiedlicher Düngervarianten während der Vegetationsperiode und zur Ernte
- Beeinflussung der Ertragsstruktur durch Änderung der Düngestrategie

3 Material und Methoden

3.1 Standort und Versuchsdurchführung

In den Jahren 2011 bis 2013 wurden Versuche auf dem Versuchsgelände des Lehrstuhl für Pflanzenernährung in Dürnast bei Freising durchgeführt. Dürnast liegt in Bayern, ca. 30 km nördlich von München im Tertiärhügelland. Im Durchschnitt beträgt der Jahresniederschlag 800 mm und die durchschnittliche Lufttemperatur 7,7 °C.

3.1.1 Eingesetzte N-Dünger

P- und K-Grunddüngung und Pflanzenschutz wurden bei allen Versuchen standortgerecht und praxisüblich vorgenommen. Die in Tabelle 1 dargestellten Düngervarianten standen für die Versuchsreihen zur Verfügung und wurden je nach Versuchsfrage gezielt eingesetzt. Alle Dünger lagen in granulierter Form vor.

Tabelle 1: Düngervarianten 2011 bis 2013.

Düngervarianten	Abk.	N %	Handelsname, Zusatzinformation
Kontrolle	Kontr.	0	-
Kalkammonsalpeter	KAS	26	10 % Ca (76 % NH ₄ NO ₃ und 24 % CaCO ₃)
Harnstoff	HS	46	Piagran® 46
Harnstoff + Nitrifikationsinhibitor	NI	46	Alzon® 46, Wirkstoff: 2 % Dicyandiamid / 1H-1,2,4-Triazol (10:1) bezogen auf 46 % Carbamid-N
Harnstoff + Ureaseinhibitor	UI	46	Piazur® 46, Wirkstoff: 0,075 % 2-NPT bezogen auf 46 % Carbamid-N
Harnstoff + Nitrifikations- und Ureaseinhibitor	NI+UI	46	Alzon® 46 + UI

Die Kontrollvarianten wurden nicht gedüngt. Im Jahr 2012 wurde ein Feldversuch in einen Langzeit-N-Formen-Versuch integriert. Auf dieser Versuchsfläche (Feld 1, Tabelle 2) wurde die Kontrollvarianten seit 1979 nicht gedüngt.

Kalkammonsalpeter (KAS) weist einen Stickstoffanteil von 26 % in Form von Ammoniumnitrat (NH₄NO₃) auf. Das Nitrat wirkt zu Beginn schnell, weiterer Stickstoff wird aus der Ammoniumumwandlung nachgeliefert. Die versauernde Wirkung der Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat wird bei KAS durch einen Anteil von 24 % CaCO₃ teilweise neutralisiert.

Die Harnstoffvarianten weisen einen N-Anteil von 46 % auf. Harnstoff (CO(NH₂)₂) ist charakterisiert durch eine langsamere Stickstoffwirkung als KAS, da der Carbamid-N zuerst durch Urease zu Ammonium umgewandelt wird, welches wiederum durch Nitrifikation zu Nitrat umgewandelt wird. Bei der enzymatischen Harnstoffhydrolyse entsteht Ammoniak und Kohlendioxid. Um der Ammoniakentstehung an der Bodenoberfläche entgegenzuwirken werden

Ureaseinhibitoren (UI) eingesetzt, welche das Urease-Enzym hemmen. Somit wird der Harnstoff erst in tieferen Bodentiefen umgesetzt. In diesen Versuchen wurde der oberflächlich auf die Granalien aufgebrauchte Ureaseinhibitor N-(2-Nitrophenyl) Phosphorsäure-Triamid (2-NPT) verwendet (Tabelle 1). Um die Entstehung von N₂O-Emissionen zu verringern, wurde dem Harnstoff der Nitrifikationsinhibitor DZD/TZ beigefügt, welcher die Aktivität von Nitrosomonas einschränkt (Tabelle 1). Dadurch wird die Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat gehemmt und im Folgenden die Denitrifikation von Nitrat zu Lachgas reduziert. Der Stickstoff verbleibt länger in der Ammoniumform, somit kann auch die N-Ausbringung von drei Gaben auf zwei Gaben bei Weizen verringert werden. Die Möglichkeit einer Kombination der Vorteile einer Ammoniakreduktion durch Ureasehemmer und einer Lachgasreduktion durch Nitrifikationshemmer wurde mit dem kombinierten Harnstoffdünger + NI+UI in den Versuchsreihen getestet (Tabelle 1). Die Varianten Harnstoff, Harnstoff + NI und Harnstoff + NI+UI standen im Jahr 2012 in ¹⁵N-markierter Form zur Verfügung. Im Versuchsjahr 2013 wurde der Fokus speziell auf den ¹⁵N-markierten Harnstoff gelegt.

3.1.2 Feldversuche zur Ermittlung von Ammoniak- und Lachgasemissionen und Bewertung der Effizienz zur N-Aufnahme

Die Felder der Freilandversuche lagen im direkten Umfeld der Versuchsstation Dürnast. Der Boden war ein schluffiger Lehm (uL) und wies einen pH-Wert (CaCl₂) von 6,5 auf. Weitere Bodenkenndaten sind der Tabelle 2 zu entnehmen. Es wurde Winter- und Sommerweizen (*Triticum aestivum* L.) angebaut.

Tabelle 2: Bodenkenndaten der Versuchsfelder an der Versuchsstation Dürnast.

Jahr	N _{min}	N _t	¹⁵ N	C _{org}	C/N	P	K	Sand	Ton	Schluff
	kg N ha ⁻¹ 0-60 cm	[%]	[at%]	[%]	-	CAL mg/100g			[%]	
2011		0,14	-	1,19	8,6	7,6	19,5	16	23	61
2012 Feld 1	24,4	0,13	0,3708	1,17	9,0	0,57	4,3	13	25	62
2012 Feld 2	24,3	0,12	0,3705	1,17	9,8	9,54	18,1	19	20	61

Ammoniakemissionen wurden in 2011, in 2012 und in 2013 gemessen. Im Jahr 2012 wurden zusätzlich Lachgasemissionen gemessen. Die Versuchspläne sind dem Anhang 1 (S. 153), Anhang 2 (S. 154) und Anhang 5 (S. 157) zu entnehmen. Das Feld 2 wurde im Jahr 2012 zur Ertragsermittlung bei verschiedenen Düngungsstrategien angelegt (Anhang 3, S. 155). Die Versuche wurden in einer vollständig randomisierten Blockanlage angelegt, wobei ein Block eine Wiederholung darstellt. Eine Einteilung in Blöcke erlaubt eine bessere Lokalisierung von eventuellen Störfaktoren. Es wurde darauf geachtet, dass mögliche Störfaktoren innerhalb eines Blocks möglichst gering und außerhalb eines Blockes eventuell größer sind (MUNZERT,

1992). Um Randeinflüsse zu reduzieren, wurden Randparzellen um die gesamten Versuchsflächen gelegt.

Tabelle 3: Weizensorten, Aussaatdatum und Vorfrucht der Feldversuche.

Versuchsjahr	Bezeichnung	Frucht	Sorte	Aussaat	Vorfrucht
2011	Feld	WW	Tommi	14.10.2010	Kartoffel
2012	Feld 1	SW	Kadrilj	28. März 2012	Wintergerste
	Feld 2	WW	Tommi	6. Okt. 2011	Winterraps
2013	Feld	WW	Kerubino	24. Okt. 2012	Mais

Die Versuche waren, außer in 2012 auf Feld 2, einfaktorielle Blockanlagen. Im Jahr 2012 wurde bei den Varianten KAS und HS ein zweiter Faktor hinzugefügt und somit eine zweifaktorielle Blockanlage angelegt. Diese Varianten wurden mit der gleichen Gesamtmenge an Düngerstickstoff gedüngt, aber zu zwei Gaben (NI-Empfehlung) und zu drei Gaben (konventionelle Empfehlung). In jedem Versuchsjahr wurden die Düngungsvarianten mit vier Wiederholungen angelegt.

Durchführung der Stickstoffdüngung

Die Versuchsfelder wurden jeweils am Vormittag mit den verschiedenen Düngervarianten gedüngt. Im ersten Versuchsjahr 2011 wurden die Düngetermine möglichst vor trockene Witterungsphasen gelegt, um die Messmethodik während eines möglichst langen Zeitraums zu testen. In den Jahren 2012 und 2013 wurden die N-Gaben zu praxisüblichen Terminen verabreicht. In Tabelle 4 sind die jeweils verwendeten Düngervarianten, -zeitpunkte und N-Mengen angegeben. Die Kontrollvariante wurde zu keinem Zeitpunkt mit Stickstoff gedüngt. Harnstoff, Harnstoff + UI und KAS wurden zu drei und die NI-Varianten zu zwei Terminen gedüngt. Die gedüngte Stickstoffmenge war innerhalb eines Versuchs bei jeder Variante gleich. Die Höhe der Gesamt-N-Menge wurde aufgrund der N_{\min} -Beprobung im Frühjahr festgelegt. Die N-Düngungen wurden zu Vegetationsbeginn, BBCH 32, BBCH 37/39 und BBCH 49/51 durchgeführt. Durch die teilweise nasse bis feuchte Witterung im Versuchsjahr 2012 konnte das Versuchsfeld 1 zum geplanten BBCH-Stadium nicht befahren werden und wurde zu einem späteren Zeitpunkt gedüngt. Die N-Düngung zu BBCH 37 bei den Varianten NI und NI+UI konnte deshalb nicht durchgeführt werden. Diese Düngung wurde auf den 20. Juni 2012 (BBCH 49/51) verschoben.

Die Varianten wurden meist in Doppelparzellen mit einer Mess- und einer Ernteparzelle angelegt. In der Messparzelle wurden NH_3 - bzw. N_2O -Verluste gemessen und Biomasseschnitte zu verschiedenen Terminen durchgeführt.

Tabelle 4: Eingesetzte Düngungsvarianten, Düngetermine und jeweilig gedüngte N-Menge bzw. Gesamt-N-Düngermenge [kg N ha⁻¹] der Versuchsjahre 2011 bis 2013.

	2011	2012		2013
	Feld	Feld 1	Feld 2	Feld
Varianten	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle	Kontrolle
	HS	HS	HS I,II*	HS
	KAS	KAS	KAS I, II*	KAS
	NI	NI*	NI*	NI*
	UI	NI+UI*	UI	UI
	NI+UI		NI+UI*	NI+UI*
Düngung	8. April	3. April	21. März	15. April
	17. Mai	22. Mai	19. April	16. Mai
	20. Juni	20. Juni	21. Mai	6. Juni
			6. Juni	17. Juni
N-Gaben [kg N ha ⁻¹]	80	80 bzw. 100*	80 bzw. 110*	80 bzw. 100*
	70	60	70	60
	40	40 bzw. 80*	90*	80*
N-Summe [kg N ha ⁻¹]	190	180	200	180

* NI-Varianten und dazugehörige Dünger-N-Mengen

Durchführung der ¹⁵N-Düngung, Probennahme und -verarbeitung

Um die ¹⁵N-Düngung der Varianten Harnstoff, Harnstoff + NI und Harnstoff + NI+UI lokal einzugrenzen, wurden Holzrahmen mit einer Fläche von 0,5 m² in das Versuchsfeld eingebaut. Ein Holzrahmen war 0,5 m breit, 1,0 m lang und 5 cm tief. Jeder Rahmen war bespannt mit einem durchlässigen Kunststoffnetz. Es wurde je Variante und Düngetermin ein Rahmen 5 cm tief in die Messparzelle eingegraben, d.h. in die Varianten Kontrolle, Harnstoff und KAS jeweils drei Rahmen und in die NI-Varianten jeweils zwei Rahmen. Nachdem alle Rahmen eingebaut waren, wurde mit der Sämaschine der Weizen gesät und darauf geachtet, dass sich in jedem Rahmen vier Saatzeilen befanden.

Diese Rahmenfläche wurde dann mit ¹⁵N-Dünger händisch gedüngt. Nach dem Abschluss der NH₃-Verlust-Messung wurden die Pflanzen innerhalb der Rahmen geschnitten. Der gesamte Rahmen wurde aus dem Feld entfernt. Die Wurzeln wurden mit einem Sieb (0,5 cm) vom Boden separiert. Um anhaftenden Boden zu entfernen, wurden die Wurzeln 2012 mit destilliertem Wasser gespült. Im Versuchsjahr 2013 wurde auf das Wurzelwaschen verzichtet um eventuelle N-Verluste durch Auswaschung zu vermeiden. Spross und Wurzeln wurden gewogen, getrocknet und vermahlen. Aus der Rahmenfläche wurden mit einem Bodenbohrer weitere Bodenproben bis zu einer Tiefe von 35 cm im Jahr 2012 und bis 95 cm im Jahr 2013 entnommen. Diese Proben wurden in die Bodenhorizonte 5 - 15 cm, 15 - 25 cm und 25 - 35 cm bzw. 5 - 35 cm, 35 - 65 cm und 65 - 95 cm aufgeteilt.

3.2.3 Zylinderversuch zur Ermittlung von Ammoniakemissionen

Im Versuchsjahr 2012 wurde ein Experiment in der sog. **Zylinderabteilung** durchgeführt. Diese Abteilung ist in die Versuchsstation in Dürnast integriert. Es wurde das Ammoniakemissionspotenzial von vier verschiedenen Böden am gleichen Standort unter gleichen Witterungsbedingungen bei Freilandbedingungen geprüft. Die Faktoren unterschiedlicher Temperaturen, Niederschläge, Einstrahlungen und Windverhältnissen wurde somit für den Bodenvergleich eliminiert. Der Versuch beinhaltete vier verschiedene Böden, die sich im pH-Wert, im N-Gehalt und in der Struktur unterschieden (Tabelle 5). Der sandige Schluff (Su) wies eine mittlere N-Versorgung auf. Der lehmige Schluff 1 (Lu 1) wies einen hohen N_{min} - und N_t -Wert auf. Der zweite lehmige Schluff (Lu 2) war ein Unterboden mit geringen N- und C-Gehalten und dem höchsten pH-Wert von 7,4. In den Zylindern befand sich als Unterboden ebenfalls ein lehmiger Schluff, dieser wies N- und C-Gehalte von 0,12 % und 1,1 % auf. Die N_{min} -Werte beziehen sich auf eine 5 cm dicke Bodenschicht, die auf die Bodenoberfläche der Zylinder aufgetragen wurde. Die Anordnung der Varianten und Böden ist dem Versuchsplan in Anhang 4 (S. 156) angegeben.

Tabelle 5: Bodenkenndaten der verwendeten Böden Su, Lu 1, Lu 2 und des vorhandenen Unterbodens (Lu 3) in der Zylinderabteilung 2012.

		Su	Lu 1	Lu 2	Lu 3
pH-Wert	CaCl ₂	6,9	6,4	7,5	6,4
N_{min}	[kg N ha ⁻¹]	3,6	15,0	2,0	3,0
N_t	[%]	0,09	0,13	0,02	0,12
¹⁵ N	[at%]	0,3693	0,3683	0,3706	0,3691
C_{org}	[%]	1,02	1,17	0,25	1,1
C/N		9	11	10	9
P	CAL [mg/100g]	3,4	9,5	0,6	5,2
K	CAL [mg/100g]	11,8	18,1	4,3	5,7
Sand	[%]	45	19	13	20
Ton	[%]	8	20	25	22
Schluff	[%]	47	61	62	58

In der Zylinderabteilung von Dürnast wurden insgesamt 40 Zylinder mit gleicher Düngerhistorie ausgewählt. Die Auswahlkriterien waren eine gleiche N-Versorgung in den Vorjahren und keine frühere eingesetzte ¹⁵N-Markierung des Bodens. Die Vorfrucht war eine Kleeernte. Es wurde ein zweifaktorieller Versuch mit den zu prüfenden Faktoren Bodeneinfluss und Düngetermin im Hinblick auf die ¹⁵N-Wiederfindungsrate angelegt. Im Versuchsaufbau erfolgte die Verteilung der Böden aus arbeitstechnischen Gründen regelmäßig, die Verteilung der Düngetermine und Wiederholungen wurde randomisiert angelegt.

Jeweils 12 Zylinder wurden mit demselben Boden versehen. Die verbleibenden vier Zylinder wurden im Ursprungszustand belassen und als Kontrollvarianten (Lu 3) verwendet. Alle Böden wurden zuvor homogenisiert. Auf den vorhandenen Untergrundboden (Lu 3) wurde ein Kunststoffnetz gelegt, auf welches 5 cm Boden (35 kg) aufgetragen wurde (Abbildung 1). Die Zylinder hatten eine kreisrunde Fläche von 0,5 m², waren 1,80 m tief und nach unten offen. Am 21. März 2012 wurde die Sommerweizensorte Kadrij gesät.

Durchführung der Stickstoffdüngung, ¹⁵N-Düngung, Probennahme und -verarbeitung

Die Stickstoffdüngung wurde händisch ausgeführt. Die gedüngten N-Mengen und Termine sind in Tabelle 6 dargestellt. Zu jedem Düngungstermin wurden für jede Bodenvariante Kontrollzylinder nicht mit Stickstoff gedüngt. Zur ersten Düngung am 21. März wurde ein Drittel mit ¹⁵N-markiertem Harnstoff und zwei Drittel der Zylinder mit nicht-markiertem Harnstoff gedüngt. Das „markierte“ Drittel wurde geerntet. Am 23. Mai wurde das zweite Drittel mit ¹⁵N-markiertem Harnstoff gedüngt und das verbleibende Drittel mit nicht-markiertem N-Dünger gedüngt. Zur letzten und dritten Düngung am 21. Juni wurde das verbleibende Drittel mit ¹⁵N-Dünger gedüngt. Eine ¹⁵N-Bilanzierung kann nur berechnet werden, wenn vorher am Standort kein ¹⁵N-Versuch stattgefunden hat. Die Pflanzen wurden nach der Messperiode geschnitten, getrocknet und gemahlen. Die unterschiedlichen Bodenvarianten wurden mit Hilfe des Kunststoffgewebes aus den Zylindern gehoben, gesiebt, getrocknet und vermahlen. Die Wurzeln wurden durch Sieben separiert und wie das Sprossmaterial verarbeitet. Desweiteren wurden Bodenproben bis 95 cm Tiefe von jedem Zylinder zeitversetzt im Herbst entnommen.

Tabelle 6: Dünger-N-Mengen [kg N ha⁻¹] und Düngungstermin des Zylinderversuchs 2012.

	1. N- Düngung 21. März 2012	2. N-Düngung 23. Mai 2012	3. N-Düngung 21. Juni 2012	Gesamt-N
kg N ha ⁻¹	80	60	40	180
g N Zylinder ⁻¹	8,70	6,52	4,35	19,57



Abbildung 1: Bodenzylinder mit Kunststoffnetzen und 5 cm aufgebrachte Bodenschicht. Böden von links oben nach rechts unten: Su, Lu 1, Lu 2, Lu 3 (Unterboden).

3.2.4 Gefäßversuch zur Ermittlung von Ammoniakemissionen

Zur Optimierung der ^{15}N -Isotopie wurde ein Gefäßversuch zur Ermittlung der ^{15}N -Wiederfindungsraten nach mineralischer Düngung mit markiertem Dünger durchgeführt. Geschlossene Mitscherlich Gefäße mit einer Höhe von 35 cm und einem Durchmesser von 25 cm wurden verwendet. Es wurde Dünnaster Boden (Tabelle 5, S. 27) verwendet. Zuerst wurden 8 kg Boden in die Gefäße eingefüllt und mit einem durchlässigen Kunststoffgewebe von der nächsten oberen Schicht getrennt. Als zweite Schicht wurden 9,5 kg eingefüllt. Im Versuchsjahr 2013 wurde am 6. März die Sommerweizensorte Kadrij angehäet. Die Saatstärke betrug 21 Körner pro Gefäß. Der mehrfaktorielle Versuch wurde randomisiert und in drei Wiederholungen angelegt. Im Gefäßversuch wurden die Varianten Kontrolle und Harnstoff bei unterschiedlicher Wasserversorgung und Düngereinarbeitung bezüglich des Ammoniakemissionspotenzials getestet (Tabelle 7). Die erste N-Düngung ohne ^{15}N -Markierung erfolgte mit 1 g N Gefäß⁻¹ kurz nach der Keimung am 14. März 2013. Die zweite N-Düngung erfolgte zu BBCH 32 am 26. April mit 1 g ^{15}N -markiertem Harnstoff-N Gefäß⁻¹. Die Behandlungsvarianten sind in Tabelle 7 aufgezeigt. Die Düngung erfolgte händisch. Der Dünger wurde mit Hilfe von Stäbchen in 3 bzw. 5 cm Tiefe abgelegt.

Tabelle 7: Dünge- und Bearbeitungsvarianten des Gefäßversuchs 2013.

Variante	Abkürzung	Beschreibung
Kontrolle (ohne N)	0 N	keine N-Düngung
Kontrolle (ohne ^{15}N)	0 ^{15}N	N-Dünger, aber keine ^{15}N -Markierung
Feucht	wet	keine Einarbeitung
Feucht II	wet II	keine Einarbeitung, doppelte Bewässerungsmenge
3 cm tief	3 cm	Dünger 3 cm eingearbeitet
5 cm tief	5 cm	Dünger 5 cm eingearbeitet
Trocken	dry	keine Einarbeitung, Oberfläche trocken

Am 3. Mai 2013 wurde der Versuch beendet. Die Pflanzen wurden knapp über der Bodenoberfläche abgeschnitten. Der Boden wurde aus den Gefäßen entnommen. Die beiden Bodenschichten, getrennt durch das Kunststoffgewebe, wurden separiert. Bei der Siebung konnten die Wurzeln gewonnen werden. Das Pflanzenmaterial wurde getrocknet und im Anschluss vermahlen. Der Boden wurde bei Lufttemperatur getrocknet und mit einer Scheibenschwingmühle auf kleiner 63 μm vermahlen.

3.3 Methodik der Pflanzen- und Bodenuntersuchungen

3.2.1 Destruktive Analysen von Pflanzen- und Bodenproben

Nach jeder NH_3 -Messperiode wurde ein Biomasseschnitt auf $0,5 \text{ m}^2$ durchgeführt, die Bodenschicht bis 5 cm entfernt und Bodenproben bis 65 bzw. 95 cm entnommen. Die Bodenproben wurden mit einem Bohrstock mit 5 cm Durchmesser gezogen. Ein weiterer Teilschnitt wurde kurz vor der Ernte der Feldversuche durchgeführt. Das Sprossmaterial wurde sofort nach dem Schnitt eingewogen. Die Bodenschicht bis 5 cm wurde gesiebt und somit homogenisiert. Die Bohrkern der unteren Bodentiefen wurden ebenfalls homogenisiert. Die ausgesiebten Wurzeln und Bodenteilproben wurden frisch eingewogen. Es folgte die Trocknung des Pflanzenmaterials bei $100 \text{ }^\circ\text{C}$ für mindestens 24 Stunden. Die Proben wurden zurückgewogen, um die Trockensubstanz zu bestimmen. Die Pflanzenproben wurden mit einer Brabender Rotormühle zuerst vorgemahlen und dann später mit einer Kugelmühle feinvermahlen. Die Bodenproben wurden an einem schattigen und kühlen Ort luftgetrocknet und zurückgewogen (PATRA *et al.*, 1996). Danach wurde der Boden in einer Scheibenschwingmühle fein vermahlen.

Die feinvermahlenden Proben wurden in kleine Zinkkaseln eingewogen und im Massenspektrometer auf N und ^{15}N untersucht. Als Standard wurde Rosenmehl ($^{15}\text{N} = 0,3675$) verwendet. Jede Probe wurde zweimal eingewogen und gemessen.

Die Behandlung der ^{15}N -Proben erfolgte mit größter Achtsamkeit, um Verschleppungen und Kontaminationen zu vermeiden. Es wurde stets mit Handschuhen gearbeitet. Zur Reinigung der Mühlen wurde zuerst Druckluft und dann Ethanol verwendet. Desweiteren wurden die Proben in einer bestimmten Reihenfolge verarbeitet, um eine Verschleppung der ^{15}N -Markierung zu vermeiden. Begonnen wurde stets mit der Verarbeitung von Kontrollproben und Varianten ohne ^{15}N -Markierung, dann wurde eine theoretisch aufsteigende ^{15}N -Konzentration der Proben festgelegt und mit der geringsten Markierung begonnen.

3.2.2 Sensorbasierte Messungen zur Erfassung der Stickstoffversorgung von Pflanzen

Begleitend zu Biomassernten wurden sensorbasierte Spektralmessungen mit einer mobilen Sensorplattform durchgeführt, um die N-Versorgung der verschiedenen Düngervarianten berührungslos zu ermitteln. Spektrale Reflexionswerte verschiedener Wellenlängen oder Indizes, die aus der Kombination verschiedener Wellenlängen konstruiert werden, können auf Grund der spezifischen Reflexionseigenschaften, indirekt Aufschluss über den N- und Biomassestatus geben (ERDLE *et al.*, 2011). Wellenlängen im sichtbaren Bereich des Lichtspektrums reagieren beispielsweise sensitiv auf den Gehalt an pflanzlichem Chlorophyll. Da Stickstoff direkt am Aufbau des Chlorophylls beteiligt ist, lassen sich über dessen

Reflexionseigenschaften indirekt Aussagen über den N-Gehalt oder die N-Aufnahme von Pflanzen treffen (MISTELE *et al.*, 2008). Verschiedene Indizes eignen sich lt. verschiedener Studien besonders für die Bewertung von verschiedenen Pflanzenparametern (Tabelle 8). Mit Hilfe einiger ausgewählter Indizes wurde die Düngerwirkung der verschiedenen Düngerformen berührungslos erfasst und bewertet. Mit dem red edge inflection point-Index (REIP) konnten in diesen Versuchen die genauesten Aussagen getroffen werden.

Tabelle 8: Verschiedene spektrale Indizes und deren Bezugsgröße bzgl. verschiedener Pflanzenparameter.

Index	Wellenlängen [nm]	Bezugsgröße	Quelle
REIP	$R700 + 40 * \frac{\frac{R670 + R780}{2} - R700}{R740 - R700}$	N-Konzentration	GUYOT <i>et al.</i> , 1988
NDVI	$\frac{780 - 670}{780 + 670}$	Biomasse	RAUN <i>et al.</i> , 2001
RARS	$\frac{675}{650 * 700}$	Chlorophyll-Gehalt	CHAPPELLE <i>et al.</i> , 1992
SIPI	$\frac{800 - 445}{800 - 680}$	Chlorophyll/Carotinoide	PENUELAS <i>et al.</i> , 1995

3.2.3 N_{min}-Analysen von Bodenproben

Im Frühjahr wurden die Versuchsfelder auf den verfügbaren mineralisierten Stickstoff (N_{min}) beprobt um die Gesamt-N-Düngermenge für die Vegetationsperiode zu bestimmen. Außerdem wurde 2012 nach den NH₃-Messperioden zeitgleich mit der ¹⁵N-Beprobung der N_{min}-Gehalt in den oberen 5 cm bestimmt. Im Versuchsjahr 2013 wurde nach der Ernte der N_{min}-Gehalt in den Bodentiefen 0 - 30 cm, 30 - 60 cm und 60 cm - 90 cm untersucht.

Die Bodenproben bis 5 cm wurden aus der Gesamtbodenprobe der Parzelle entnommen. Die tieferen Bodenschichten wurden mit einem Pürckhauer-Bohrstock oder einem hydraulischen Bohrstock entnommen. Die Bodenproben wurden sofort gekühlt. Die Trockensubstanz wurde bestimmt. Zur Nitrat-Analyse wurden 80 g Boden mit 160 ml 0,01 M Calciumchlorid-Lösung (CaCl₂) versetzt und eine Stunde ausgeschüttelt. Für die Ammonium-Analyse wurden 80 g Boden mit 400 ml 1,0 M Kaliumchlorid (KCl) versetzt und ebenfalls eine Stunde ausgeschüttelt. Die Bodenlösungen wurden filtriert. Nitrat wurde am HPLC gemessen und Ammonium kolorimetrisch am Spektralphotometer bestimmt.

3.3 Messmethodik zur Erfassung von Ammoniak- und Lachgasemissionen

Um die gasförmigen N-Verluste des gedüngten Düngernstickstoffs der eingesetzten Düngervarianten berechnen zu können, wurden die Ammoniakemissionen mit der Dräger-Tube-/Passiv-Flux-Sammler-Methode (DT-/PS-Methode) und der ¹⁵N-Bilanzierung und die Lachgasemissionen mit einer geschlossenen Kammermethode analysiert. Es wurden die tatsächlichen NH₃- bzw. N₂O-Verluste gemessen bzw. berechnet. Die gasförmigen N-Verluste wurden in Emissionswerte kg NH₃ ha⁻¹ und kg N₂O ha⁻¹ umgerechnet werden. Die Umrechnungsfaktoren ergeben sich aus dem Atomgewicht der Moleküle (F1, F2):

$$(F1) \quad \text{NH}_3 \rightarrow \text{N}: \quad 17/14 = 1,21 \quad (14+1+1+1 = 17)$$

$$\text{N} \rightarrow \text{NH}_3: \quad 14/17 = 0,82$$

$$(F2) \quad \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}: \quad 44/28 = 1,57 \quad ((14+14+16)/(14+14))$$

$$\text{N} \rightarrow \text{N}_2\text{O}: \quad 28/44 = 0,64$$

Atomgewicht: Stickstoff (N): 14
Wasserstoff (H): 1
Sauerstoff (O): 16

Bei unterschiedlichen Stickstoffgaben am gleichen Düngungstermin und zum besseren qualitativen Vergleich wird außerdem der prozentuale N-Verlust durch NH₃- oder N₂O-Volatilisation der eingesetzten Düngermenge berechnet (F3):

$$(F3) \quad N_{\text{Verlust}} = N_{\text{tat. Verlust}} / (N_{\text{Dünger}} / 100)$$

N_{Verlust} = N-Verlust (%) des eingesetzten Dünger-N durch NH₃- oder N₂O-Volatilisation
 $N_{\text{tat. Verlust}}$ = tatsächlicher N-Verlust durch NH₃- oder N₂O-Volatilisation (kg N ha⁻¹)
 $N_{\text{Dünger}}$ = eingesetzter Dünger-N (kg N ha⁻¹)

3.3.1 Messung und Berechnung der Ammoniakemissionen bei mineralischer Stickstoffdüngung

3.3.1.1 Erfassung der Ammoniakemissionen mittels ^{15}N -Isotopie

Als Isotope werden Nukleide bezeichnet deren Atomkerne die gleiche Anzahl von Protonen und somit die gleiche Ordnungszahl aber unterschiedlich viele Neutronen aufweisen. Die Anzahl der Elektronen ist bei Isotopen des gleichen Elements identisch. Somit ergibt sich eine unterschiedliche Massenzahl. Stickstoff hat zwei natürliche stabile Isotope, das ^{14}N -Isotop mit einem Vorkommen von 99,634 % und das schwerere ^{15}N -Isotop mit einem natürlichen Vorkommen von 0,366 %. Ein sogenannter markierter N-Dünger hat eine bekannte Anreicherung des schwereren ^{15}N -Isotops. Dieses ^{15}N -Isotop ist vergleichbar mit einem Farbstoff, der sich in Boden, Pflanze und Luft verteilt. Das Verhältnis von $^{14}\text{N}/^{15}\text{N}$ kann am Massenspektrometer analysiert werden. Spross-, Wurzel- und Bodenproben wurden auf Gesamtstickstoff und das stabile Isotop ^{15}N analysiert. Berechnet wurden die ^{15}N -Verluste mit Hilfe einer Bilanzierung des gedüngten ^{15}N -Anteils, des natürlich vorkommenden ^{15}N im Boden und der ^{15}N -Gehalte im Spross, Wurzel und Boden. Es wurden die Varianten Harnstoff, Harnstoff + NI und Harnstoff + NI+UI analysiert.

Durchführung der ^{15}N -Bilanzierung

Zur Berechnung der ^{15}N -Bilanzierung wurden die Versuche stets mit einer Kontrollvariante angelegt. Diese wurde zeitgleich mit den ^{15}N -Varianten beprobt. Im Voraus muss die Höhe der Markierung festgelegt werden. Ausschlaggebend ist die rechnerisch kleinste ^{15}N -Menge, die gefunden werden soll, und somit die tolerierte Unterscheidungsgrenze am Massenspektrometer, um Kontrolle und ^{15}N -markierte Probe zu unterscheiden. In diesem Versuch wurde eine Markierung von 2,3 at% ^{15}N festgelegt.

Zur Berechnung der ^{15}N -Anreicherung der Proben und für eine vollständige Bilanzierung des Dünger-N müssen einige Analysen im Voraus durchgeführt werden. Die Höhe der ^{15}N -Anreicherung von markiertem und nicht-markiertem Dünger muss bekannt sein. Die Analyse gestaltet sich oft schwierig, da z.B. Harnstoff einen N-Anteil von 46 % hat und somit das N-Einwäge-Fenster für das Massenspektrometer schwierig einzuhalten sind. Die natürliche Anreicherung aller zu untersuchenden Probenarten, z.B. Spross, Wurzel, Boden muss untersucht werden. Gewicht pro Flächeneinheit und Trockensubstanz von allen Probenarten müssen protokolliert werden.

Die Bodenproben werden in Schichten analysiert, um die Tiefenabnahme der ^{15}N -Markierung zu dokumentieren. Es muss sichergestellt werden, dass in der untersten erfassten Bodenschicht keine ^{15}N -Anreicherung zu finden ist, um eine Verlagerung des Dünger-N in tiefere Schichten auszuschließen.

Die Massen für das ^{15}N -Isotop sind 15,000108 und 14,003074 für das ^{14}N -Isotop. Aus den Massenzahlen und dem prozentualen Vorkommen berechnet sich die natürliche Atommasse 14,0067 bzw. die molare Masse für Stickstoff (F4):

$$(F4) \quad ((\text{Atommasse}_{14\text{N}} * \%_{14\text{N}}) + (\text{Atommasse}_{15\text{N}} * \%_{15\text{N}})) / 100 = \text{nat. Atommasse}_N$$

Die N-Atommasse des Düngers berechnet sich wie die natürliche Atommasse, nur mit einer anderen prozentualen Verteilung. Die ^{15}N -Markierung bei Harnstoff war 2,30661 at%, somit entfallen 97,69339 % auf das ^{14}N -Isotop. Es berechnet sich eine molare Masse von 14,026072 für den markierten ^{15}N -Harnstoffdünger. Die Stoffmenge des Düngers (F5) wird wie folgt berechnet:

$$(F5) \quad \text{Stoffmenge } n = (\text{Probengewicht} / 100 * N \%) / \text{molare Masse}$$

Nachdem die Proben auf den N- und ^{15}N -Anteil analysiert wurden, wurde für jede Probe die Molare Masse und Stoffmenge berechnet. Für jede Probenart wird das mittlere natürliche ^{15}N -Vorkommen der Kontrollen berechnet.

Aus diesen gewonnenen Werten wird für jede Probe nach HAUCK und BREMNER (1976) die prozentuale ^{15}N -Wiederfindung aus dem ^{15}N -markierten Dünger (F6) berechnet:

$$(F6) \quad \text{WFR} = 100 * (p * (c - b) / (f * (a - b)))$$

WFR = ^{15}N -Wiederfindungsrate (%) aus dem ausgebrachten Dünger-N
 p = gesamte N-Aufnahme (mol)
 f = gesamter ausgebrachter Dünger (mol)
 a = at% ^{15}N des Düngers
 b = at% ^{15}N der Probe (Pflanze, Boden) nicht gedüngt (Probe Kontrolle)
 c = at% ^{15}N der Probe (Pflanze, Boden) gedüngt mit markiertem Dünger

Die prozentuale N-Verlustrate der NH_3 -Emissionen (F7) wird durch die Subtraktion der addierten Wiederfindungsraten der einzelnen Probenarten und der N_2O - und NO -Emission berechnet:

$$(F7) \quad \text{NH}_3\text{-Verlust} = 100 - (\text{WFR}_{\text{Pflanze}} + \text{WFR}_{\text{Wurzel}} + \text{WFR}_{\text{Boden}} + \text{N}_2\text{O-N} + \text{NO-N})$$

Die Lachgasemission wurde entweder gemessen oder mit dem standortbedingtem Emissionsfaktor (EF) von 0,52 berechnet (F8):

$$(F8) \quad \text{N}_2\text{O}_{\text{Dünger}} = \text{gedüngter Dünger-N (kg N ha}^{-1}\text{)} / 100 * 0,52$$

Weber (2001 a) stellte am Standort Dürnast vorwiegend eine Deposition der NO_x -Gase fest. Düngermenge und -verteilung zeigten keine Auswirkungen auf NO_x -Flüsse. Da die NH_3 -Bilanzierung sich auf wenige Tage bzw. maximal 21 Tage nach der N-Düngung beschränkt wurden NO_x -Emissionen bei der Berechnung vernachlässigt.

3.3.1.2 Erfassung der Ammoniakemissionen mit der Dräger-Tube-Methode in Kombination mit Passiv-Flux-Sammlern

Die Dräger-Tube-Methode ist eine *dynamische Kammermethode* (PACHOLSKI *et al.*, 2008 und 2010). Das System besteht aus vier Kammern, welche mit Teflonschläuchen verbunden sind. Jede Kammer hat einen Durchmesser von 11,5 cm und besitzt ein Röhrchen zum Ansaugen der Luft und ein Röhrchen von welchem Luft abgesaugt wird (Abbildung 2). Der Innenraum der Kammern ist konisch zur Vermeidung von Totluftbereichen. Vier Kammern decken einen Bereich von 415 cm^2 ab. Die Luft wird mit Hilfe einer Handpumpe bzw. eines Pumpautomaten durch ein Indikatorröhrchen (Dräger) abgesaugt (Abbildung 2). Der Ammoniakanteil (ppm) der angesaugten Luft kann sofort durch einen Farbumschlag am Indikatorröhrchen abgelesen werden.



Abbildung 2: Links: Drägerkammer aus Edelstahl mit Verbindungsstück zu den Teflonschläuchen. Rechts: Schlauchverbindungen zum Drägerrohrchen und zur Handpumpe.

Der Passiv-Flux-Sammler ist eine modifizierte Säurefalle (Abbildung 3). In die viereckigen HDPE-Flaschen wurde in jede Seite ein Loch gebohrt. Die Fenster sind zum Schutz gegen Insekten mit einem PE-Gitter abgeklebt. Der Deckel ist an einem Kunststoffdach befestigt, welches gegen Regen und somit vor einer möglichen Verdünnung der Sammlerlösung schützt. Das Dach ist stufenlos höhenverstellbar an einer Edelstahlstange befestigt, die in den Boden gesteckt wird. Der Passiv-Flux-Sammler wird mittig in einer Doppelparzelle platziert.

Eine 0,05 M H₂SO₄-Sammlerlösung wird für den Messzeitraum in die Flaschen gefüllt und in definierten Zeitabständen gewechselt.



Abbildung 3: Passiv-Flux-Sammler im Weizenbestand mit höhenverstellbarer modifizierter HDPE-Flasche befestigt an einem Kunststoffdach.

Die Kombination der Träger-Kammern und der Passiv-Flux-Sammler wurde auch zur Messung von Ammoniakemissionen aus Güllen verwendet (PACHOLSKI *et al.*, 2010). Sofort nach der Düngung wurden die Passiv-Flux-Sammler aufgestellt und mit 20 ml Sammlerlösung (0,05 M H₂SO₄) befüllt. Die Öffnungen der Passiv-Flux-Sammlerflaschen befanden sich 2011 einheitlich 25 cm über dem Boden, im Jahr 2012 einheitlich 15 cm über dem Bestand. Im Jahr 2013 wurden drei Messhöhen gewählt: 15 cm über dem Boden, die mittlere Bestandeshöhe und 15 cm über dem Bestand. Die Messhöhen wurden täglich während der Messperiode überprüft. Im Anschluss daran wurde die erste Messung mit der Dräger-Tube-Methode durchgeführt. Es wurde täglich ein Wechsel der Sammlerlösung und Messungen jeder Variante mit der Dräger-Tube-Methode durchgeführt. An niederschlagsreichen Tagen wurde die Sammlerlösung erst am folgenden Tag gewechselt.

Die NH₄⁺-Konzentration der Sammlerlösung wurde mittels Destillation analysiert. Das gasförmige Ammoniak der Luft verbindet sich mit der Schwefelsäure zu Ammoniumsulfat ((NH₄)₂SO₄). Das Ammoniumsulfat wird mit Natronlauge (NaOH) versetzt, Ammoniak wird frei und steigt in der Apparatur auf. Das Gas kühlt ab und es entsteht in einem Erlenmeyerkolben Ammoniumhydroxid (NH₄OH). Zum Destillat wird der Tashiro-Indikator hinzugefügt, welches sich aufgrund des hohen pH-Wertes grün färbt. Das Destillat wird mit Schwefelsäure bis zu einem pH-Wert von 5,3 titriert (Farbumschlag Pink). Das Titrationsverhältnis ist 1 ml 0,005 M H₂SO₄ zu 0,14 mg N. Die Menge der benötigten Schwefelsäure bis zum Farbumschlag beschreibt die Menge an Stickstoff im Destillat im Verhältnis 1 : 0,14.

Berechnung der NH₃-Flüsse

Die Berechnung der NH₃-Flüsse erfolgt nach der von PACHOLSKI (2011) dargestellten Methode. Zur Berechnung der N-Verluste werden die Daten der Dräger-Tube-Messungen und die zu diesem Zeitpunkt herrschende Lufttemperatur, der Luftdruck, die Windgeschwindigkeit, die Windrichtung und die NH₄⁺-Konzentrationen der Sammlerlösung benötigt. Die Windrichtung wird in der Berechnung nicht direkt benötigt, sondern dient als Fehlerquelleninformation bei möglichen Einflüssen aus Nachbarparzellen (Querdrift).

Die Messwerte der DT-Methode werden auf eine Standardhubzahl korrigiert. Der abgelesene Dräger-Wert [ppm] wird auf einen Rohdatenfluss F_{Ng} [mg N m⁻² h⁻¹] umgerechnet:

$$(F9) \quad F_{Ng} = V_{Luft} * conc * p_{Luft} * p_{Temp} * 10^{-6} * 14/17 * A_{korr} * t_{korr}$$

V_{Luft} = Luftvolumen (0,1 l * Hubzahl)

$conc$ = Wert (ppm) - Hintergrundwert (ppm)

p_{Luft} = Luftdruckkorrektur (1013 hPa / aktuell hPa)

p_{Temp} = Dichtekorrektur Temperatur ((696,11 mg/l) * 298,15) / (273,15 * Takt (°C))

14/17 = Umrechnung NH₃ → N

A_{korr} = Umrechnung Kammerfläche in m² (10 000 cm² / 415 cm²)

t_{korr} = Umrechnung in Stunde h (3600 s / Messzeit s)

Es folgt die Umrechnung der Rohdatenflüsse von mg N m⁻² h⁻¹ in kg N ha⁻¹ h⁻¹. Für niedrige Bestände wie Weizen oder unbedeckten Boden wird folgende Kalibrationsgleichung angewendet:

$$(F10) \quad In_{Absolutfluss} = 0,444 In_{NH3-Fluss(DT)} + 0,590 In_{(V \text{ Wind } 2 \text{ m})}$$

V = Windgeschwindigkeit in [m s⁻¹] zum Zeitpunkt der Drägermessung

NH_3 -Fluss = Drägerfluss [kg N ha⁻¹ h⁻¹]

Absolutfluss = kalibrierter NH₃-Fluss [kg N ha⁻¹ h⁻¹]

Die NH₄⁺-Konzentration der **Passiv-Flux-Sammler** wird gemessen und auf ein Standardvolumen korrigiert. Die ppm-Werte eines Messintervalls werden zu einer Gesamtkonzentration aufsummiert. Durch den Bezug der PS-Summe (kg N ha⁻¹ h⁻¹) zum Dräger-Endverlust (kg N ha⁻¹) wird der absolute Verlust berechnet.

z.B.: 10 kg N ha⁻¹ ≈ 20 ppm → 1 ppm ≈ 0,5 kg N ha⁻¹

Die Flüsse werden nun für ein Messintervall abgeleitet:

z.B.: 12 ppm / 6 h → 0,5 kg N ha⁻¹ ppm⁻¹ * 12 ppm 6 h⁻¹ = 1 kg N ha⁻¹ h⁻¹

Grundsätzlich müssen die Messwerte um den Hintergrundwert der Kontrollflächen korrigiert werden.

3.3.2 Messung und Berechnung von Lachgasemissionen bei mineralischer Stickstoffdüngung

Die N_2O -Messungen wurden im Versuchsjahr 2012 mit der *geschlossenen Kammermethode* in Anlehnung an HUTCHINSON und MOSIER (1981) sowie AULAKH *et al.* (1991) durchgeführt (Abbildung 4).



Abbildung 4: Links: Kammer zur Lachgasmessung mit Luftspritze und Vakutainer. Rechts: Metallring im Feld zur dauerhaften Positionierung der Kammern.

Um repräsentative Messwerte zu erhalten, wurde immer mittags zur gleichen Zeit gemessen. Es wurde witterungsunabhängig wöchentlich jeden Montag ab Aussaat (2. April 2012) bis drei Wochen nach der Ernte (3. September 2012) gemessen. Nach der zweiten und dritten Düngung wurde eine zusätzliche Messung nach vier Tagen vorgenommen. Insgesamt wurde an 25 Terminen Lachgas gemessen. Vor der ersten Messung wurden je fünf Metallringe (Messwiederholung) homogen verteilt in jede Parzelle eingedrückt. Um bei jeder Messung die gleiche Fläche zu beproben und die Bodenoberfläche nicht zu stören, verblieben die Metallringe bis zur letzten Messung im Versuchsfeld. Insgesamt gab es 75 Messpunkte bzw. Metallringe auf dem gesamten Feld. In einem definierten zeitlichen Abstand wurden die Messhauben auf die Metallringe aufgesetzt. Davor wurde Wasser in eine Einkerbung des Metallrings gegeben, um eine Abdichtung der Kammer zur Umgebungsluft zu gewährleisten. 20 Minuten nach dem Aufsetzen der Haube erfolgte die erste Entnahme von Luftproben, nach weiteren 20 Minuten wurden die zweiten Luftproben genommen. Jeweils 20 ml Luft wurden mit einer Spritze abgezogen und in luftdichte Vakutainer gespritzt. Die Luftproben wurden am Gaschromatographen auf die N_2O -Konzentration analysiert.

Berechnung der Lachgasflüsse

Aus den fünf T0-Messungen (Hintergrund) wurde ein Mittelwert berechnet. In jeder Parzelle befanden sich fünf Messhauben, die Varianten wurden dreimal wiederholt. Jede Messhaube wurde zweimal beprobt. Die erste Beprobung (T1) erfolgte 20 Minuten, die zweite Beprobung (T2) 40 Minuten nach Aufsetzen der Hauben. Aus den beiden Werten wurde die N-Menge [g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹] nach einem linearen Modell berechnet. Der N₂O-Flux [cm³ m⁻² h⁻¹] wird zuerst über die Funktion von T1 und T2 berechnet:

$$(F11) \quad F_{N_2O} = (VK * dC) / (AK * dt)$$

Funktion von T1 [cm³/(m²*h)]

VK = Volumen der Kammer = 1,786938 dm³
dC = N₂O-Konzentrationsdifferenz in der Kammer (T1 - T0) [vppm = mm³ dm⁻³]
AK = Fläche der Kammer = 0,01131 m²
dt = Dauer der Anreicherungsphase bis zur Beprobung [0,33333 h; 20 Minuten]

Funktion von T2 [cm³/(m²*h)]

dC = N₂O-Konzentrationsdifferenz in der Kammer (T2 - T0) [vppm = mm³ dm⁻³]

Aus den beiden Werten wird ein Mittelwert gebildet:

$$(F12) \quad F_{N_2O} = (F_{N_2O} T1 + F_{N_2O} T2) / 2$$

Der Mittelwert wird in die allgemeine Gasgleichung eingesetzt:

$$(F13) \quad p * V = n * R * T$$

p = Atmosphärendruck in Dürnast = 95,3 kPa
R = allgemeine Gaskonstante = 8,314 Pa m³ K⁻¹ mol⁻¹
n = Stoffmenge [mol]
T = Temperatur [K]
V = Volumen des Gases => Fluss an N₂O; entspricht dem Volumen N₂O von einer Fläche innerhalb einer definierten Zeit [cm³ m⁻² h⁻¹].

Um auf g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ umrechnen zu können wird der Anteil von Stickstoff aus dem Lachgas berechnet.

$$(F14) \quad M = n * m$$

M = Atomare Gewicht (N₂ im N₂O = 28 g mol⁻¹) [g mol⁻¹]
m = Gewichtsmenge (hier: N) [g]

Die berechneten Werte werden über den Zeitraum interpoliert.

Zur Berechnung der Lachgasemissionsfaktoren werden immer die kontrollbereinigten und somit nur dem Dünger zuzuordnenden Verlustwerte zu Grunde gelegt.

Begleitende meteorologische Messungen

Für die meteorologischen Messungen wurde direkt nach der Aussaat auf den Versuchsfeldern eine Wetterstation aufgestellt. Die Wetterstation erfasste folgende Daten in einem 10-minütigen Rhythmus:

- Lufttemperatur ($^{\circ}\text{C}$)
- Bodentemperatur ($^{\circ}\text{C}$)
- Windgeschwindigkeit in 2 m Höhe (m s^{-1})
- Luftfeuchte (g m^{-3})
- Bodenfeuchte (g m^{-3})
- Globalstrahlung (W m^{-2})
- Niederschlag (mm)

Für die Berechnungen der NH_3 - und N_2O -Flüsse wurden die zum Zeitpunkt der Messung aufgezeichneten Wetterdaten benutzt. Für die Darstellung der Witterungsverläufe wurde die durchschnittliche Tagesmitteltemperatur und die tägliche Niederschlagssumme berechnet. Auf Grund der räumlichen Lage der Zylinderabteilung wurde die Lufttemperatur separat aufgezeichnet. Weitere Wetterdaten sowie die langjährigen Temperatur- und Niederschlagsmittel wurden vom Deutschen Wetterdienst (DWD) zur Verfügung gestellt oder dem Messdatennetz der LfL Bayern entnommen.

3.3.3 `Pollution swapping` bei Ammoniak- und Lachgasemissionen

Um den relativen Beitrag zum Treibhausgaseffekt der einzelnen Treibhausgase bewerten zu können, wurde für jedes Treibhausgas ein Faktor festgelegt (IPPC, 2007). Der Vergleichswert bezieht sich auf Kohlendioxid (CO₂). Mit einem CO₂-Äquivalent bzw. dem globalen Erwärmungspotenzial pro kg Gas in Bezug auf CO₂ von freigesetztem Ammoniak und Lachgas werden in der Treibhausgasberechnung die Verluste bewertet. Das CO₂-Äquivalent gemäß dem Kyoto-Protokoll bezogen auf 100 Jahre für 1 g NH₃-N beträgt 3,1 g CO₂ und für 1 g N₂O-N 310 g CO₂ (Kyoto-Protokoll, IPPC, 2007). Für die Treibhausgase Methan (CH₄) gilt ein CO₂-Äquivalent von 21, für 1,1,1,2-Tetrafluorethan (C₂H₂F₄) von 1000 und für Schwefelhexafluorid (SF₆) von 23.900.

(F15) rel. Treibhauspotenzial_{NH3} = NH₃-N * 3,1 CO₂-Äquivalent_{NH3-N}

(F16) rel. Treibhauspotenzial_{N2O} = N₂O-N * 310 CO₂-Äquivalent_{N2O-N}

Lachgas hat eine Verweildauer in der Atmosphäre von 150 Jahren (GRAEDEL und GRUTZEN, 1994). Ammoniak hingegen ist leicht wasser- und säurelöslich und hat eine kurze Verweildauer von einigen Stunden bis einigen Tagen. Auch KÜSTERMANN *et al.* (2008) verwenden CO₂-Äquivalente für N- und C-Flüsse zur Modell-Berechnung im System Boden-Pflanze-Tier-Umwelt.

Die N-Formen verschiedener N-Dünger haben ein unterschiedliches Emissionspotenzial. Auch die Beeinflussung der chemischen Abläufe im Boden durch Urease- und Nitrifikationshemmstoffe können Ammoniak- und Lachgasemissionen verändern bzw. reduzieren. Ungeklärt ist, ob sich bei einer Reduktion der Urease die Nitrifikation erhöht bzw. erniedrigt und umgekehrt. Nach GIOACCHINI *et al.* (2001) reduziert der Einsatz eines Nitrifikationsinhibitors (NBPT) die Effektivität des Ureaseinhibitors (DCD).

Nun kann berechnet werden welchen Anteil NH₃- bzw. N₂O-Verluste am tatsächlichen gasförmigen Stickstoffverlust aufweisen. Ammoniak wird häufig einen höheren tatsächlichen N-Anteil einnehmen. Dies bedeutet ein höheres Risiko der Eutrophierung und Versauerung naturnaher Ökosysteme und einen höheren wirtschaftlichen N-Verlust.

Durch die hohe N₂O-Umweltschädlichkeit ist der größte Anteil der CO₂-Äquivalente häufig auf Lachgasemissionen zurückzuführen. Die Wirksamkeit von Nitrifikationsinhibitoren wird bezogen auf die düngerbasierten N₂O-Emission abzüglich der natürlichen Emissionen aus der Kontrollvariante.

3.4 Erfassung und Berechnung der Ertrags- und Qualitätsdaten

Zur Ernte wurde der gesamte Bestand bzw. die Ernteparzellen der Feldversuche mit dem Parzellenmähdrescher beerntet. Die Parzellenflächen sind in Tabelle 9 angegeben. Um weitere Prüfmerkmale über den Bestand zu ermitteln, wurde vor der Ernte jeweils ein Biomasseteilschnitt von 0,5 m² in jeder Parzelle vorgenommen. Dieser Teilschnitt wurde verwendet um Tausendkorngewicht, Korngrößenverteilung, Stroh-, Korngewicht und N-Gehalt zu analysieren. Die Erntezeitpunkte sind in Tabelle 9 angegeben. In der Zylinderabteilung wurden alle Versuchszylinder nach der dritten Harnstoffdüngung beerntet, somit erfolgte keine zusätzliche Ernte.

Tabelle 9: Parzellengröße und Erntezeitpunkte der Versuchsjahre 2011 bis 2013.

Versuchsjahr	Bezeichnung	Frucht	Parzellengröße	Ernte
2011	-	Winterweizen	27 m ²	4. August
	Feld 1	Sommerweizen	16 m ² *	9. August
2012	Feld 2	Winterweizen	24 m ²	31. Juli
	Zylinder	Sommerweizen	0,5 m ²	-
2013	-	Winterweizen	21,6 m ² *	5. August

Legende: * = Doppelparzellen

Das Tausendkorngewicht (TKG) wurde mit Hilfe einer Körnerzählmaschine ermittelt. Je geringer das TKG ist, desto ungünstiger war die Periode der Kornfüllung (ab BBCH 71). Mit Hilfe des TKG (g) und der Keimfähigkeit (%) wird die Saatstärke (kg ha⁻¹) berechnet.

Die prozentuale Korngrößenverteilung wurde mit einer Sortiermaschine durchgeführt und in die Korngrößen > 2,8 mm, 2,8 - 2,5 mm, 2,5 - 2,2 mm und < 2,2 mm getrennt. Gemessen wird der Durchmesser der Körner. Bei der kleinsten Korngröße wurde der Anteil Bruchkörner oder Schmachtkörner visuell bestimmt.

Pro Ernteparzelle wurden die Ährentragenden Halme m⁻² gezählt.

Der tatsächliche N-Entzug in kg N ha⁻¹ der Probe (Korn, Stroh) wird berechnet aus der Trockenmasse (TM, kg ha⁻¹) und dem N-Anteil (N %) der Probe. Der N-Entzug_{Korn} spiegelt indirekt den Rohproteingehalt bzw. Rohproteinерtrag wider. Die Summe aus N-Entzug Korn und Stroh ergibt den gesamten N-Entzug des Aufwuchses aus dem Boden. Der Stickstoff wird aus dem Dünger-N und dem Boden-N geliefert.

$$(F17) \quad N\text{-Entzug}_{\text{Probe}} = TM_{\text{Probe}} * N_{\text{Probe}}$$

Um den prozentualen düngerbasierten N-Entzug bzw. die N-Aufnahme aus dem Dünger-N zu bewerten wird mit der Differenzmethode die *scheinbare N-Ausnutzungseffizienz* (NAE) berechnet. Es wird dazu der N-Entzug der ungedüngten Kontrollvariante benötigt. Je höher der Wert ist, desto höher ist die Effizienz der Dünger-N-Ausnutzung im Vergleich zu einer nicht

gedüngten Fläche. Die Verluste sind laut RAUN und JOHNSON (1998) bedingt durch gasförmige N-Verluste, Denitrifikation, N-Erosion und N-Auswaschung.

$$(F18) \text{ NAE [\%]} = (\text{N-Entzug}_{\text{gedüngt}} - \text{N-Entzug}_{\text{ungedüngt}}) / (\text{N-Menge}_{\text{gedüngt}} / 100)$$

Der prozentuale N-Anteil im Korn gibt die N-Verteilung in der Pflanze an. Dieser Wert beschreibt die Translokation innerhalb der Pflanze, bewertet aber nicht die N-Aufnahmefähigkeit der Pflanze an sich.

$$(F19) \text{ N-Anteil}_{\text{Korn}} [\%] = \text{N-Entzug}_{\text{Korn}} / (\text{N-Entzug}_{\text{gesamt}} / 100)$$

Um das Biomasseverhältnis von Korn zur Gesamtpflanze zu bewerten wurde ein Harvest Index (HI_{Biomasse}) berechnet (F15). Je höher der HI_{Biomasse} ist, desto höher ist der prozentuale Gewichtsanteil des Kornes an der Gesamtpflanze.

$$(F20) \text{ HI}_{\text{Biomasse}} = \text{Biomasse}_{\text{Korn}} / \text{Biomasse}_{\text{gesamt}}$$

3.5 Statistische Datenauswertung

Die Feldversuche wurden mit Randparzellen umgeben um äußere Einflussfaktoren zu reduzieren. Es wurden mindestens drei, meistens vier Wiederholungen in einer vollständigen randomisierten Blockanlage gewählt.

Die Daten wurden mit dem Statistikprogramm SPSS Statistics 19 ausgewertet. Für alle Prüffaktoren und -merkmale wurden Mittelwerte mit einer positiven und negativen Standardabweichung berechnet. Es wurde mittels t-Test auf eine Gauß'sche Normalverteilung geprüft, um dann mit einer Einweg-ANOVA und dem Duncan-Test auf die jeweiligen Signifikanzen geprüft. Eine Signifikanz bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,05$ bzw. 5 % wird als signifikant bei $\alpha = 0,01$ bzw. 1 % als hoch signifikant bezeichnet (MUNZERT, 1992). Die unterschiedlichen Signifikanzen sind mit Kleinbuchstaben gekennzeichnet. Wurden keine Signifikanzen festgestellt wurde auf eine Bezeichnung in der Abbildung zur besseren Verständlichkeit verzichtet.

Um einen quantitativen Zusammenhang zweier Faktoren zu beschreiben wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Es wurde das dazugehörige Bestimmtheitsmaß R^2 berechnet (MUNZERT, 1992). Je mehr das Bestimmtheitsmaß gegen 1 geht, desto enger ist der quantitative Zusammenhang der beiden Prüffaktoren. Um den starken Einfluss der nicht gedüngten Kontrollvariante auszuschließen, wurde das Bestimmtheitsmaß zusätzlich nur der gedüngten Varianten berechnet.

4 Ergebnisse

4.1 Witterungsdaten

Da die Höhe der Ammoniak- und Lachgas-Verflüchtigung witterungsabhängig ist, werden die Versuchsjahre im Einzelnen und im Vergleich beschrieben. Von Bedeutung ist das Auftreten z.B. von Temperaturänderungen oder Niederschlägen, auch der Zeitpunkt, die Intensität und die Dauer der Witterungsereignisse spielt eine Rolle. Dies hat einen Einfluss auf die Bodenfeuchte, welche die bedeutendste Einflussgröße bezüglich der Düngerlöslichkeit darstellt. Die Wetterdaten wurden über die gesamte Vegetationsperiode aufgezeichnet.

Die Vegetationsperiode **2011** begann mit einem warmen sonnigen und regenreichen März. Die Monate April und Mai wiesen eine ausgeprägte Trockenheit auf. Juni und Juli waren hingegen unbeständig und niederschlagsreich.

Der März **2012** war warm und regenreich. Der April und Mai waren ebenfalls warm, aber trockener. Im Juni fielen hohe und im Juli häufige Niederschläge.

Das Jahr **2013** begann mit einem kalten März, der April war hingegen warm. Im Mai folgte nochmals eine kalte Periode. Ende Mai und Anfang Juni fielen starke Niederschläge, die zu Überschwemmungen führten. Darauf folgte ein trockener und warmer Juli.

Der Verlauf der **Tagesmitteltemperaturen** und die monatlichen Temperaturmittel verglichen mit dem langjährigen Mittel (1981-2010) in den einzelnen Versuchsjahren sind in Abbildung 5 dargestellt. Die Tagesmitteltemperatur des vieljährigen Mittels beträgt 11,4 °C während der Vegetationsperiode von Weizen (März bis August). Das Temperaturmittel war mit 13,3 °C (2011), 13,7 °C (2012) und 12,3 °C (2013) in allen Versuchsjahren höher. Im Jahr 2011 lagen alle Monate, außer Juli, über dem langjährigen Mittel, was zu einem 1,9 °C höheren Mittelwert führte. Auch im folgenden Jahr war die Temperatur stets höher als im langjährigen Mittel, dies führte zu einer 2,3 °C höheren Durchschnittstemperatur. Trotz des kalten Vegetationsbeginns und eines kühlen Sommeranfangs war 2013 bedingt durch den heißen und trockenen Sommer die mittlere Temperatur der Vegetationsperiode um 0,9 °C höher.

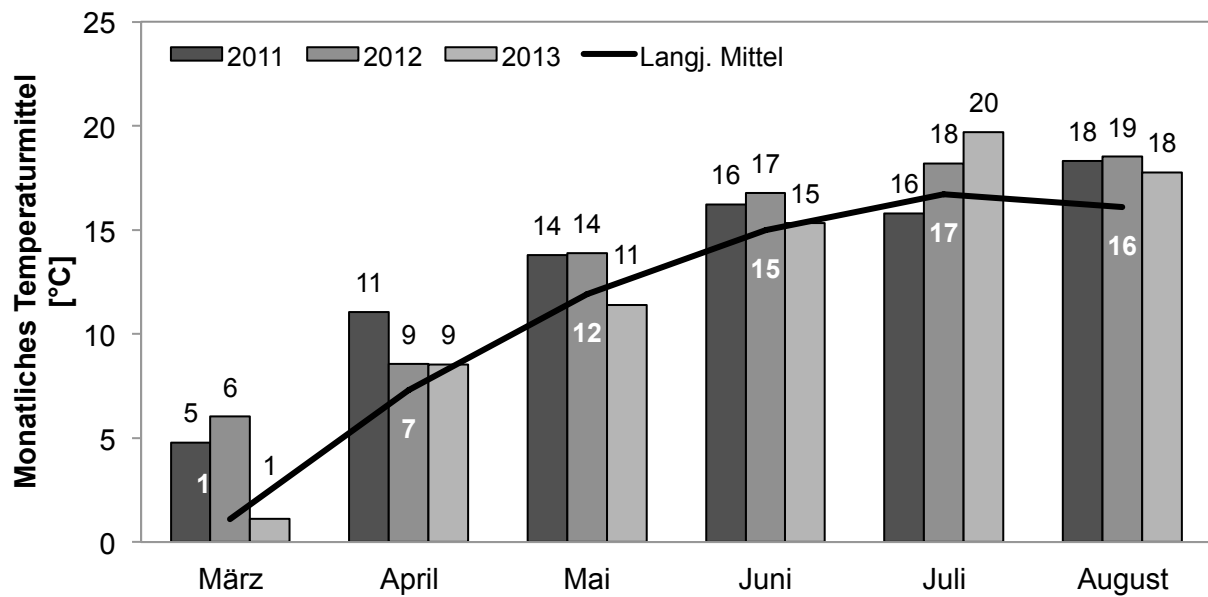


Abbildung 5: Monatliches Temperaturmittel [°C] 2011 bis 2013 im Vergleich zum langjährigen Mittel (1981 - 2012).

Die **Niederschlagsverteilung** und die monatlichen Niederschlagssummen im Vergleich zum vieljährigen Mittel während der Vegetationsperiode sind in Abbildung 6 dargestellt. Die Niederschlagssumme während der Vegetation betrug im langjährigen Mittel 487,6 mm. Dieses wurde 2011 mit 514,1 mm überschritten. Das Jahr 2012 war mit 379,3 mm trockener. Im mittleren Bereich befand sich mit 471,1 mm das Jahr 2013. Im Versuchsjahr 2011 gab es ein feuchtes Frühjahr und einen feuchten Sommer. Im folgenden Jahr blieben die monatlichen Niederschläge deutlich unter dem langjährigen Mittel, außer nach der Ernte Ende August. Deutlich sind 2013 die starken Niederschläge Ende Mai und Anfang Juni sichtbar, im Juli regnete es hingegen nur wenig.

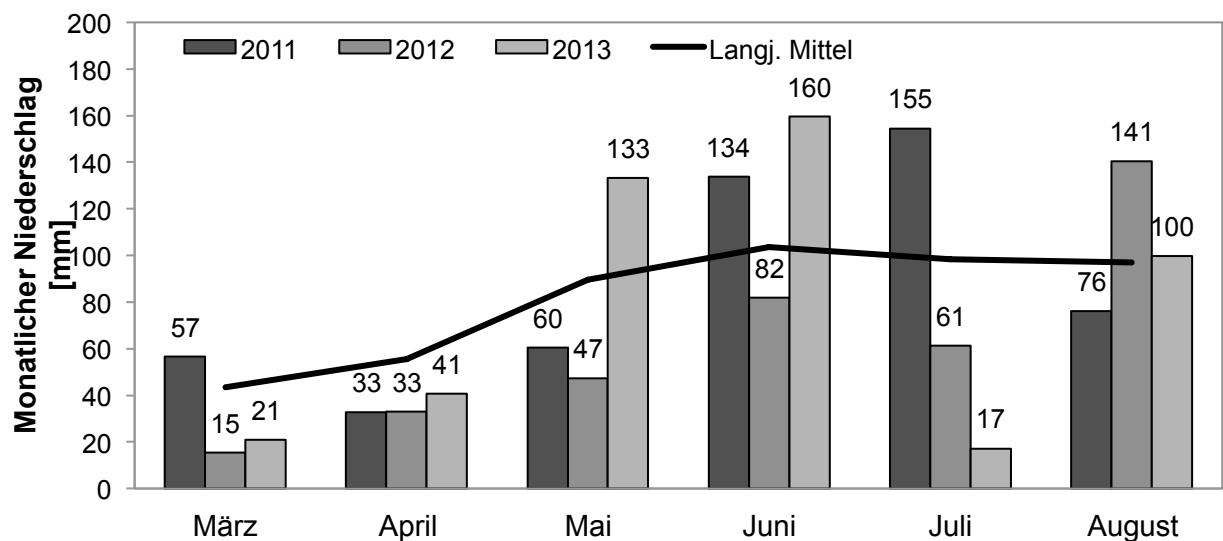


Abbildung 6: Monatliche Niederschlagssummen [mm] 2011 bis 2013 im Vergleich zum langjährigen Mittel (1981-2010).

4.2 Ammoniakemissionen verschiedener mineralischer Stickstoffdünger

4.2.1 Ammoniakemissionen bei Einsatz verschiedener N-Formen in Feldversuchen

Im ersten Versuchsjahr 2011 wurden alle Varianten gleich gedüngt, da in diesem Jahr der Fokus auf der Etablierung der DT-Methode und den Passiv-Flux-Sammlern lag. In den folgenden Jahren wurden die KAS-, Harnstoff- und UI-Varianten dreimal und die NI- und NI+UI-Varianten zu zwei Zweitpunkten gedüngt. Im Versuchsjahr 2012 wurde die Variante UI nicht untersucht. Im Jahr 2012 wurden die Varianten Harnstoff, NI und NI+UI und im Jahr 2013 die Harnstoffvariante mit der ^{15}N -Isotopie bilanziert.

4.2.1.1 Ammoniakemissionen nach der ersten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren

Die erste N-Düngung der Weizenbestände erfolgte zu Vegetationsbeginn. In Tabelle 10 sind die Düngetermine, Düngermengen und die Witterungsparameter während der jeweiligen NH_3 -Messperioden angegeben.

Im Jahr 2011 konnten während der ersten N-Düngung keine NH_3 -Verluste quantifiziert werden, da die Methodik noch nicht etabliert war. Auf Grund der Vollständigkeit wurden die Witterungsdaten exemplarisch für zwei Wochen nach der Düngung in Tabelle 10 aufgeführt. Die NI-Varianten wurden in 2012 und 2013 nach Empfehlung mit einer höheren Anfangsgabe gedüngt. Auf Grund der anhaltenden niedrigen Temperaturen im Frühjahr 2013 konnte die erste Düngung erst zum 15. April erfolgen. Die Vegetation war im Frühjahr 2013 um zwei Wochen verzögert.

Zum Zeitpunkt der ersten Düngung waren die Weizenpflanzen in einem sehr frühen Entwicklungsstadium, somit konnten für die ^{15}N -Bilanzierung keine separaten Wurzelproben entnommen werden. Spross und Wurzel wurden als Gesamtprobe Spross verarbeitet und bewertet.

Tabelle 10: Dünge- und Witterungsinformationen zur ersten NH_3 -Messperiode (Vegetationsbeginn) von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren.

Variante	2011, 8. April	2012, 3. April	2013, 15. April
Kontrolle [kg N ha^{-1}]	0	0	0
KAS, HS [kg N ha^{-1}]	80	80	80
NI, NI+UI [kg N ha^{-1}]	80	100	100
UI [kg N ha^{-1}]	80	-	80
Tagesmitteltemp. [$^{\circ}\text{C}$]	9,3	6,8	11,7
Niederschlag [mm]	0,5	28,8	24,8
Messperiode [d]	(14)	15	8

Im Versuchsjahr **2012** zeigten die Dräger-Tube-Messungen keine Messwerte an, somit konnten trotz PS-Messwerten keine NH_3 -Emissionen berechnet werden. Die Passiv-Flux-Sammler wiesen in der Summe leicht höhere Werte als die Hintergrundwerte auf. Am zweiten Tag nach der Düngung setzten Niederschläge ein, die möglicherweise die NH_3 -Emissionen reduzierten (Abbildung 7). Die Verteilung der prozentualen N-Wiederfindungsraten des ^{15}N -markierten Düngers sind in Abbildung 8 angegeben. Die ^{15}N -Wiederfindungsrate des N-Düngers war in den Pflanzen mit 0,9 % bis 1,3 % trotz einer Beprobungszeit von 15 Tagen auf Grund des frühen Vegetationsstadiums erwartungsgemäß niedrig. Die Wiederfindung entsprach 0,9 bis 1,0 kg Dünger-N ha^{-1} in den Pflanzenproben. Der höchste Anteil des Düngerstickstoffs, mit durchschnittlich 60 %, befand sich in den obersten 5 cm des Bodens. In der Bodenschicht 5 - 15 cm konnten weitere 30 % bestimmt werden. Die Bodentiefen 15 - 25 cm und 25 - 35 cm wiesen mit durchschnittlich 1,0 % bzw. 0,3 % eine starke Abnahme des markierten N-Düngers auf. Die bilanzierten NH_3 -N-Verluste nach der ersten Düngung betragen 3,8 kg N ha^{-1} bei NI, 6,2 kg N ha^{-1} bei Harnstoff und 6,8 kg N ha^{-1} bei der Variante NI+UI. Es wurden keine statistischen Unterschiede der Dünger-N-Verlagerung und der bilanzierten NH_3 -Verluste zwischen den Varianten gefunden.

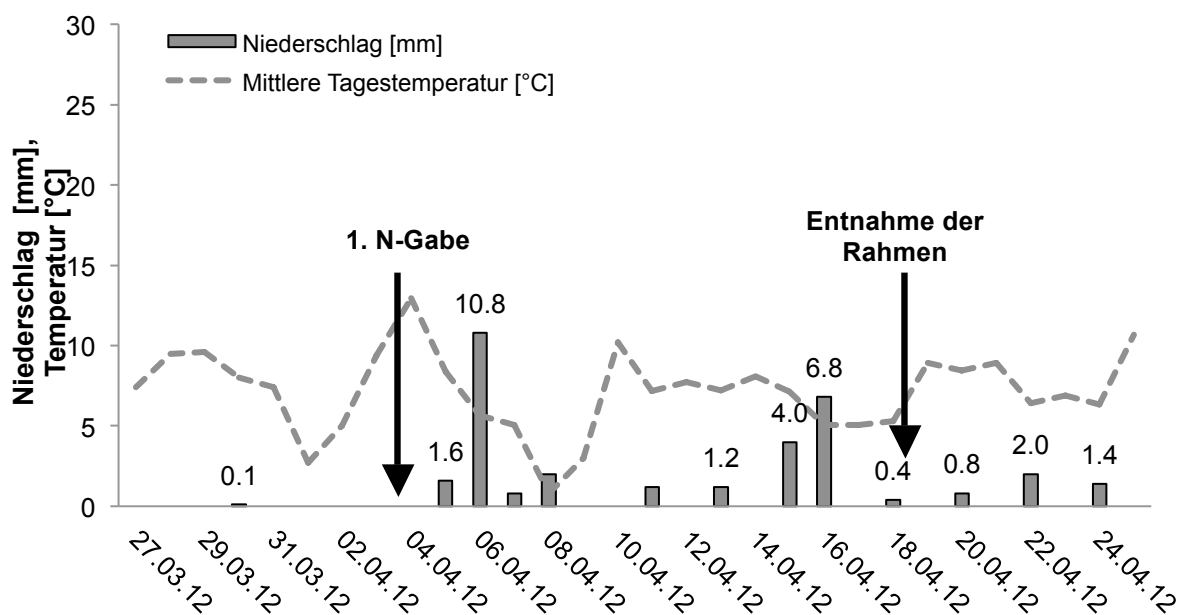


Abbildung 7: Witterungsverlauf zur ersten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha^{-1} der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante bzw. 100 kg N ha^{-1} der NI-Varianten am 3. April und Entnahme der Rahmen nach 15 Tagen zur ^{15}N -Analyse (Niederschlagssumme 28,8 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 6,8 °C).

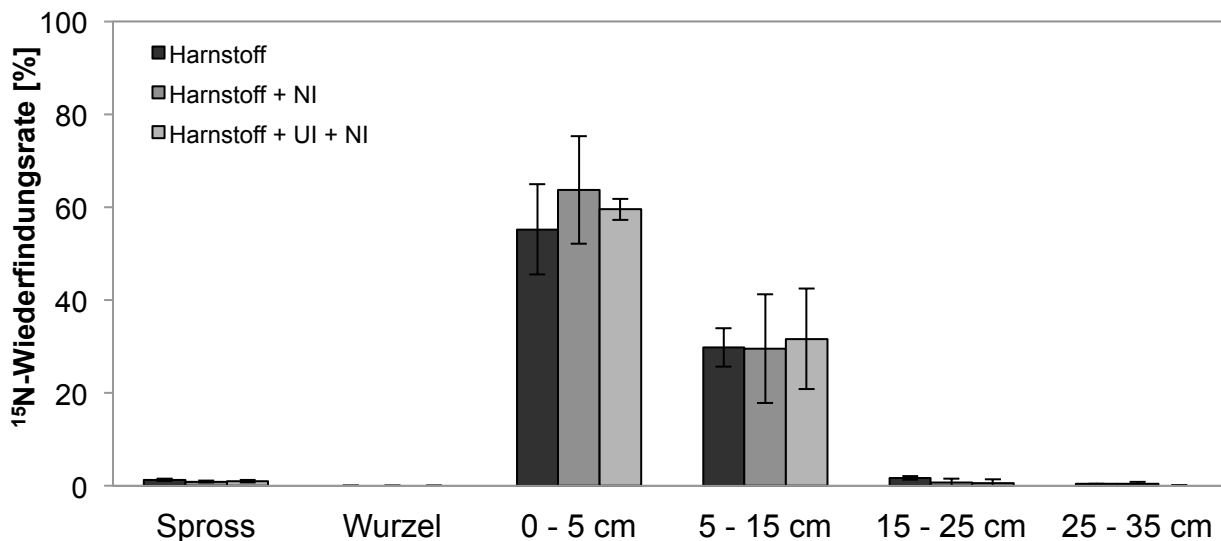


Abbildung 8: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsraten nach der ersten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha⁻¹ der Harnstoffvariante und 100 kg N ha⁻¹ der NI-Varianten am 3. April in den Weizenpflanzen und den Bodentiefen bis 35 cm (FG 2, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test, n.s.).

Bei allen Varianten wurden **2013** geringe NH₃-Emissionen gemessen. Möglicherweise verminderte eine schnelle Düngelöslichkeit verursacht durch eine höhere Bodenfeuchtigkeit und ein Niederschlagsereignis von 7,9 mm am Tag nach der Düngung, trotz eines Anstiegs der Tagesmitteltemperatur, die NH₃-Emissionen (Abbildung 9). Bei der DT-/PS-Methode wies die Variante NI+UI mit 0,8 % den niedrigsten Verlust und die Variante Harnstoff mit 1,8 % den höchsten prozentualen NH₃-N-Verlust auf (Tabelle 11). Der Einsatz des UI bzw. NI+UI konnte die NH₃-Emissionen um 33 % bzw. 47 % reduzieren. Die ¹⁵N-Wiederfindungsrate wies auf keine NH₃-N-Verluste der Variante Harnstoff hin (Abbildung 10). Es konnten 100 % des eingesetzten Düngers im System Pflanze-Boden wiedergefunden werden. Infolge eines geringen Anteils von 1,3 % Dünger-N in 65 cm wurden die nachfolgenden Bodenuntersuchungen bis zu einer Tiefe von 95 cm erweitert. Nach acht Tagen wurden etwa 80 % des Dünger-N in der obersten Bodenschicht bis 5 cm gefunden. Die Pflanzen konnten 10 % des angebotenen Düngernitrogens in acht Tagen aufnehmen, dies entsprach 7,7 kg Dünger-N ha⁻¹ und einer durchschnittlichen täglichen Aufnahme von 1,0 kg Dünger-N ha⁻¹ d⁻¹. Die geringen Standardabweichungen wiesen auf eine gute Wiederholbarkeit hin. Im Jahr 2013 war die mittlere Tagestemperatur etwa 5 °C höher, welche das Pflanzenwachstum in diesem Zeitraum erhöhte und trotz einer kürzeren Messperiode sich in einer höheren N-Wiederfindungsrate von 10 % statt etwa 1 % im Jahr 2012 widerspiegelte.

Der höchste Dünger-N-Anteil wurde in beiden Versuchsjahren in den obersten 5 cm gefunden.

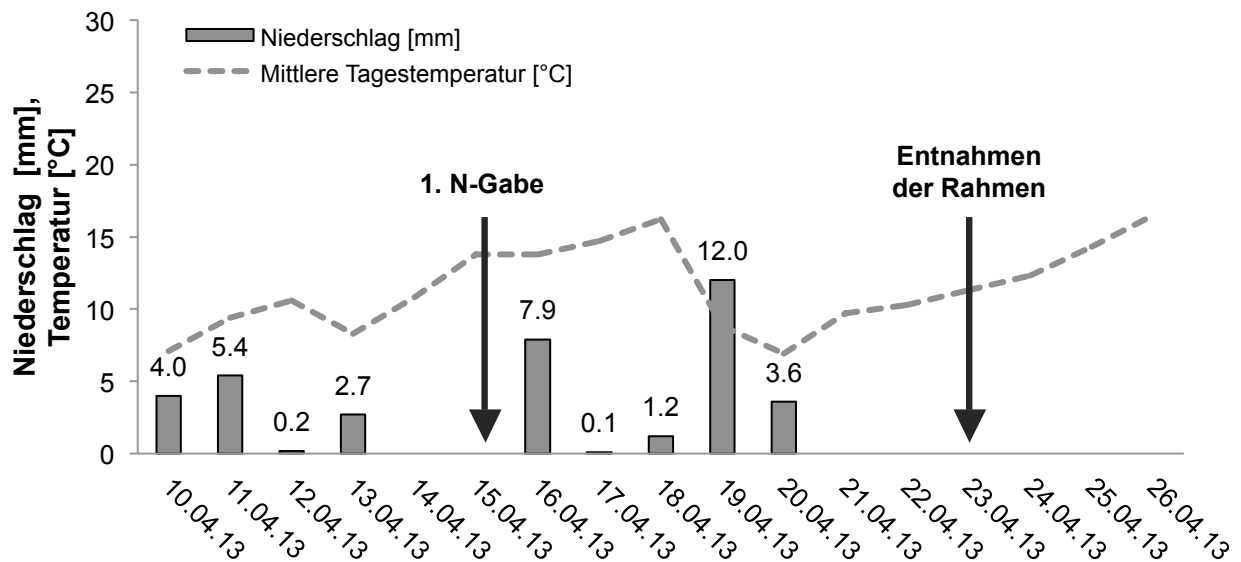


Abbildung 9: Witterungsverlauf zur ersten N-Düngung 2013 von 80 kg N ha⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante bzw. 100 kg N ha⁻¹ der NI-Varianten am 15. April und Entnahme der Rahmen nach acht Tagen zur ¹⁵N-Analyse (Niederschlagssumme 24,8 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 11,7 °C).

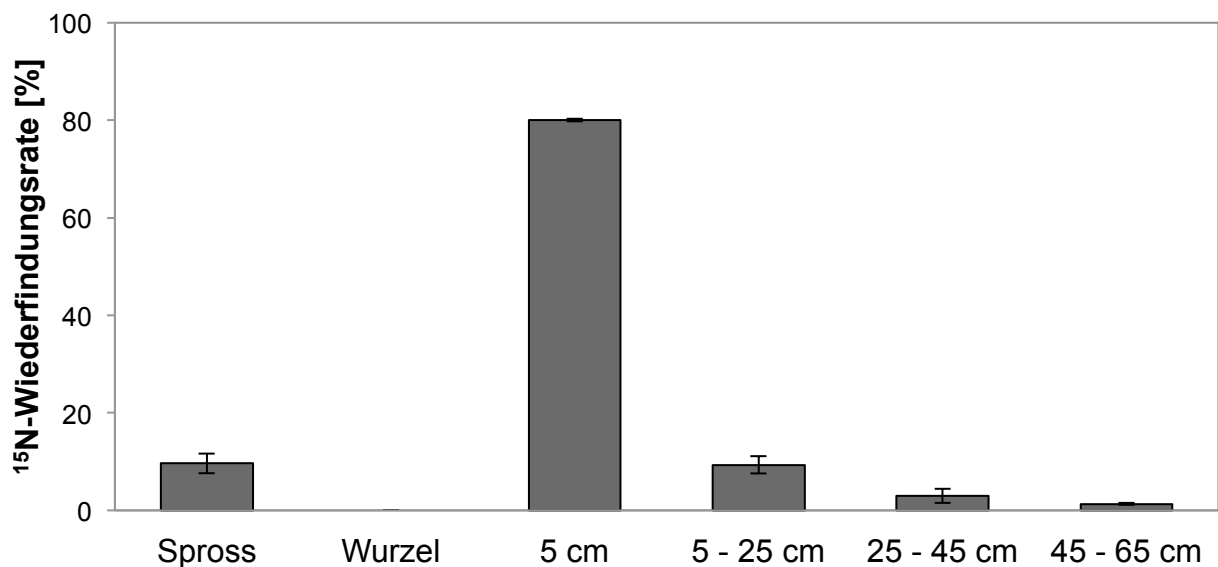


Abbildung 10: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsraten nach der ersten N-Düngung 2013 von 80 kg N ha⁻¹ der Harnstoffvariante am 15. April in den Weizenpflanzen und in den Bodentiefen bis 65 cm.

In Tabelle 11 sind zusammenfassend die NH₃-Verluste der ersten N-Düngung 2012 und 2013 bestimmt mittels DT-/PS-Methode und ¹⁵N-Isotopenbilanzierung dargestellt. Es wurden mit der DT-/PS-Methode **2012** keine NH₃-Verluste nachgewiesen. Die bilanzierten Verluste betragen 3,8 bis 6,8 kg N ha⁻¹ und waren nicht signifikant verschieden. Die Variante NI wies 3,8 %, die NI+UI-Variante 6,8 % und die Harnstoffvariante 7,7 % N-Verluste auf. Teilweise wurden bei vereinzeltten Parzellen auch bei der ¹⁵N-Isotopie keine NH₃-Verluste bilanziert.

Niedrige NH₃-Emissionen von 0,8 bis 1,5 kg N ha⁻¹, respektive 0,8 % bis 1,8 % des Dünger-N konnten **2013** mit der DT-/PS-Methode gemessen werden. Mittels ¹⁵N-Bilanzierung wurden keine NH₃-Verluste der Harnstoffvariante nachgewiesen. Die Streuung der Standardabweichung wies aber auf geringe Verluste einiger Wiederholungen hin.

Tabelle 11: NH₃-Emissionen der ersten N-Düngung 2012 und 2013 von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren in kg N ha⁻¹ und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 2 bzw. 4, GD_{5%} < 0,05, Duncan-Test).

	2012			2013	
	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]	[%]	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]
	DTM/PS	¹⁵ N	¹⁵ N	DTM/PS / ¹⁵ N*	
KAS	0,0	-	-	0,8 (0,2) ^a	1,0 ^{ab}
HS	0,0	6,2 (5,2) ^{n.s.*}	7,7 ^{n.s.*}	1,5 (0,1) ^b / 0 (3,7)*	1,8 ^d / 0*
NI	0,0	3,8 (1,4) ^{n.s.*}	3,8 ^{n.s.*}	1,5 (0,1) ^b	1,5 ^c
UI	-	-	-	1,0 (0,1) ^a	1,3 ^{bc}
NI+UI	0,0	6,8 (8,6) ^{n.s.*}	6,8 ^{n.s.*}	0,8 (0,3) ^a	0,8 ^a

Legende: * = Wert aus der ¹⁵N-Bilanzierung, () = Standardabweichung

4.2.1.2 Ammoniakemissionen nach der zweiten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Ureaseinhibitoren

Die zweite N-Düngung der Varianten KAS, Harnstoff und UI erfolgte zu BBCH 32, dem 2-Knoten-Stadium. Es wurden 60 bzw. 70 kg N ha⁻¹ gedüngt (Tabelle 12). Die Variante UI wurde im Jahr 2012 nicht geprüft. Die Versuchsjahre 2011 und 2012 wiesen mit 16,4 °C bzw. 16,3 °C und Niederschlägen von 31,1 mm bzw. 29,6 mm ähnliche Witterungsbedingungen auf. Die kälteste und niederschlagsreichste Messperiode war in 2013 mit 10,3 °C etwa 6 °C kälter als die vorangegangenen Jahre, und wies eine Niederschlagssumme von 49,6 mm auf.

Tabelle 12: Dünge- und Witterungsinformationen zur zweiten NH₃-Messperiode (BBCH 32) von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Ureaseinhibitoren.

Variante	2011, 17. Mai	2012, 22. Mai	2013, 16. Mai
Kontrolle [kg N ha ⁻¹]	0	0	0
KAS / HS [kg N ha ⁻¹]	70	60	60
UI [kg N ha ⁻¹]	70	-	60
Tagesmitteltemp. [°C]	16,4	16,3	10,3
Niederschlag [mm]	31,1	29,6	49,6
Messperiode [d]	11	9	12

Im Versuchsjahr **2011** fielen am zweiten Tag nach der Düngung 3 mm Niederschlag (Abbildung 11). Dies könnte möglicherweise den Anstieg der NH₃-Emissionen aller Varianten am dritten Tag verursacht haben. Niederschläge von 8 und 19 mm am 9. und 10. Tag nach der Düngung beendeten die NH₃-Emissionen. Die akkumulierten NH₃-Verluste ermittelt mit der DT-/PS-Methode waren mit 9,3 kg N ha⁻¹ bzw. 13,3 % des Düngerstickstoffs bei Harnstoff am höchsten (Tabelle 13). Die niedrigsten Ammoniakemissionen von 4,7 kg N ha⁻¹ wurden bei Harnstoff mit Ureaseinhibitor ermittelt, dies entspricht 6,8 % des gedüngten Stickstoffs. Der Ureaseinhibitor verringerte die NH₃-Emissionen von Harnstoff um 50 %.

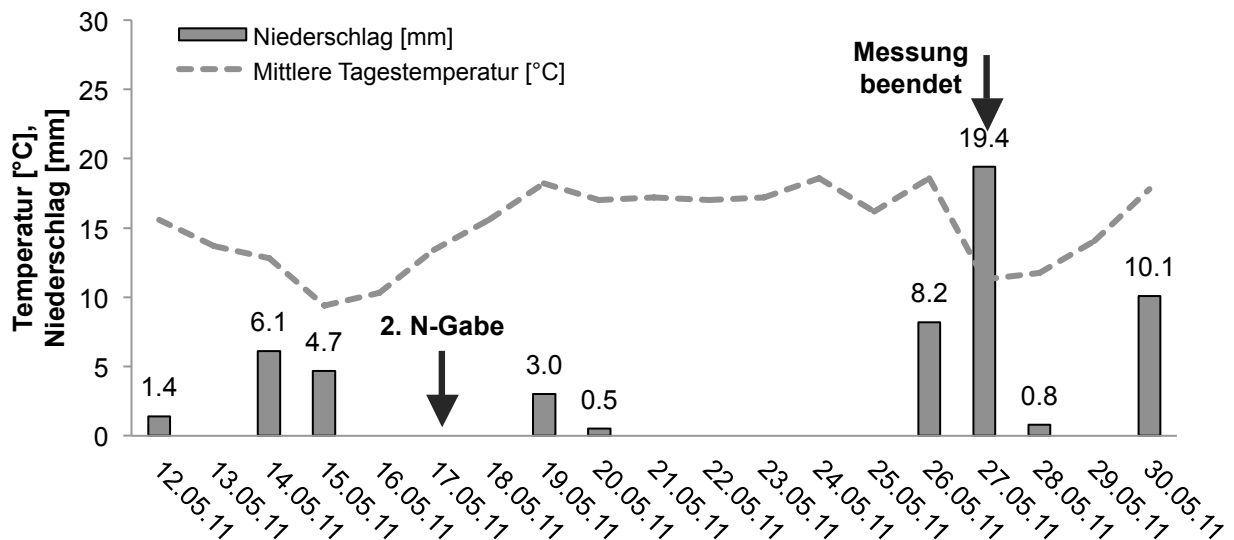


Abbildung 11: Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2011 von 70 kg N ha^{-1} der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 17. Mai bis zum Messende nach 11 Tagen (Niederschlagssumme $31,1 \text{ mm}$, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur $16,4 \text{ }^\circ\text{C}$).

Am ersten Tag nach der N-Düngung **2012** führte ein leichter Niederschlag von 4 mm möglicherweise zur Lösung des gedüngten Harnstoffs (Abbildung 12). Am siebten Tag regnete es nochmals $10,2 \text{ mm}$. Mit der Dräger-Tube-Methode konnte nur an einem Tag (25. Mai 2012) eine geringe NH_3 -Konzentration von $0,15 \text{ ppm}$ bei KAS und $0,25 \text{ ppm}$ bei Harnstoff gemessen werden. Eine NH_3 -Emission von KAS konnte mit der PS-Messung nicht bestätigt werden. Für die Harnstoffvariante ergab sich für diesen Tag ein N-Verlust durch Ammoniakemissionen von $6,8 \text{ g NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Mittels ^{15}N -Isotopie konnte zur zweiten Düngung mit $38,7 \%$ ein höherer Dünger-N-Anteil in den Pflanzenteilen als im Boden mit $32,1 \%$ gefunden werden. In den Wurzeln befand sich mit über 30% die höchste Menge an markiertem Stickstoff (Abbildung 13). Spross und Wurzeln nahmen somit $23,2 \text{ kg Dünger-N ha}^{-1}$ während der Messperiode auf. Die durchschnittliche tägliche N-Aufnahme der Pflanzen während neun Tagen betrug $2,6 \text{ kg Dünger-N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Die ^{15}N -Isotopie ergab einen N-Verlust von $17,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ bzw. $28,8 \%$ des eingesetzten Düngerstickstoffs (Tabelle 13). Diese Berechnung zeigt nicht die tatsächlichen NH_3 -Verluste auf, da in 35 cm Tiefe noch ^{15}N -markierter Dünger gefunden werden konnte und somit eine Dünger-N-Auswaschung nicht ausgeschlossen werden kann (Abbildung 13). Im weiteren Versuchsverlauf wurde der Boden bis 65 cm bzw. 95 cm beprobt. Der N-Verlust von $28,8 \%$ kann mangels einer tieferen Beprobung nicht als NH_3 -Verlust impliziert werden.

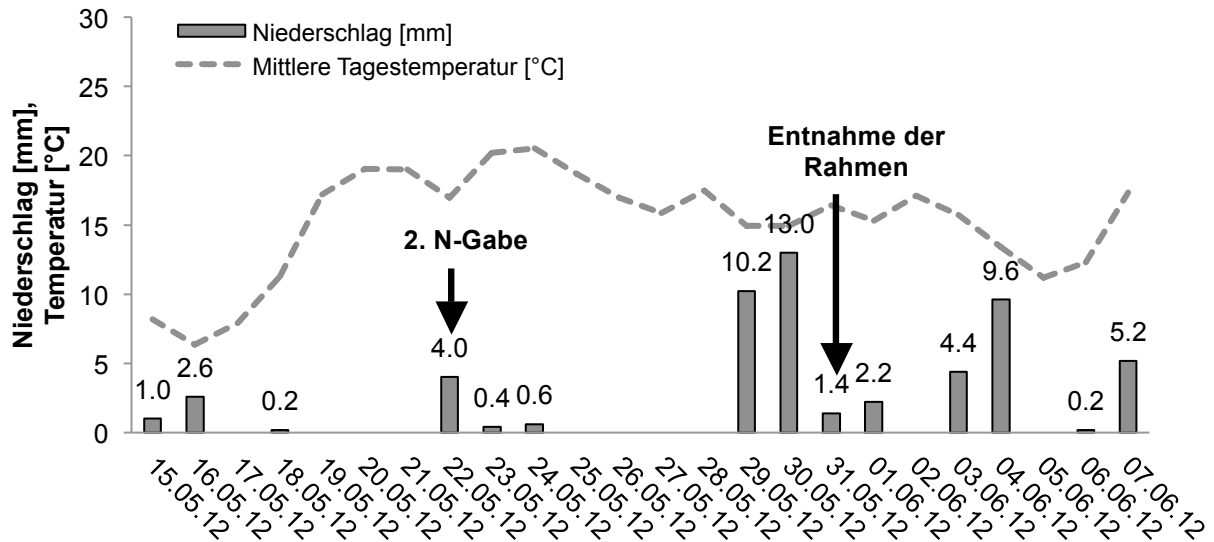


Abbildung 12: Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2012 von 60 kg N ha⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 22. Mai und Entnahme der Rahmen nach neun Tagen zur ¹⁵N-Analyse (Niederschlagssumme 29,6 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 16,3 °C).

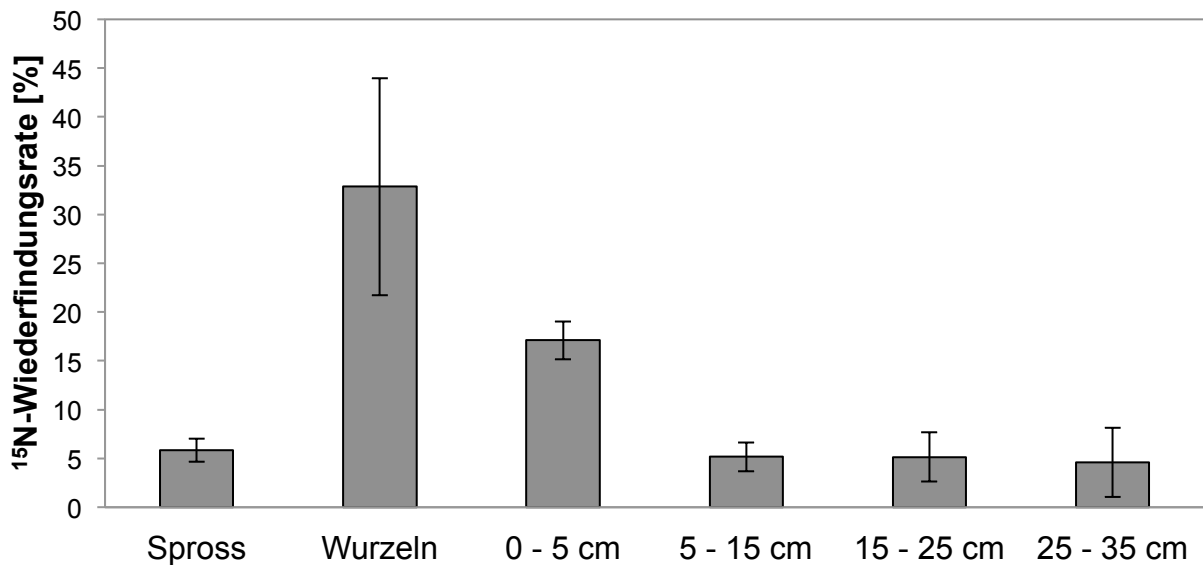


Abbildung 13: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsraten nach der zweiten Düngung 2012 von 60 kg N ha⁻¹ der Harnstoffvariante am 22. Mai in den Pflanzenteilen und in den Bodentiefen bis 35 cm.

Mit der DT-Methode konnten zur zweiten Düngung **2013** keine NH_3 -Verluste ermittelt werden. Möglicherweise führte die vorhandene Bodenfeuchtigkeit zu einer schnellen Düngerlösung und ein Niederschlag von 7 mm am Tag nach der Düngung zur Einwaschung des Düngers (Abbildung 14). Auch in den folgenden Tagen wurden Niederschläge von 0,1 mm bis 19,3 mm pro Tag gemessen. Die Passiv-Flux-Sammler zeigten geringe Verluste an den ersten beiden Tagen auf. Nach der NH_3 -Messphase setzten starke Regenfälle ein, welche zu Überschwemmungen führten. Mit der ^{15}N -Isotopie konnte zur zweiten Düngung ein $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verlust von $3,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ bzw. 5,8 % des ausgebrachten Harnstoffdüngers bilanziert werden (Tabelle 13). Die Rahmen konnten auf Grund der Niederschläge und der Bodenfeuchtigkeit erst nach 12 Tagen entnommen werden. Zwei Tage vor der Entnahme fielen 19,3 mm und 9,8 mm Niederschlag (Abbildung 14). Die Temperatur sank im Messzeitraum ab. Nach 12 Tagen hatten der Spross und die Wurzeln etwa 55 % bzw. 33 kg N ha^{-1} des gedüngten Stickstoffs aufgenommen (Abbildung 15). Die durchschnittliche Dünger-N-Aufnahme betrug während der 12-tägigen Messperiode $2,8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. In der Bodenschicht 65 cm bis 95 cm konnte kein Dünger-N gefunden werden, dies lässt auf eine 100 %-ige Wiederfindungsrate des vorhandenen ^{15}N -Stickstoffs im Boden schließen.

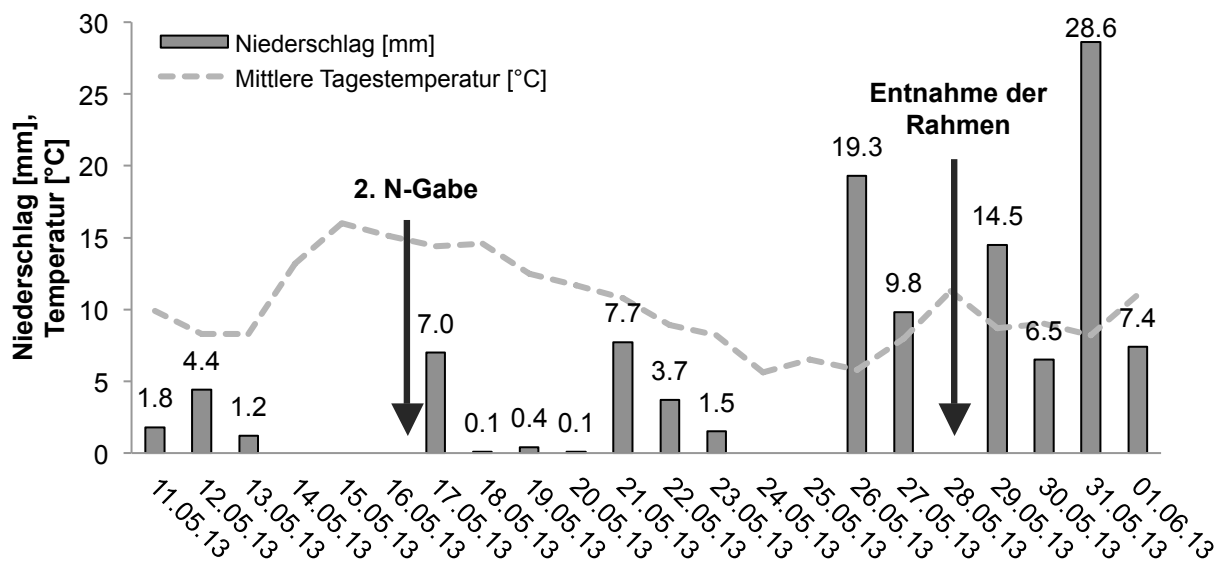


Abbildung 14: Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2013 von 60 kg N ha^{-1} der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 16. Mai und Entnahme der Rahmen nach 12 Tagen zur ^{15}N -Analyse (Niederschlagssumme $49,6 \text{ mm}$, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur $10,3 \text{ °C}$).

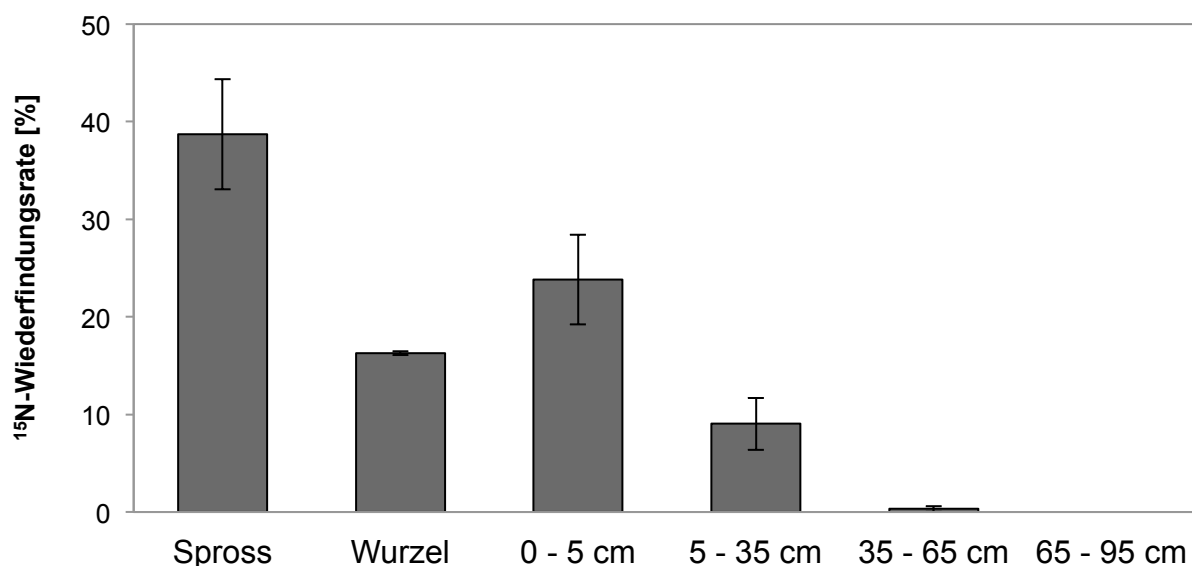


Abbildung 15: Prozentuale ^{15}N -Wiederfindungsraten nach der zweiten N-Düngung 2013 von 60 kg N ha^{-1} der Harnstoffvariante am 16. Mai in den Pflanzenteilen und in den Bodentiefen bis 95 cm.

Die Tabelle 13 gibt die NH_3 -Verluste der Versuchsjahre 2011 bis 2013 nach der zweiten Düngung an. Zu dieser Düngung wurde nur die Harnstoffvariante mit der ^{15}N -Isotopie quantifiziert. Im Jahr 2012 konnte keine vollständige ^{15}N -Bilanzierung der untersten Bodentiefen durchgeführt werden, somit sind N-Verluste durch Auswaschung nicht erfasst. Der Wert von $17,3 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ wurde in den folgenden Berechnung nicht mit einbezogen.

Tabelle 13: NH_3 -Emissionen nach der zweiten N-Düngung der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante in kg N ha^{-1} und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 2 bzw. 3, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).

Methode	2011		2012		2013	
	[$\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$]	[%]	[$\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$]	[%]	[$\text{kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$]	[%]
KAS DTM/PS	6,9 (2,8) ^{n.s.}	9,8 ^{n.s.}	0,0 ^{n.s.}	0,0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}
HS DTM/PS	9,3 (6,9) ^{n.s.}	13,3 ^{n.s.}	0,006 ^{n.s.}	< 1 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}
^{15}N	-	-	[17,3 (8,5)]	[28,8]	5,2 (3,3)	8,7
UI DTM/PS	4,7 (1,4) ^{n.s.}	6,8 ^{n.s.}	-	-	0 ^{n.s.}	0 ^{n.s.}

Legende: - = keine Messung bzw. Düngung, () = Standardabweichung, [] = Bilanzierung unvollständig, n.s. = nicht signifikant

4.2.1.3 Ammoniakemissionen nach der zweiten N-Düngung von Harnstoff mit Nitrifikationsinhibitoren

Im Versuchsjahr **2011** erfolgte die zweite NI-Düngung zu BBCH 32 zeitgleich mit der zweiten Düngung der Varianten KAS, Harnstoff und Harnstoff + UI. Die Durchschnittstemperatur betrug 16,4 °C. Es fiel die höchste Niederschlagsmenge von 31,1 mm (Tabelle 14).

Im Versuchsjahr **2012** konnte auf Grund der andauernden Niederschläge die Düngung zum Erscheinen des Fahnenblattes (BBCH 37) nicht durchgeführt werden. Um trotzdem die gleiche N-Gesamt-Menge zu düngen, mussten zeitgleich mit der dritten N-Düngung von KAS, Harnstoff und UI am 20. Juni (BBCH 49/51) die NI-Varianten mit den verbleibenden 80 kg N ha⁻¹ gedüngt werden. Es wurde mit neun Tagen und 17,8 °C die kürzeste und die wärmste Messperiode verzeichnet (Tabelle 14).

2013 wurde der Weizenbestand zu BBCH 37 gedüngt. Die Temperatur mit 16,9°C und die Niederschlagsmenge von 23,2 mm lagen im Mittel der beiden anderen Jahre.

Tabelle 14: Dünge- und Witterungsinformationen zur zweiten NH₃-Messperiode (BBCH 32, 37, 49/51) von Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren.

Variante	2011, 17. Mai (BBCH 32)	2012, 20. Juni (BBCH 49/51)	2013, 6. Juni (BBCH 37)
Kontrolle [kg N ha ⁻¹]	0	0	0
NI, NI+UI [kg N ha ⁻¹]	70	80	80
Tagesmitteltemp. [°C]	16,4	17,8	16,9
Niederschlag [mm]	31,1	13,0	23,2
Messperiode [d]	11	9	11

Am zweiten Tag nach der Düngung **2011** ließ ein leichter Niederschlag von 3 mm die NH₃-Emissionen zum dritten Tag ansteigen (Abbildung 16). Die Hälfte der NH₃-Verluste der NI-Variante erfolgte an diesem Tag. Die höchsten Verluste verzeichnete die NI-Variante mit 12,2 kg N ha⁻¹ bzw. 17,4 % des ausgebrachten Dünger-N. Die Kombination NI+UI verringerte die Emissionen im Vergleich zu Harnstoff um 34 % auf 6,2 kg N ha⁻¹ bzw. 8,8 % (Tabelle 15).

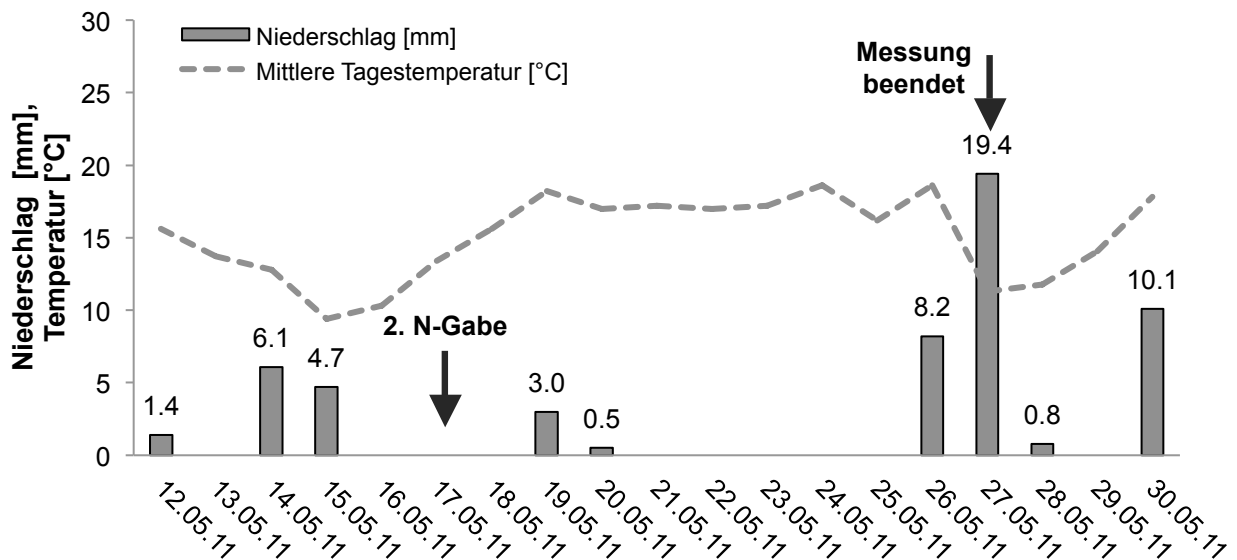


Abbildung 16: Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2011 von 70 kg N ha⁻¹ der NI-Varianten am 17. Mai bis zum Messende nach 11 Tagen (Niederschlagssumme 31,1 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 16,4 °C).

Im Jahr **2012** konnten auch zu diesem späten Termin der zweiten NI-Düngung mit der Dräger-Tube-Methode keine NH₃-Emissionen gemessen werden. Bei den NI-Varianten konnte in der Summe 0,04 mg bzw. 0,01 mg NH₄-N (NI bzw. NI+UI) abzüglich der Kontrollwerte in der Sammlerlösung nachgewiesen werden. Niederschläge von 8,4 mm vor der Düngung und 4,4 mm am Tag der Düngung könnten eine gute Düngerlöslichkeit begünstigt haben (Abbildung 17). Durch die ¹⁵N-Analysen konnten keine signifikanten Unterschiede in der Wiederfindungsrate bezüglich der N-Translokation zwischen den Varianten NI und NI+UI festgestellt werden. Es befanden sich 34,1 % in der NI-Variante und 32,0 % in der NI+UI-Variante des Dünger-N im Spross und 5,6 % und 5,2 % in den Wurzeln. Insgesamt nahmen die Pflanzen im Zeitraum von neun Tagen 31,8 kg N ha⁻¹ und 29,8 kg N ha⁻¹ und täglich durchschnittlich 3,5 kg N ha⁻¹ d⁻¹ und 3,3 kg N ha⁻¹ d⁻¹ des Düngerstickstoffs auf. Der Hauptanteil des Dünger-N mit 56,7 % (NI) und 45,1 % (NI+UI) wurden in den oberen 5 cm nachgewiesen. Es folgte eine starke Abnahme der ¹⁵N-Markierung in den Bodentiefen bis 35 cm. Bilanziert mittels ¹⁵N-Isotopensignatur betrug die N-Verluste durch Ammoniak 3,1 % bei Harnstoff + NI und 15,6 % bei Harnstoff + NI+UI des gedüngten Stickstoffs. Somit emittierten zwischen 2,5 kg N ha⁻¹ bzw. 12,5 kg N ha⁻¹. In den Endverlusten konnten die Varianten statistisch unterschieden werden.

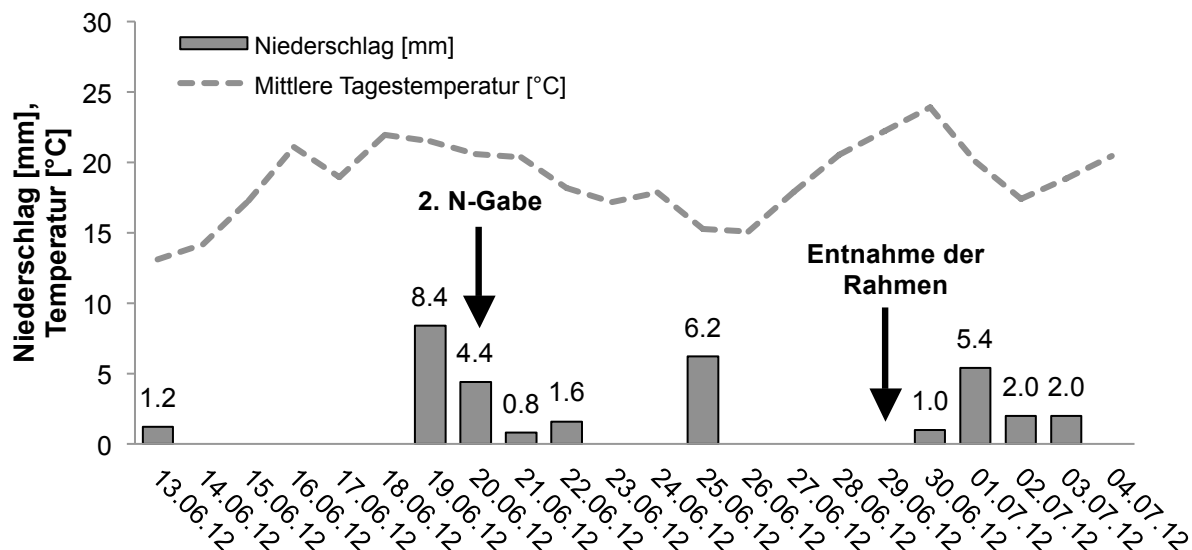


Abbildung 17: Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha^{-1} der NI-Varianten am 20. Juni und Entnahme der Rahmen nach neun Tagen zur ^{15}N -Analyse (Niederschlagssumme $13,0 \text{ mm}$, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur $17,8 \text{ °C}$).

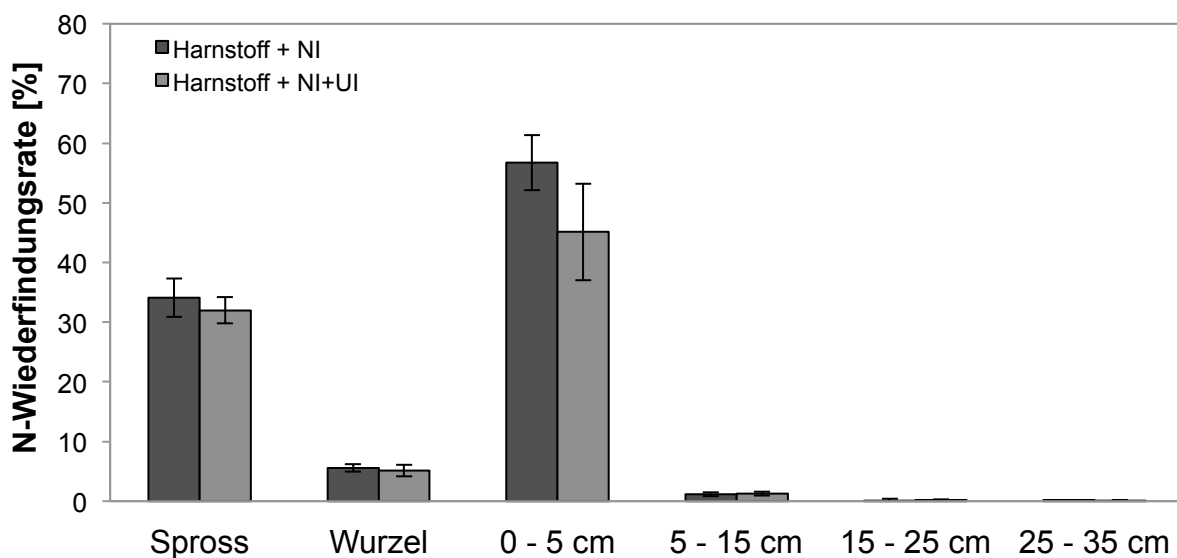


Abbildung 18: Prozentuale ^{15}N -Wiederfindungsraten nach der zweiten Düngung 2012 von 80 kg N ha^{-1} der NI-Varianten am 20. Juni in den Pflanzenteilen und in den Bodentiefen bis 35 cm (FG 1, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test, n.s.).

Bei der Variante NI+UI konnten **2013** keine Emissionen mit der DT-Methode gemessen werden. In den Passiv-Flux-Sammlern wurden niedrige Werte im Bereich der Kontroll- bzw. Hintergrundwerte ermittelt. Somit konnten keine NH₃-Emissionen berechnet werden. Die NI-Variante hingegen zeigte mit der DT-Methode einen kontinuierlichen NH₃-Emissionsanstieg bis zum dritten Tag an. Ab dem dritten Tag wurde die N-Verflüchtigung durch Niederschläge von 11,6 mm, 5,9 mm und 0,6 mm und einem kurzfristigen Absinken der Temperatur beendet (Abbildung 19). Die NI-Variante verlor 9,1 kg N ha⁻¹ bzw. 11,4 % des ausgebrachten Dünger-N durch bilanzierte Ammoniakemissionen.

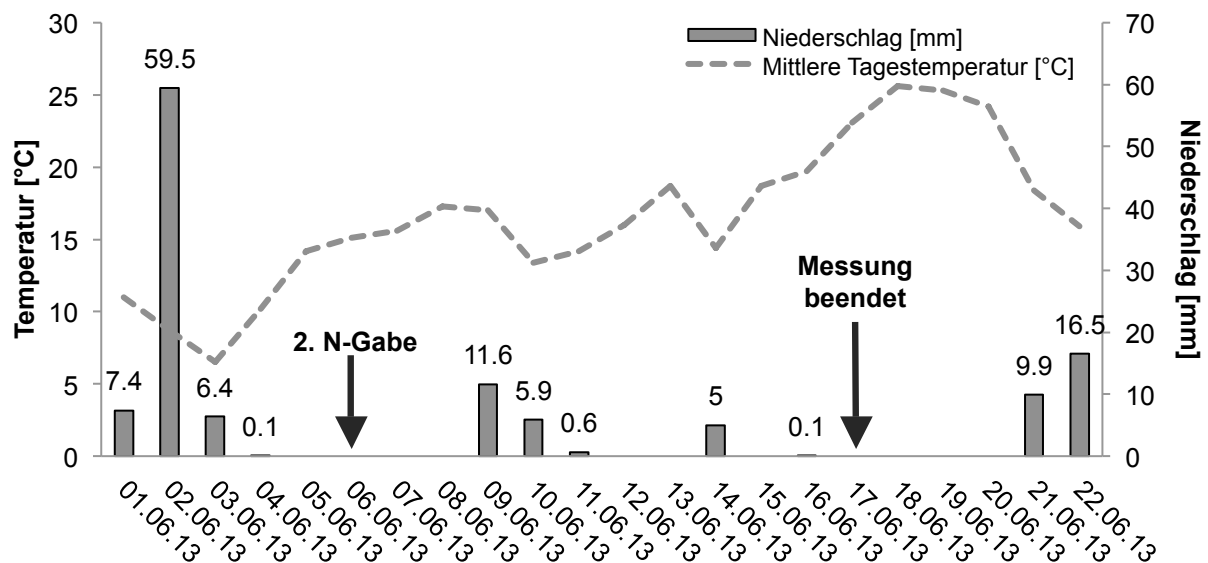


Abbildung 19: Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2013 von 80 kg N ha⁻¹ der NI-Varianten am 6. Juni bis zum Messende nach 11 Tagen (Niederschlagssumme 23,2 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 16,9 °C).

In Tabelle 15 zeigt die NI-Variante stets signifikant höhere NH₃-Verluste als die NI+UI-Variante. Im Jahr 2012 wies die Variante NI einen NH₃-Verlust von 2,5 kg N ha⁻¹ mittels ¹⁵N-Bilanzierung auf. Die Emission der NI+UI-Variante wies hingegen eine hohe Differenz zwischen den beiden Messmethoden auf.

Tabelle 15: NH₃-Emissionen nach der zweiten N-Düngung von Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren in kg N ha⁻¹ und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 1, GD_{5%} < 0,05, Duncan-Test).

Methode	2011		2012		2013		
	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]	
NI	DTM/PS	12,2 (6,1) ^a	17,4 ^a	0,0	0,0	9,1 (0,4) ^a	11,4 ^a
	¹⁵ N	-	-	2,5 (4,3) ^a	3,1 ^a	-	-
NI+UI	DTM/PS	6,2 (1,7) ^b	8,8 ^b	0,0	0,0	0 ^b	0 ^b
	¹⁵ N	-	-	12,5 (4,0) ^b	15,6 ^b	-	-

Legende: - = keine Messung, () = Standardabweichung, n.s. = nicht signifikant

4.2.1.4 Ammoniakemissionen nach der dritten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Ureaseinhibitoren

Die dritte N-Düngung erfolgte zu BBCH 49/51, dem Beginn des Ährenschiebens.

In der Messperiode **2011** wurde während 22 Tagen gemessen, es fiel eine hohe Niederschlagsmenge von 96,7 mm (Tabelle 16). Durch die dritte späte N-Düngung der NI-Varianten könnte in diesem fortgeschrittenen Stadium der Pflanzen möglicherweise die N-Verfügbarkeit zu einem verzögerten Zeitpunkt, zu dem die Pflanzen die N-Aufnahme bereits abgeschlossen hatten, erfolgt sein. Somit könnte ein größerer Anteil des gedüngten Stickstoffs im Boden nach der Ernte zurückgeblieben sein.

Am 22. Mai **2012** erfolgte die Düngung mit 50 kg N ha⁻¹. Die NH₃-Messung erfolgte während sieben Tagen. Die Temperatur war mit 17,8 °C am höchsten und die Niederschlagsmenge mit 13,0 mm am niedrigsten.

Die Messperiode **2013** begann niederschlagsfrei und warm, es folgten mehrere Tage mit starken Regenfällen, somit konnten die Rahmen erst 21 Tage nach der Düngung entnommen werden (Tabelle 16).

Tabelle 16: Dünge- und Witterungsinformationen zur dritten NH₃-Messperiode von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren.

Variante	2011, 20. Juni	2012, 20. Juni	2013, 6. Juni
Kontrolle [kg N ha ⁻¹]	0	0	0
KAS / HS / UI [kg N ha ⁻¹]	40	50	40
NI / NI+UI [kg N ha ⁻¹]	40	-	-
Tagesmitteltemp. [°C]	17,0	17,8	17,3
Niederschlag [mm]	96,7	13,0	65,0
Messperiode [d]	22	7	21

An vier Tagen nach der Düngung **2011** gab es jeweils einen leichten Niederschlag, der die Ammoniakemissionen in jeder Variante außer bei Harnstoff + UI ansteigen ließ. Das NH₃-Emissionsniveau war bei der dritten Düngung niedriger als bei der zweiten Düngung. Zurückzuführen ist dies möglicherweise auf die geringere N-Düngermenge, die höhere Bodenfeuchtigkeit und die Niederschlagsmenge zur dritten Düngung, die eine schnelle Auflösung des Düngers und somit auch eine verstärkte Düngeraufnahme bewirkte. Trotz der hohen Niederschläge am 10. und 11. Tag konnten weitere Ammoniakverluste gemessen werden, dies könnte auf den erneuten Anstieg der Temperatur zurückzuführen sein. Die N-Verluste betragen 0,5 % bzw. 0,2 kg NH₃ ha⁻¹ bei Harnstoff + UI + NI und maximal 8,5 % bzw. 3,4 kg NH₃ ha⁻¹ bei Harnstoff bezogen auf die gesamte N-Düngermenge (Tabelle 17). Durch die Zugabe des Ureaseinhibitors konnten die NH₃-Verluste um 61 % (UI) bzw. 94 % (UI + NI) im Vergleich zu Harnstoff ohne Ureaseinhibitor gesenkt werden. Die NH₃-Verluste von KAS waren

zu diesem Düngungszeitpunkt sehr niedrig, es konnte im relativen Vergleich nur bei Harnstoff + UI + NI ein um 76 % geringerer Verlust ermittelt werden.

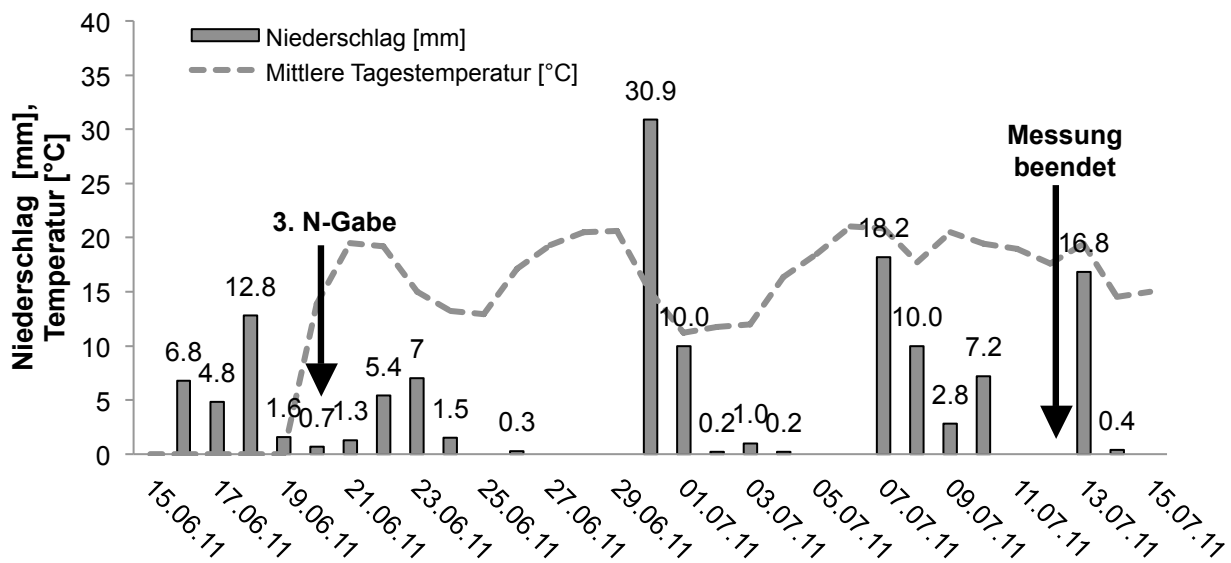


Abbildung 20: Witterungsverlauf zur dritten N-Düngung 2011 von 40 kg N ha⁻¹ der KAS-, Harnstoff-, UI- und NI-Varianten am 20. Juni bis zum Messende nach 22 Tagen (Niederschlagssumme 96,7 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 17,0 °C).

Nach der Düngung **2012** gab es einige Schauer. Am fünften Tag regnete es 6,2 mm, am siebten Tag wurden die Rahmen entnommen (Abbildung 21). Mit der Dräger-Tube-Methode konnten auch zu diesem Termin keine NH₃-Emissionen gemessen werden. Die Passiv-Flux-Sammler zeigten über die gesamte Messperiode keine Ammoniakemissionen bei Harnstoff und KAS auf. Bilanziert mittels ¹⁵N-Isotopensignatur betragen die N-Verluste bei Harnstoff durch Ammoniak 6,7 % des gedüngten Stickstoffs (Tabelle 17). Trotz der kurzen Beprobungsdauer von sieben Tagen konnte mit 39,6 % und 6,0 % (Spross und Wurzel) ein hoher Anteil des Dünger-N in den Pflanzen nachgewiesen werden (Abbildung 22). Insgesamt wurden von den Pflanzen 22,8 kg Dünger-N ha⁻¹ und täglich durchschnittlich 3,3 kg Dünger-N N ha⁻¹ d⁻¹ aufgenommen. Den höchsten Gesamtanteil von 42,7 % verzeichnete die Bodenschicht 0 - 5 cm.

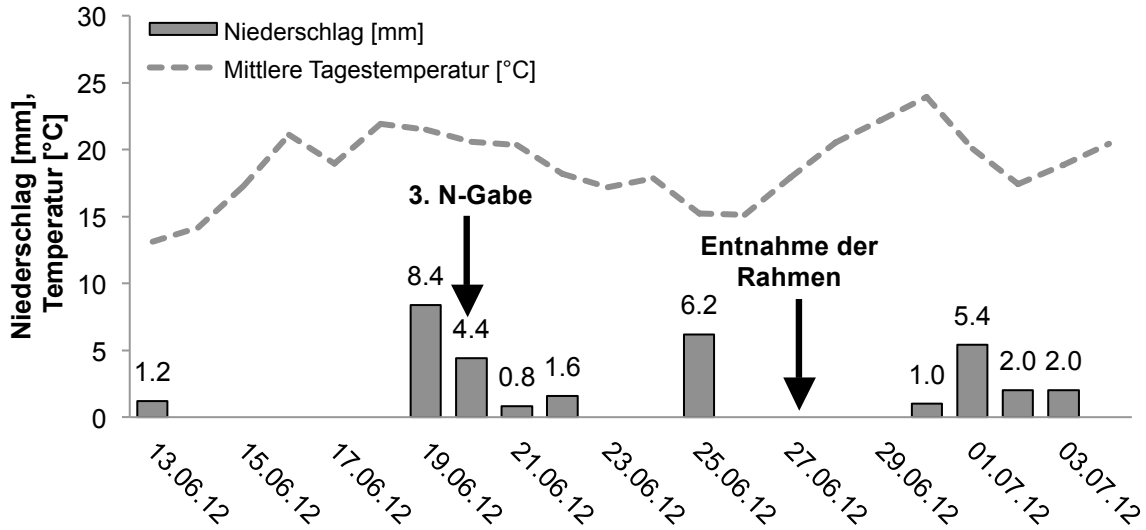


Abbildung 21: Witterungsverlauf zur dritten N-Düngung 2012 von 50 kg N ha⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 20. Juni und Entnahme der Rahmen nach sieben Tagen zur ¹⁵N-Analyse (Niederschlagssumme 13,0 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 17,8 °C).

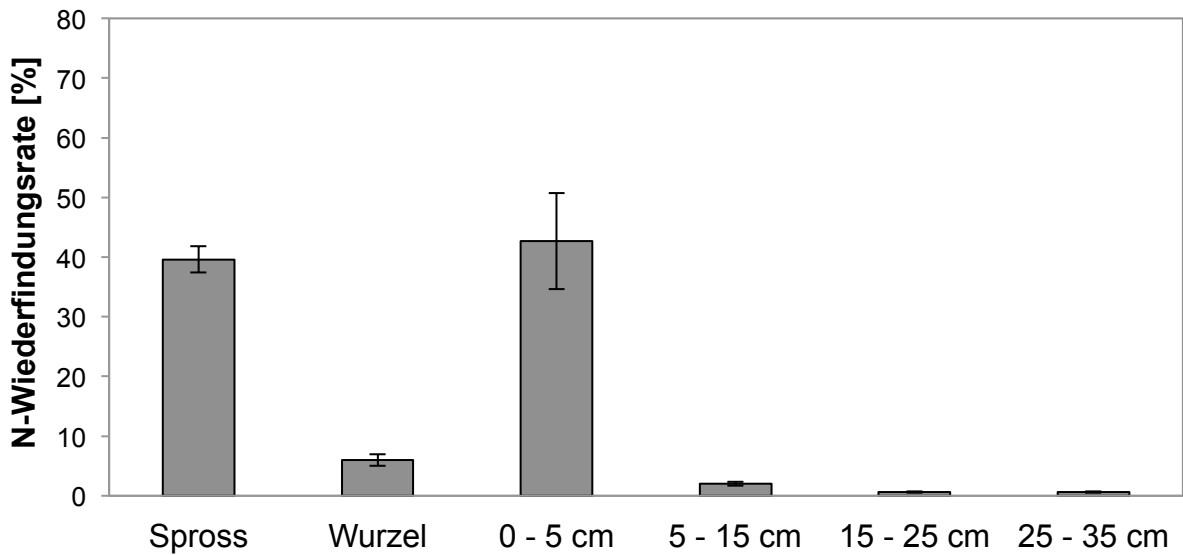


Abbildung 22: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsraten nach der dritten Düngung 2012 von 50 kg N ha⁻¹ der Harnstoffvariante am 20. Juni in den Pflanzenteilen und den Bodentiefen bis 35 cm.

Die Düngerausbringung erfolgte **2013** auf feuchten Boden, am Tag nach der Ausbringung konnten etwa zwei Drittel der Ammoniakemissionen bei allen Varianten ermittelt werden. Am folgenden Tag emittierte ein weiteres Drittel. Harnstoff wies NH_3 -Verluste von $14,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ auf, KAS von $7,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ und die Variante UI niedrige Verluste von $2,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ auf (Tabelle 17). Die Temperaturen sanken in Folge hoher Niederschlagsmengen (Abbildung 24). In diesen regenreichen Tagen konnten keine NH_3 -Emissionen verzeichnet werden. Der Einsatz des Ureaseinhibitors bewirkte eine Reduktion der NH_3 -Emissionen von 60 %. Durch die hohen Niederschläge von 65 mm wurde mehr Dünger-N in die Bodentiefe 5 - 35 cm verlagert (Abbildung 24). Die Pflanzen konnten etwa 48 % bzw. 19 kg N ha^{-1} des gedüngten Stickstoffs in 21 Tagen aufnehmen. Dies entsprach einer durchschnittlichen täglichen Dünger-N-Aufnahme von $0,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Die NH_3 -N-Verluste der Harnstoffvariante wurden mit $5,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ bzw. 14,1 % des ausgebrachten Düngers bilanziert (Tabelle 17).

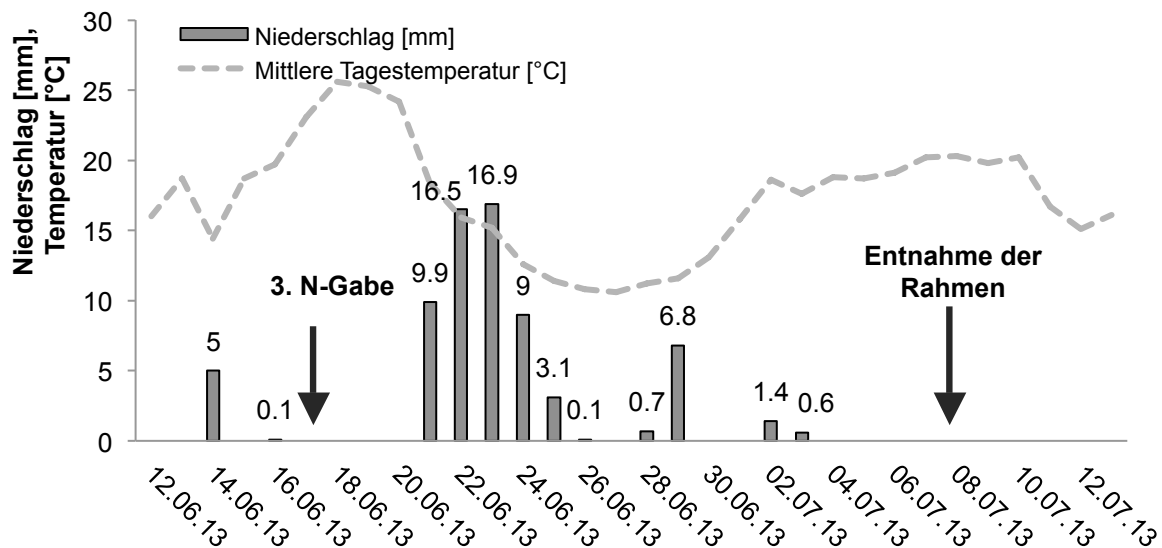


Abbildung 23: Witterungsverlauf zur dritten N-Düngung 2013 von 40 kg N ha^{-1} der Varianten KAS, Harnstoff und UI am 17. Juni und Entnahme der Rahmen nach 21 Tagen zur ^{15}N -Analyse (Niederschlagssumme 65,0 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur $17,3 \text{ }^\circ\text{C}$).

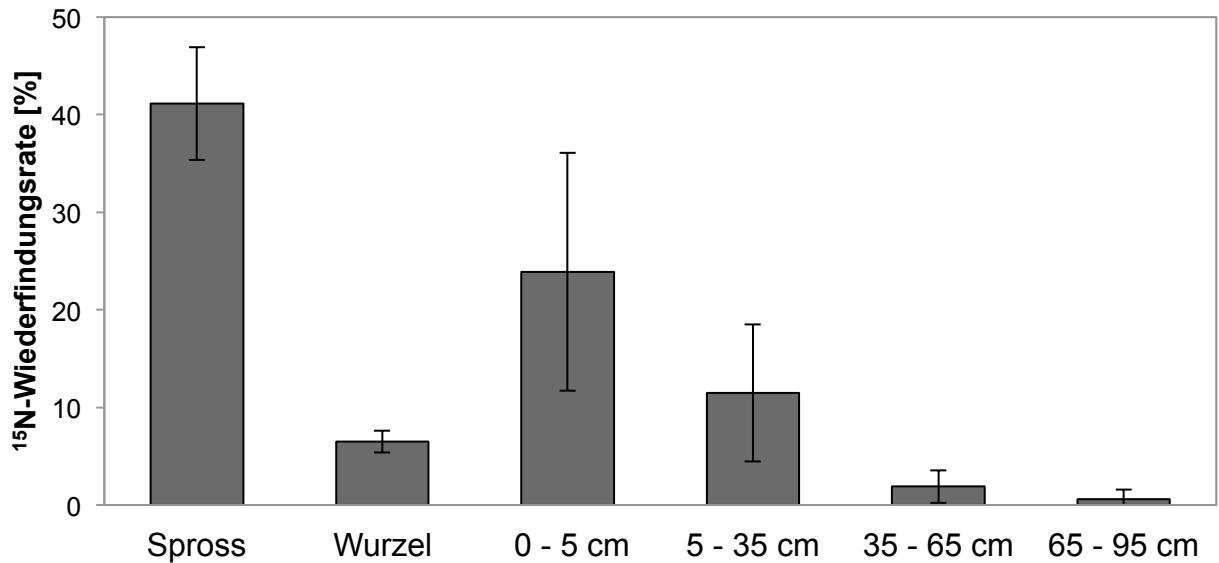


Abbildung 24: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsraten nach der dritten N-Düngung 2013 von 40 kg N ha⁻¹ der Harnstoffvariante am 17. Juni in den Pflanzenteilen und den Bodentiefen bis 95 cm.

Tabelle 17 stellt die bilanzierten und prozentualen NH₃-Verluste der dritten Düngung dar. Die höchsten NH₃-N-Verluste wies die Harnstoffvariante in den Jahren 2011 und 2013 auf. Der Einsatz des Ureaseinhibitors zeigte stets eine Reduktion der Ammoniakverluste. Ein verlustarmes Jahr war das Versuchsjahr 2012 mit keinen messbaren Verlusten mittels DT-/PS-Methode und niedrigen Verlusten von 2,7 kg N ha⁻¹ bzw. 6,7 % mittels ¹⁵N-Isotopie.

Tabelle 17: NH₃-Emissionen nach der dritten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren in kg N ha⁻¹ und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 2 bzw. 4, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).

	2011		2012		2013	
	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]	[kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	[%]
KAS	0,9 (0,8) ^{ab}	2,1 ^{ab}	0,0 ^{n.s.}	0,0 ^{n.s.}	2,8 (0,3) ^a	7,0 ^a
HS	3,4 (1,7) ^b	8,5 ^b	0,0 ^{n.s.}	0,0 ^{n.s.}	5,6 (0,8) ^b	14,1 ^b
HS ¹⁵ N	-	-	2,7 (1,9)	6,7	3,3 (3,2)	8,4
NI	3,4 (2,2) ^b	8,4 ^b	-	-	-	-
UI	1,3 (1,2) ^{ab}	3,3 ^{ab}	0,0 ^{n.s.}	0,0 ^{n.s.}	2,3 (2,0) ^a	5,6 ^a
NI+UI	0,2 (0,3) ^a	0,5 ^a	-	-	-	-

Legende: - = keine Messung, () = Standardabweichung, n.s. = nicht signifikant

4.2.1.5 Kumulative Ammoniakemissionen bei verschiedenen N-Formen

Im Jahr **2011** konnten zur ersten N-Düngung keine NH_3 -Messungen durchgeführt werden. Die gesamten NH_3 -Emissionen der beiden Düngungen reichen von 5,5 % bei Harnstoff + UI bis 14,4 % bei Harnstoff + NI. Die Ammoniakemissionen waren bei KAS im Vergleich zum Harnstoff um 41 % niedriger. Durch den Einsatz des Ureaseinhibitors konnten die Ammoniakverluste um 9 % bzw. 11 % im Vergleich zu KAS reduziert werden (Tabelle 18).

Im zweiten Versuchsjahr **2012** konnten mit der DT-Methode und den Passiv-Flux-Sammlern bei der Düngervariante KAS keine Werte ermittelt werden. Die Variante UI wurde in diesem Jahr nicht getestet. Die ^{15}N -Isotopie wurde nur bei den Varianten Harnstoff, Harnstoff + NI und Harnstoff + NI+UI angewandt. Zum zweiten Termin wurde nur die Variante Harnstoff gedüngt. Zu dieser N-Düngung berechnete sich mit der ^{15}N -Bilanzierung ein N-Verlust von 28,8 % des gedüngten Stickstoffs bzw. $17,3 \text{ kg N ha}^{-1}$. Die Gesamt-N-Verluste durch Ammoniakemissionen betragen bei Harnstoff $26,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ bzw. 14,5 % der ausgebrachten Düngermenge, wobei die zweite Düngung den höchsten Anteil der Emissionen verursachte. Zur zweiten Düngung konnte in der Tiefe 25 - 35 cm noch eine ^{15}N -Anreicherung gefunden werden, dies lässt auf eine Überschätzung der NH_3 -Verluste schließen. Der Wert wird im Folgenden in Klammern angegeben, aber nicht für weitere Berechnungen verwendet. Die Harnstoff + NI Variante verzeichnete mit $6,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ bzw. 3,5 % Verlust des Dünger-N die niedrigsten Emissionen (Tabelle 18).

Die signifikant höchsten NH_3 -Verluste wurden **2013** bei der NI-Variante mit $10,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ bzw. 5,9 % des ausgebrachten N-Düngers verzeichnet. Die Kombination aus Urease- und Nitrifikationsinhibitor wies die signifikant geringsten NH_3 -Verluste mit $0,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ und 0,4 % Verlust vom Düngerstickstoff auf (Tabelle 18).

Tabelle 18: Kumulative NH₃-Emissionen, prozentuale und relative N-Verluste der Versuchsvarianten bezogen auf die eingesetzte Dünger-N-Menge. Kleinbuchstaben stellen die Signifikanzen innerhalb eines Versuchsjahres dar (FG 2 bzw. 4, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).

	Summe NH ₃ -Verluste [kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	Dünger-N Verluste [%]	relativer Verlust zu Harnstoff Harnstoff = 100 %
2011 (110 kg N ha⁻¹)			
KAS	7,7 (2,1) ^a	7,0 (1,9)	59
HS	12,7 (7,8) ^{ab}	11,5 (7,1)	100
NI	15,5 (8,0) ^b	14,1 (7,2)	125
UI	6,1 (1,1) ^a	5,5 (1,0)	48
NI+UI	6,3 (2,0) ^a	5,8 (1,8)	50
2012 (180 kg N ha⁻¹)			
KAS	0,0	0,0	0
HS	0,0	0,0	0
HS (¹⁵ N)	[26,2 (9,3)* ^a]	[14,5 (5,2)]	100
NI	0,0	0,0	0
NI (¹⁵ N)	6,3 (5,4)* ^b	3,5 (3,0)	24
UI	-	-	-
NI+UI	0,0	0,0	0
NI+UI (¹⁵ N)	19,3 (5,2)* ^b	10,7 (2,9)	74
2013 (180 kg N ha⁻¹)			
KAS	3,6 (0,4) ^b	2,0 (0,2)	51
HS (DTM/PS)	7,1 (0,8) ^c	3,9 (0,4)	100
HS (¹⁵ N)	8,6 (5,2)*	4,8 (2,9)	-
NI	10,6 (0,5) ^d	5,9 (0,3)	149
UI	3,3 (2,0) ^b	1,8 (1,1)	46
NI+UI	0,8 (0,3) ^a	0,4 (0,1)	10

Legende: - = keine Messung, () = Standardabweichung, n.s. = nicht signifikant
 * = Wert aus der ¹⁵N-Bilanzierung, [] = Bilanzierung unvollständig

4.2.1.6 Reduktionsmöglichkeiten von Ammoniakemissionen bei Harnstoff durch Einsatz des Ureaseinhibitors 2-NPT

Die Variante UI wurde im Versuchsjahr 2012 nicht geprüft, somit erfolgt der Vergleich in den Jahren 2011 und 2013 und im Jahr 2012 mit der Kombination NI+UI.

Im ersten Versuchsjahr **2011** verhielten sich die Varianten UI und NI+UI ähnlich, beide konnten die NH₃-Emissionen von Harnstoff um 6,6 kg N ha⁻¹ und 6,3 kg N ha⁻¹ bzw. 52 % und 50 % reduzieren (Tabelle 19).

Im Jahr **2012** waren die N-Verluste mit 26,2 kg N ha⁻¹ bei Harnstoff auf einem hohen Niveau (Tabelle 19). Harnstoffemissionen wurden sehr wahrscheinlich durch eine nicht vollständige ¹⁵N-Beprobung überschätzt. Diese Verluste beinhalten nicht nur NH₃-Verluste, sondern bedingt auch durch eine unvollständige Bilanzierung in tieferen Bodentiefen auch Auswaschungsverluste. Durch die Anwendung der NI+UI-Kombination konnten die NH₃-Emissionen um 6,9 kg N ha⁻¹ bzw. 26 % reduziert werden.

Das letzte Versuchsjahr **2013** zeigt die Differenzen und Reduktionen des Ureaseinhibitors zur Harnstoffvariante bezüglich der DT-/PS-Methode und der ¹⁵N-Bilanzierung getrennt auf (Tabelle 19). In diesem Jahr zeigte die Kombination NI+UI eine höhere Reduktionfähigkeit als die UI-Variante. Die Emissionen konnten bezogen auf die DT-Methode um 54 % bzw. 89 % und bezogen auf die ¹⁵N-Isotopie um 62 % bzw. 91 % reduziert werden.

Durchschnittlich wurden die NH₃-Volatilisation bei Einsatz des Ureaseinhibitors 2-NPT um 56 % und bei der Kombination NI+UI um 65 % reduziert.

Tabelle 19: Differenz und Reduktionspotenzial der NH₃-Emissionen bei Harnstoff unter Einsatz des Ureaseinhibitors 2-NPT (GD_{5%} <0,05, Duncan-Test). (Der erste Wert in 2013 bezieht sich auf die Methode DTM/PS, der zweite Wert mit * auf die ¹⁵N-Bilanzierung.)

	Summe NH ₃ -Verluste [kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	Differenz zu Harnstoff [kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	Reduktion zu Harnstoff [%]
2011 (110 kg N ha⁻¹)			
HS	12,7 (7,8) ^{ab}	-	-
UI	6,1 (1,1) ^a	6,6	52
NI+UI	6,3 (2,0) ^a	6,3	50
2012 (180 kg N ha⁻¹)			
HS	[26,2 (9,3) ^{* a}]	-	-
UI	-	-	-
NI+UI	19,3 (5,2) ^{* b}	6,9	26
2013 (180 kg N ha⁻¹)			
HS (DTM/PS)	7,1 (0,8) ^c	-	-
HS (¹⁵ N)	8,6 (5,2) [*]	-	-
UI	3,3 (2,0) ^b	3,8 bzw. 5,3 [*]	54 bzw. 62 [*]
NI+UI	0,8 (0,3) ^a	6,3 bzw. 7,8 [*]	89 bzw. 94 [*]

Legende: () = Standardabweichung, * = Wert aus der ¹⁵N-Bilanzierung, [] = Bilanzierung unvollständig

4.2.2 Ammoniakemissionen bei Einsatz von Harnstoff auf verschiedenen Böden

In der Zylinderabteilung von Dürnast wurde 2012 das Ammoniakemissionspotenzial von vier verschiedenen Böden unter gleichen Standortbedingungen mittels ^{15}N -Isotopie quantifiziert. Die Ammoniakemissionen wurden jeweils nach der N-Düngung bei allen ^{15}N -markierten Harnstoffvarianten und den jeweiligen Kontrollen bilanziert. Auf Grund der späteren Bodenbeprobung von 5 cm bis 95 cm nach der dritten Düngung konnten weitere N-Verluste durch Auswaschung, N_2 und N_2O nicht ausgeschlossen werden. Tabelle 20 beinhaltet Angaben zur Düngung, Probenahme der Pflanzen und der oberen 5 cm Boden und Informationen zur Witterung während der Messperiode.

Tabelle 20: N-Düngung, Datum, Tage bis zur ^{15}N -Probenahme und Witterungsdaten während der NH_3 -Messperiode in der Zylinderabteilung 2012.

	N-Düngung	Dünger-N [kg N ha ⁻¹]	Probenahme	Mess- periode [d]	Niederschlags- summe [mm]	Tagesmitteltemp. [°C]
1	21.03.2012	80	11.04.2012	21	17,2	7,6
2	23.05.2012	70	31.05.2012	8	25,6	17,3
3	21.06.2012	40	25.06.2012	4	8,6	18,6

^{15}N -Bilanzierung nach der ersten Düngung am 21. März 2012

Die Aussaat erfolgte am 21. März, am selben Tag wurden 80 kg N ha⁻¹ gedüngt. Die Probenentnahme erfolgte drei Wochen später, in einem frühen Stadium des Sommerweizens. Nach der Düngung folgte eine trockene Phase, welche die Düngerkörner nicht auflöste. Nach zwei Wochen gab es einige Niederschläge (Abbildung 25). Die durchschnittliche Tagestemperatur nach der ersten Düngung war mit durchschnittlich 7,6 °C niedrig (Tabelle 20).

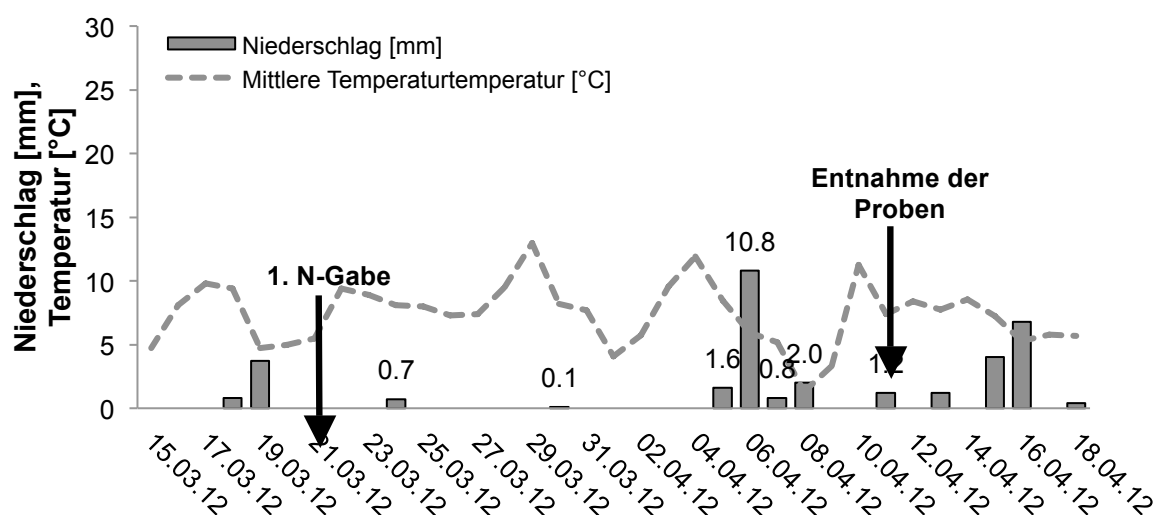


Abbildung 25: Witterungsverlauf in der Zylinderabteilung zur ersten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha⁻¹ am 21. März und Entnahme der Proben nach 21 Tagen zur ^{15}N -Analyse (Niederschlagssumme 17,2 mm, Tagesmitteltemperatur 7,6 °C).

Es konnten zu diesem frühen Zeitpunkt, kurz nach der Keimung, keine separaten Wurzelproben entnommen werden. Spross und Wurzeln wurden als eine Probe verarbeitet und werden als Spross bezeichnet. Die Dünger-N-Aufnahme im Spross war mit durchschnittlich 0,5 % gering. Die höchsten Dünger-N-Mengen waren in den obersten 5 cm der Böden zu finden. Lu 1 und Lu 2 wiesen dort die höchsten Wiederfindungsraten von etwa 60 % auf (Abbildung 26). In den tieferen Bodentiefen nahm die ^{15}N -Wiederfindungsrate stetig ab. Zusätzliche Verluste durch Auswaschung bzw. Denitrifikation können nicht ausgeschlossen werden. Auf Grund eines Messfehlers konnten zur Variante Lu 3 keine Werte ermittelt werden. Der Gesamtverlust zur ersten Düngung betrug bei Su 33,6 kg N ha⁻¹ (42,0 %), bei Lu 1 12,0 kg N ha⁻¹ (15,0 %) und bei Lu 2 17,3 kg N ha⁻¹ (21,6 %).

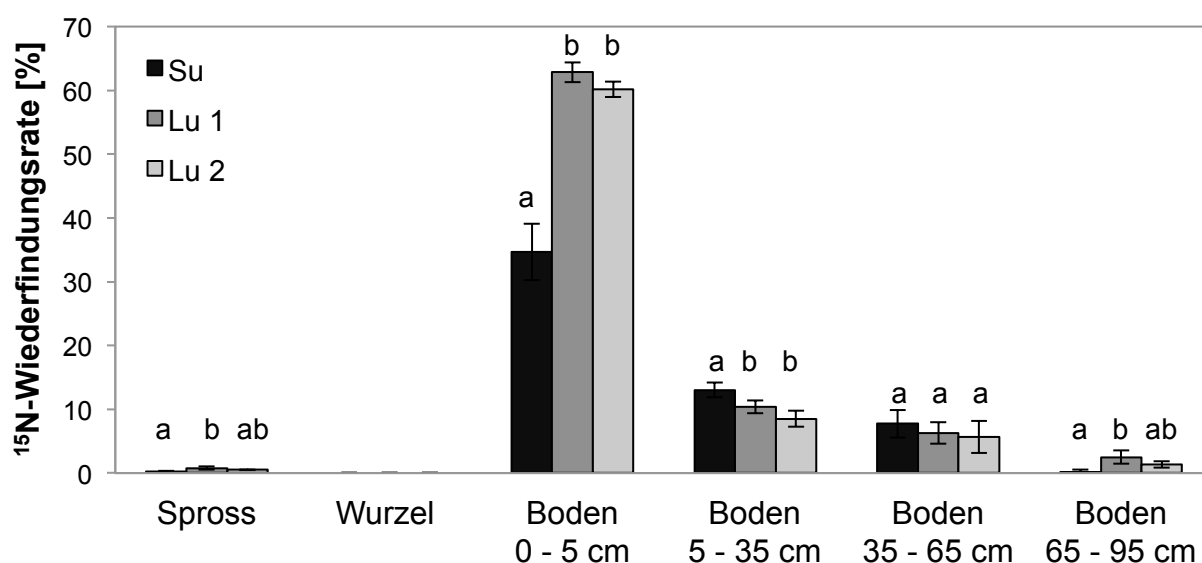


Abbildung 26: Prozentuale ^{15}N -Wiederfindungsraten zum ersten Düngetermin 2012 von 80 kg N ha⁻¹ am 21. März in den Weizenpflanzen bzw. in der Bodenschicht bis 5 cm und zum Herbst in den Bodentiefen 5 cm bis 95 cm (FG 2, GD_{5%} < 0,05, Duncan-Test).

^{15}N -Bilanzierung nach der zweiten Düngung am 23. Mai 2012

Die zweite Düngung von 70 kg N ha⁻¹ wurde am 23. Mai durchgeführt. Der Boden war zur Düngung feucht. Am sechsten und siebten Tag fielen Niederschläge von 10,2 bzw. 13,0 mm, danach wurden die Proben entnommen (Abbildung 27). Diese Messperiode verzeichnete die höchsten Niederschläge des Versuchs von 25,6 mm (Tabelle 20).

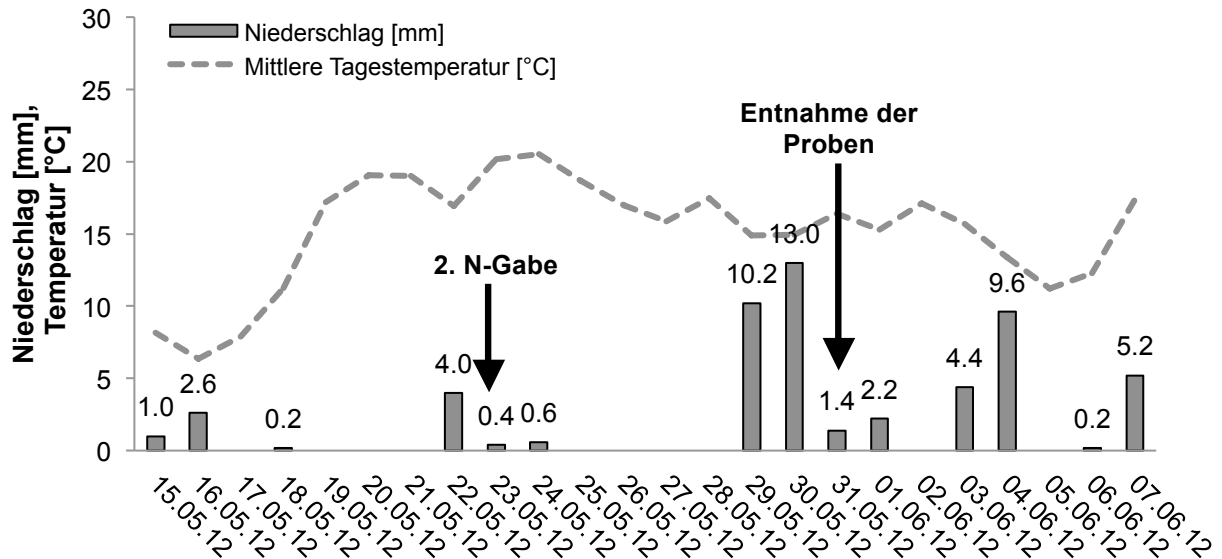


Abbildung 27: Witterungsverlauf in der Zylinderabteilung zur zweiten N-Düngung 2012 von 70 kg N ha^{-1} am 23. Mai und Entnahme der Proben nach acht Tagen zur ^{15}N -Analyse (Niederschlagssumme $25,6 \text{ mm}$, Tagesmitteltemperatur $17,3 \text{ °C}$).

Zum zweiten Düngetermin stieg die Wiederfindungsrate im Spross auf durchschnittlich $5,4 \%$ an (Abbildung 28). Die Bodenvarianten unterschieden sich nicht signifikant im Spross. In der Bodenschicht bis 5 cm wurden in den Varianten Su und Lu 2 die niedrigsten Dünger-N-Mengen mit 38% und 35% gefunden. Der Boden Lu 1 wies mit 56% die höchste Wiederfindungsrate auf. Die Dünger-N-Menge nahm mit der Tiefe ab, erreicht aber bei 95 cm nur eine Annäherung an null Prozent. Dies lässt auf Dünger-N in tieferen Schichten schließen. Die Dünger-N-Verluste betrugen bei Su $12,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ ($21,0 \%$), bei Lu 1 $10,0 \text{ kg N ha}^{-1}$ ($16,7$), Lu 2 $16,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ ($27,3 \%$) und bei Lu 3 $22,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ ($36,9 \%$).

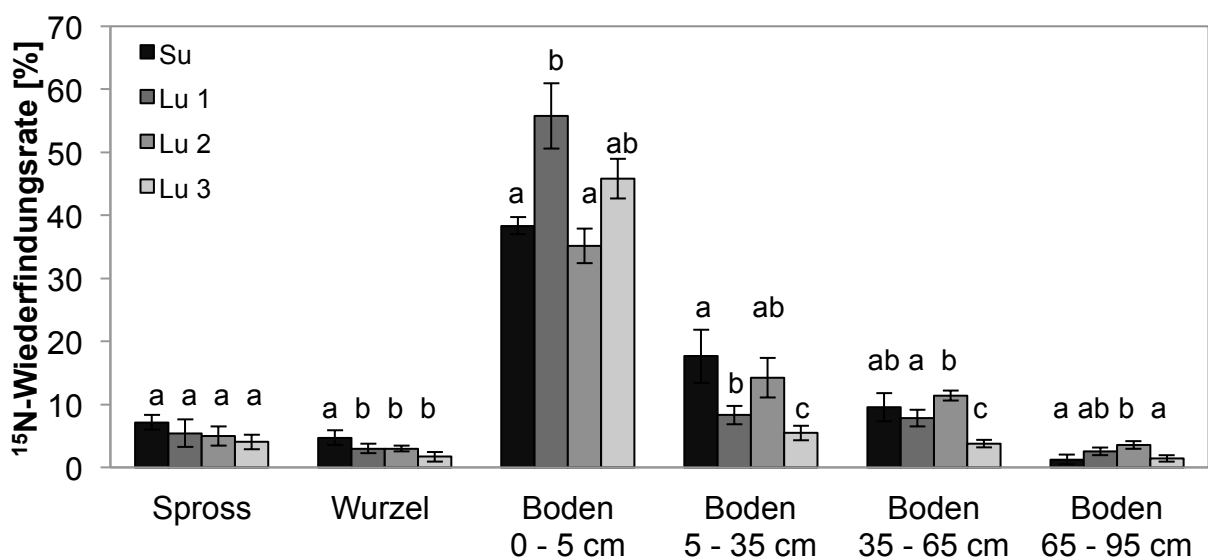


Abbildung 28: Prozentuale ^{15}N -Wiederfindungsraten zum zweiten Düngetermin 2012 von 70 kg N ha^{-1} am 23. Mai in den Weizenpflanzen bzw. in der Bodenschicht bis 5 cm und zum Herbst in den Bodentiefen 5 cm bis 95 cm (FG 3, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).

¹⁵N-Bilanzierung nach der dritten Düngung am 21. Juni 2012

Nach der dritten Düngung traten die höchsten Durchschnittstemperaturen von 18,6 °C und die niedrigsten Niederschläge von 8,6 mm während der Messperiode auf (Tabelle 20, S. 68). Durch einen Niederschlag von 8,4 mm am Tag vor der Düngung war der Boden feucht und die Düngerkörner konnten sich schnell lösen (Abbildung 29).

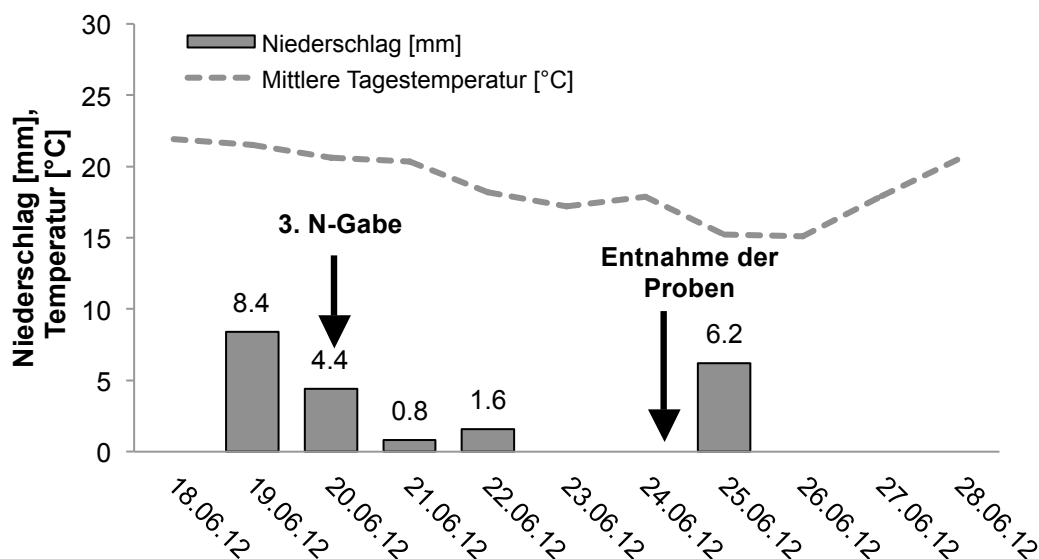


Abbildung 29: Witterungsverlauf in der Zylinderabteilung zur dritten N-Düngung 2012 von 40 kg N ha⁻¹ am 21. Juni und Entnahme der Proben nach vier Tagen zur ¹⁵N-Analyse (Niederschlagssumme 8,6 mm, Tagesmitteltemperatur 18,6 °C).

Zur dritten Düngung konnte trotz der kurzen Beprobungsdauer die höchste Dünger-N-Aufnahme in den Pflanzen gefunden werden. In der N-Aufnahme der Pflanzen konnten signifikante Unterschiede festgestellt werden. Den höchsten Wert wies die Lu 1 Variante mit 31,5 % auf, die niedrigste Aufnahmerate wurde bei den Varianten Su und Lu 2 gefunden mit 7,1 % und 6,8 %. Die N-Wiederfindungsraten in den Wurzeln und in der Bodenschicht 0 bis 5 cm waren statistisch nicht zu unterscheiden. Die höchste Dünger-N-Wiederfindung konnte in der obersten Bodenschicht mit 59,6 % (Su) bis 72,3 % (Lu 2) ermittelt werden. In den unteren Bodentiefen wurden bis 95 cm geringe Dünger-N-Werte gefunden. Die Böden Lu1 und Lu 3 wiesen zur dritten Düngung eine Wiederfindungsrate von 100 % auf und zeigten somit keine N-Verluste auf. Der Boden Su zeigte einen N-Verlust von 8,7 kg N ha⁻¹ bzw. 21,8 % des Dünger-N und der Boden Lu 2 einen Verlust von 4,0 kg N ha⁻¹ bzw. 10,1 % des Dünger-N auf.

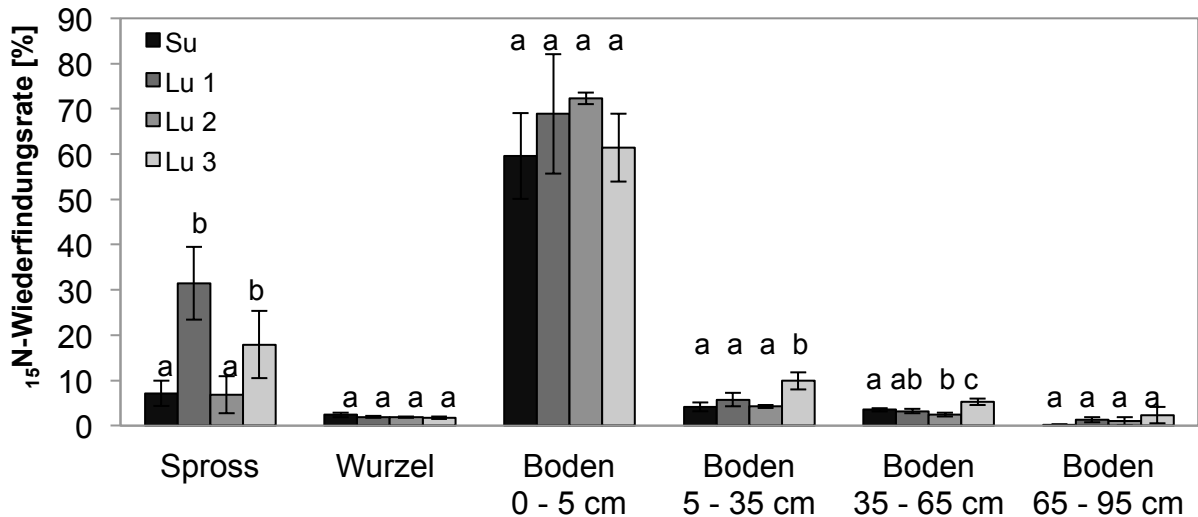


Abbildung 30: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsraten zum dritten Düngetermin 2012 von 40 kg N ha⁻¹ am 21. Juni in den Weizenpflanzen bzw. in der Bodenschicht bis 5 cm und zum Herbst in den Bodentiefen 5 cm bis 95 cm (FG 3, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).

Gesamte ¹⁵N-Bilanzierung während der Vegetationsperiode 2012

In Abbildung 40 sind die einzelnen N-Wiederfindungsraten bezogen auf die jeweils gedüngte N-Menge (80, 70 und 40 kg N ha⁻¹) dargestellt. Der sandige Schluff (Su) zeigte die niedrigste N-Wiederfindung von 58 % und 79 % zur ersten und dritten Düngung im Vergleich zu den anderen Böden auf (Abbildung 31). Die Böden Lu 1 und Lu 2 wiesen zu den einzelnen Düngungen ähnliche Wiederfindungsraten auf. Zur dritten Düngung fanden sich bei den Böden Lu 1 und Lu 3 die höchsten Wiederfindungsraten von 100 %. Zur dritten Düngung gab es keine N-Verluste und der gesamte Düngerstickstoff gefunden werden konnte.

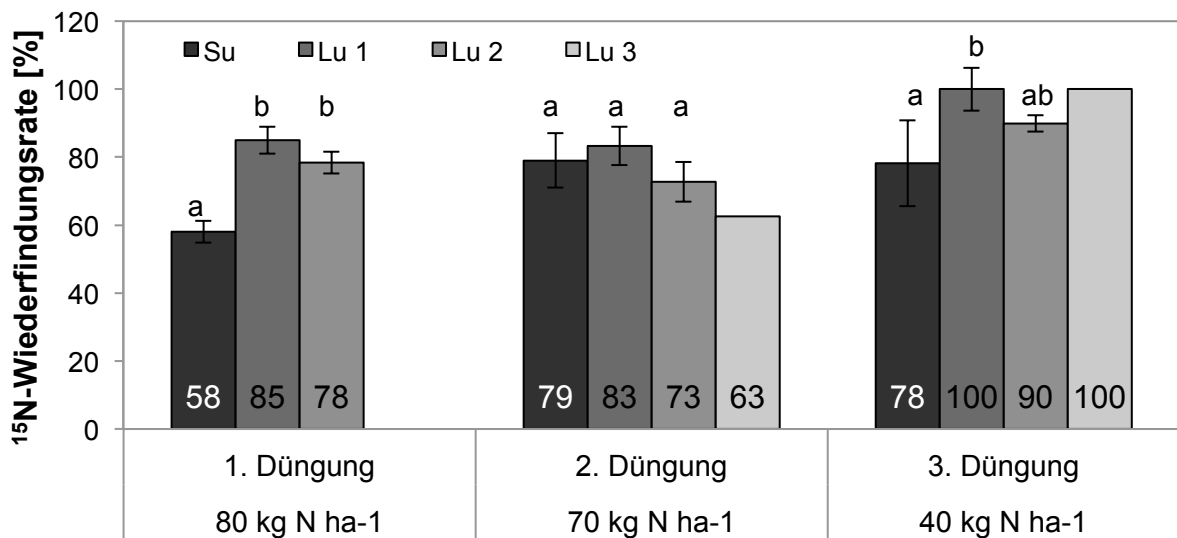


Abbildung 31: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsrate der verschiedenen Böden an den drei Düngeterminen, bezogen auf die gedüngte N-Menge von 80, 70 und 40 kg N ha⁻¹ (FG 2, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test, Signifikanzen innerhalb einer Düngung).

Alle Varianten wurden über die Vegetationsperiode mit 190 kg N ha⁻¹ gedüngt. Die Gesamt-N-Verluste betragen auf dem sandigen Schluff (Su) 54,9 kg N ha⁻¹ bzw. 28,6 % des Düngerstickstoffs (Tabelle 21). Teilweise zeigte die Bodentiefe 65 cm bis 95 cm eine ¹⁵N-Anreicherung, dies lässt auf eine geringe Überschätzung der N-Verluste schließen. Der lehmige Schluff 1 wies die geringsten N-Verluste von 22,1 kg N ha⁻¹ bzw. 13,1 % des ausgebrachten Düngerstickstoffs auf. Die Variante konnte auf Grund eines Beprobungsfehlers zur ersten Düngung nicht quantifiziert werden. Die Werte Lu 3 in Tabelle 21 beziehen sich auf die zweite und dritte Düngung und eine Düngermenge von 110 kg N ha⁻¹.

Tabelle 21: Bilanzierte NH₃-N-Verluste der Zylinderabteilung 2012 der verschiedenen Bodenvarianten bestimmt mit der ¹⁵N-Isotopie, prozentuale Düngerverluste und relative Verluste in Bezug auf den Boden Lu 1 (FG 2, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).

	Summe NH ₃ -N Verluste [kg NH ₃ -N ha ⁻¹]	Dünger-N-Verlust [%]	Relative Verluste Lu 1= 100 %
Su	54,9 (6,9) ^a	28,6 (5,4)	219
Lu 1	22,1 (2,2) ^b	13,1 (1,2)	100
Lu 2	37,7 (0,9) ^c	21,0 (0,5)	160
Lu 3	22,4 (-)	28,0 (-)	-

Legende: () = Standardabweichung

4.2.3 Ammoniakemissionen aus Harnstoff bei differenzierter Applikation im Gefäßversuch

Die ¹⁵N-Wiederfindungsraten des Gefäßversuchs mit unterschiedlichen Düngungsablagertiefen bzw. Oberflächenbehandlungen werden in Abbildung 32 aufgezeigt. In der unteren Bodenschicht (Bodentiefe 2) wurde mit 1,1 % bis 3,1 % wenig Dünger-N gefunden. Die Unterschiede sind nicht signifikant. Auch in den Wurzeln wurde ein geringer ¹⁵N-Anteil von 1,6 % bis 6,6 % aufgefunden. Die Behandlungsunterschiede waren im Spross und in der oberen Bodenschicht (Bodentiefe 1) erkennbar. Die Variante „wet II“ wies mit 51,4 % den höchsten Dünger-N-Anteil in den Pflanzen auf. Das lässt eventuell auf eine limitierte N-Aufnahme durch Beschränkung der Wassergabe bei den anderen Varianten schließen. Die trockene Variante „dry“ wies erwartungsgemäß mit 80,3 % den höchsten Dünger-N-Anteil in der obersten Bodenschicht auf. Die Düngergranulate konnten bei diesen trockenen Bedingungen an der Bodenoberfläche schwer bis kaum in Lösung gehen und verblieben an der Bodenoberfläche. Die Variante 5 cm zeigte trotz beschränkter Wasserzufuhr eine gute Stickstoffaufnahme in die Pflanze auf.

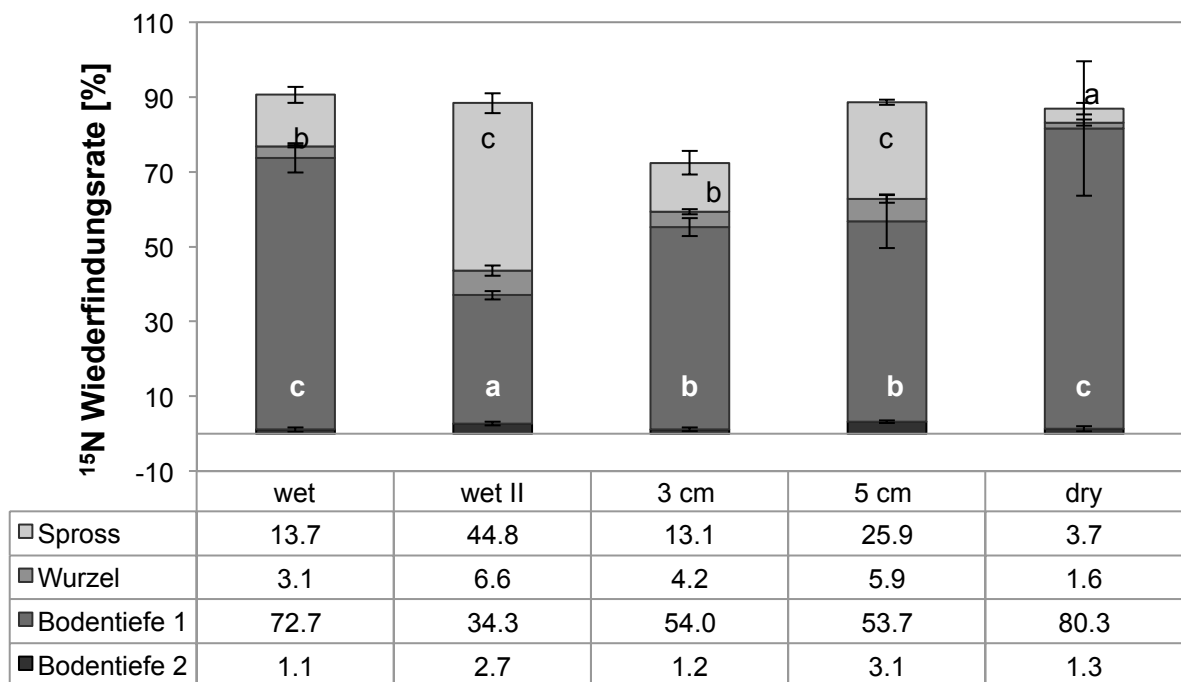


Abbildung 32: Prozentuale ¹⁵N-Wiederfindungsraten im Gefäßversuch am 26. März 2013 der Spross-, Wurzel- und Bodenproben sieben Tage nach der N-Düngung von 1 g N Gefäß⁻¹ (FG 5, GD_{5%} < 0,05, Duncan-Test, Wurzel und Bodentiefe 2 sind nicht signifikant).

Die ^{15}N -Wiederfindungsrate nach der zweiten Düngung (1 g N Gefäß^{-1}) erreichte bei der Variante 'wet I' 90,6 % (Tabelle 22). Diese wies somit die geringsten NH_3 -Verluste von 9,4 % auf. Die signifikant niedrigste ^{15}N -Wiederfindung konnte bei der Variante '3 cm' ermittelt werden, somit ergaben sich hohe Verluste von 27,6 % des ausgebrachten Düngerstickstoffs. Die Varianten 'wet II', '5 cm' und 'dry' ergaben ähnliche Verlustraten von 11,6 % bzw. 11,4 %.

Tabelle 22: Prozentuale ^{15}N -Wiederfindungsraten und NH_3 -Verluste der Gefäßvarianten 2013 (FG 4, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).

	^{15}N -Wiederfindungsrate [%]	NH_3 -Verlust [%] des ausgebrachten Dünger-N
Wet I	90,6 (3,0) ^a	9,4
Wet II	88,4 (2,6) ^{ab}	11,6
3 cm	72,4 (3,3) ^b	27,6
5 cm	88,6 (5,9) ^{ab}	11,4
dry	85,2 (15,3) ^{ab}	13,2

N-Entzug und N-Gehalt

Der N-Entzug von Spross und Wurzel und die N-Gehalte in den beiden Bodenschichten sind in Abbildung 33 dargestellt. Die N-Gehalte in den Bodentiefen waren über alle Varianten ähnlich. Die Kontrollvariante wies den niedrigsten Gesamt-N-Wert von $23,7 \text{ g N Gefäß}^{-1}$ auf. Die gedüngten Varianten zeigten Werte zwischen $24,5 \text{ g N}$ und $24,8 \text{ g N}$ pro Gefäß auf. Durch die hohen Stickstoffwerte im Boden wies auch die Kontrollvariante gut versorgte Weizenpflanzen auf. Die Höhe der NH_3 -Emissionswerte zeigte keinen Einfluss auf die N-Gehalte bzw. den N-Entzug der gedüngten Varianten auf.

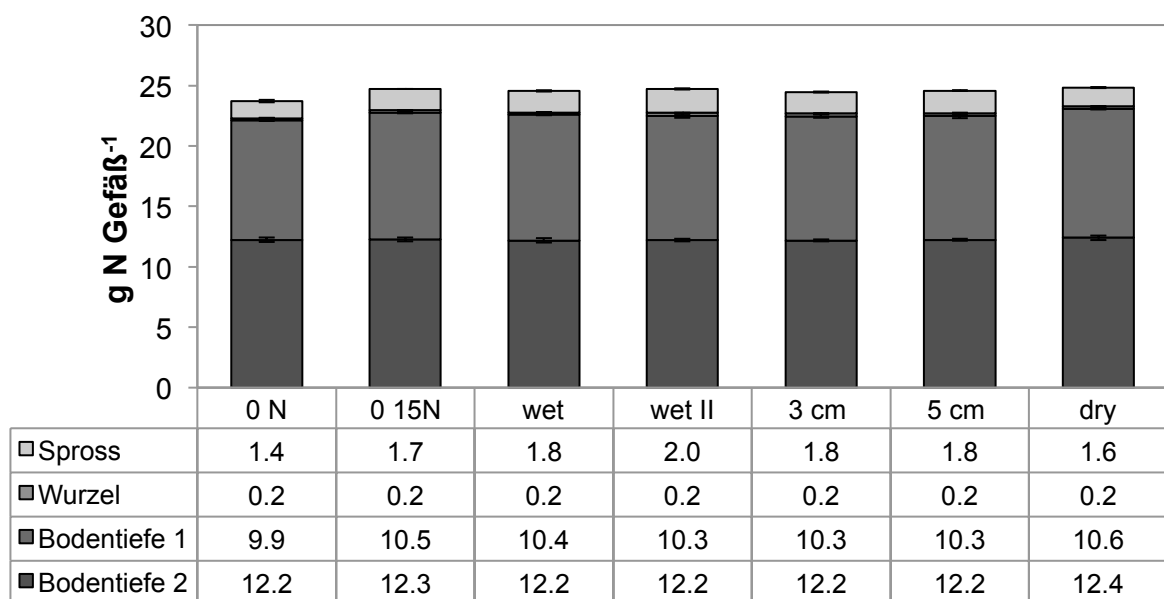


Abbildung 33: N-Entzug [g N Gefäß^{-1}] im Gefäßversuch 2013 (FG 5, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test, n.s.)

4.2.4 Methodenvergleich zur Erfassung von Ammoniakemissionen aus mineralischen Stickstoffdüngern

Im ersten Versuchsjahr wurde keine ¹⁵N-Bilanzierung vorgenommen. Um den direkten Vergleich der NH₃-Messmethoden im Speziellen betrachten zu können zeigt Tabelle 20 die Werte der Harnstoffvariante in den Jahren 2012 und 2013. Die Vergleichbarkeit ist erschwert, wenn eine der beiden Messungen, DT-Messung oder Passiv-Flux-Sammler, einen Nullwert aufwies. Somit wird bei geringen NH₃-Emissionen, wie beispielsweise im Jahr 2012 und bei der zweiten Düngung 2013 ein Nullwert berechnet.

Zur ersten Düngung 2013 konnte mit der ¹⁵N-Bilanzierung kein N-Verlust ermittelt werden, da 100 % des ausgebrachten markierten N-Düngers wiedergefunden werden konnten. Dies stellt einen Widerspruch zur DT-/PS-Messung dar, welche einen Verlust von 1,8 % aufzeigte. Zur dritten Düngung konnte ein Wert aus der DT-/PS-Messung berechnet werden und gleichzeitig eine ¹⁵N-Bilanzierung vorgenommen werden. Die Ergebnisse sind mit 0,2 kg N ha⁻¹ und 0,1 % Differenz nahezu identisch (Tabelle 23).

Tabelle 23: Vergleich der DT-/PS-Messungen und der ¹⁵N-Bilanzierung der Variante Harnstoff zu den einzelnen Düngeterminen der Gesamt-N-Düngermenge. (Linke Spalte: tatsächliche N-Verluste kg NH₃-N ha⁻¹; rechte Spalte: prozentualer N-Verlust bezogen auf die eingesetzte Dünger-N-Menge.)

Düngung	N-Menge [kg N ha ⁻¹]	DTM/PS		¹⁵ N-Bilanzierung	
		[kg N ha ⁻¹]	[%]	[kg N ha ⁻¹]	[%]
2012					
1	80	0,0	0,0	6,2 (5,2)	7,7
2	60	0,0	< 1	[17,3 (8,5)]	[28,8]
3	40	0,0	0,0	2,7 (1,9)	6,7
Summe	180	0,0	< 1	[26,2 (9,3)] 8,9 (3,5) *	[14,5 (5,2)] 8,0 (3,2) *
2013					
1	80	1,5 (0,1)	1,8	0,0 (3,7)	0,0
2	60	0,0	0,0	5,2 (3,3)	8,7
3	40	5,6 (0,8)	14,1	3,3 (3,2)	8,4
Summe	180	7,1 (0,8)	3,9 (0,4)	8,6 (5,2)	4,8 (2,9)

Legende: () = Standardabweichung, [] = Bilanzierung unvollständig,
* = Berechnet aus erster und zweiter Düngung bezogen auf 110 kg N ha⁻¹

4.2.5 Einflussfaktoren auf Ammoniakemissionen verschiedener N-Formen

Verschiedene Einflussfaktoren bestimmen die Höhe der Ammoniakemissionen. Die Datengrundlage der Feldversuche wurde dazu genutzt, um Korrelationen zwischen Ammoniakverlusten und den folgenden Parametern zu berechnen: Düngerart, ausgebrachte Dünger-N-Menge, Temperatur während der Messperiode, Niederschlagsmenge während der Messperiode, Dauer der Messperiode (Tabelle 24). Bei der Berechnung der Düngervarianten konnten meist keine Korrelationen gefunden werden. Auffällig ist, dass einzig die UI-Variante zu allen Parametern eine Korrelation aufweist. Je höher die Düngermenge, je niedriger die Temperatur, die Niederschlagsmenge und die Messdauer, desto höher waren die NH₃-Emissionen der UI-Variante.

Tabelle 24: Korrelationen (R²) der Düngervarianten und der Düngermenge, Temperatur, Niederschlagsmenge und Messdauer bezüglich der NH₃-Emissionen.

R ²	Alle (n=28)	KAS (n=4)	HS (n=8)	NI (n=6)	UI (n=5)	NI+UI (n=5)
Düngermenge	0,01	0,05	0,048	0,04	0,94 ***	0,07
Temperatur	0,00	0,14	0,01	0,28	0,86 ***	0,02
Niederschlag	0,00	0,17	0,00	0,10	0,75 **	0,44
Messdauer	0,00	0,07	0,00	0,08	0,93 ***	0,20

Legende: *** = hoch signifikant, ** = signifikant

Außerdem wurde abgeklärt, welchen Einfluss die Höhe der Ammoniakverluste auf den Ertrag und den N-Entzug haben (Tabelle 25). Die Varianten KAS und UI wurden aufgrund der geringen Gesamtanzahl (n=2) nicht bewertet. Der Ertrag wurde bei Sommerweizen im Jahr 2012 und bei der Varianten NI und Harnstoff durch NH₃-Emissionen beeinflusst. Je höher die NH₃-Verluste waren, desto niedriger waren die Erträge. Je höher die NH₃-Emissionen der Harnstoffvariante waren, desto geringer waren der N-Entzug des Korn und desto höher der N-Entzug im Stroh.

Tabelle 25: Korrelationen (R²) zwischen den Düngervarianten, Winter- und Sommerweizenvarianten und dem Ertrag und N-Entzug bezüglich der gesamten NH₃-Emissionen.

R ²	n	Ertrag	N-Entzug		
			Korn	Stroh	Gesamt
Alle	13	0,20	0,06	0,18	0,37
WW	10	0,27	0,01	0,26	0,15
SW	3	0,65 **	0,91 ***	0,96 ***	0,98 ***
KAS	2	-	-	-	-
HS	3	0,76 **	0,63 **	0,99 ***	0,05
NI	3	0,99 ***	0,10	0,41	0,40
UI	2	-	-	-	-
NI+UI	3	0,32	0,15	0,11	0,81 ***

Legende: *** = hoch signifikant, ** = signifikant

4.3 Lachgasemissionen verschiedener mineralischer Stickstoffdünger

4.3.1 Lachgasemissionen bei Einsatz verschiedener N-Formen im Feldversuch

Verlauf der N₂O-Emissionen von 2. April bis 30. Juli 2012 (Ernte)

Einen Schwerpunkt der Untersuchungen bildeten die wöchentlichen Lachgasmessungen während der gesamten Vegetationsperiode. Da nach der Ernte die N₂O-Summen sich deutlich veränderten, wurde der Zeitraum bis zur Ernte gesondert betrachtet. Die in Abbildung 34 und Abbildung 35 angegebene Temperatur ist die mittlere Tagestemperatur am Tag der Lachgasmessung. Der Emissionswert der Kontrollvariante zeigte eine parallele, aber abgeschwächte Schwankung im Vergleich zu den gedüngten Varianten. Diese natürlichen Schwankungen zeigen einen Zusammenhang zu den momentanen Feld- und Witterungsbedingungen. Die Harnstoffvariante zeigte deutlich ausgeprägte N₂O-Peaks, die zeitverzögert zur N-Düngung und bei sinkenden Temperaturen auftraten. Die NI und NI+UI gedüngten Varianten befanden sich nach der zweiten Düngung stets unter den N₂O-Emissionen von KAS.

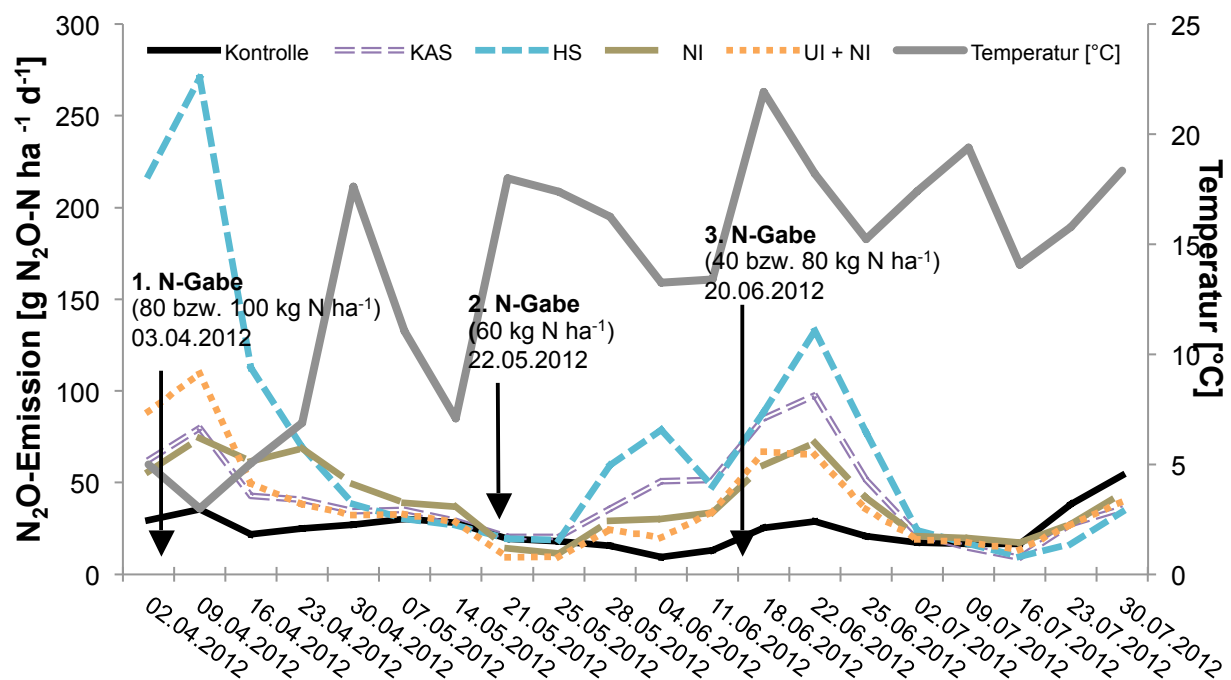


Abbildung 34: Verlauf der N₂O-Emissionen [g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹], N-Düngeterminen und mittleren Tagestemperaturen [°C] aller Varianten vom 2. April 2012 bis zur Ernte am 30. Juli 2012.

Nach der ersten Düngung von 80 kg N ha⁻¹ (KAS, HS) bzw. 100 kg N ha⁻¹ (NI-Varianten) konnte am kältesten Tag (3,6 °C, 9. April) der gesamten Messperiode bei allen Varianten ein N₂O-Peak ermittelt werden. Der höchste Lachgasverlust trat bei der Variante Harnstoff mit 271 g N₂O-N ha⁻¹ d⁻¹ am 9. April auf. Nach der zweiten N-Düngung mit 60 kg N ha⁻¹ von KAS

und Harnstoff wiesen diese Varianten höhere Lachgasverluste als die nichtgedüngten NI-Varianten auf. Ein erneuter gemeinsamer N_2O -Peak aller Varianten konnte am 22. Juni nach einer längeren Regenphase und kurz nach der dritten und letzten N-Gabe gemessen werden. KAS und Harnstoff wurden mit 40 kg N ha^{-1} und die NI-Varianten mit 80 kg N ha^{-1} gedüngt. Die NI-Varianten zeigten bis zur Ernte niedrige N_2O -Verluste an.

Verlauf der N_2O -Emissionen vom 2. April bis 3. September 2012

Der gesamte Verlauf der N_2O -Emissionen ist in Abbildung 35 dargestellt. Als Anhaltspunkt für die Witterungsbedingungen zwischen den Messtagen wurde die Niederschlagssumme dieser Messperiode dargestellt. Die Niederschlagverteilung zeigt, dass es über die gesamte Vegetationsperiode keine längere Trockenphase gab. Es ist deutlich zu erkennen, dass nach der Ernte die N_2O -Emissionen aller Varianten anstiegen. Besonders deutlich ausgeprägt war der Anstieg der NI-Variante. Auch die langjährig nichtgedüngte Kontrollvariante wies einen Anstieg der N_2O -Verluste auf.

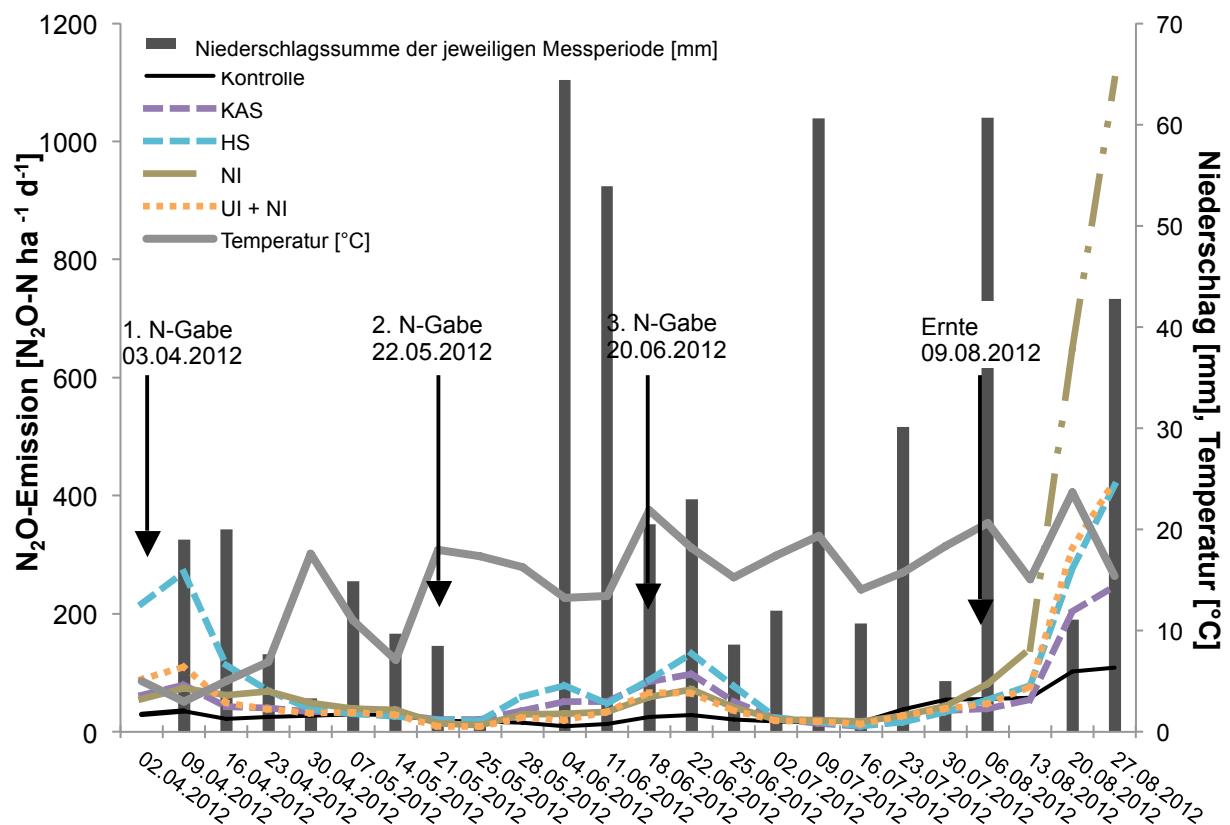


Abbildung 35: Verlauf der N_2O -Emissionen [$\text{g N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$], der mittleren Tagestemperatur [$^{\circ}\text{C}$] und der Niederschlagssummen [mm] der letzten Messung bis zur folgenden N_2O -Messung, N-Düngeterminen und N_2O -Emissionsverlauf aller Varianten vom 2. April bis 3. September 2012.

Gesamte N₂O-Emissionen der Vegetationsperiode 2012

Die Summen der Lachgasemissionen unterscheiden sich stark bezüglich des Berechnungszeitraums. Wird der Abschluss der N₂O-Messungen mit dem Erntetermin festgelegt, fallen alle Werte niedriger aus als drei Wochen nach der Ernte (Abbildung 36). Die Feldbedingungen hatten sich mit der Ernte schlagartig verändert. Die Pflanzen deckten den Boden nicht mehr ab, die Bodentemperatur und Evapotranspiration änderten sich. Es wurde bis drei Wochen nach der Ernte gemessen, dann musste das Versuchsfeld gepflügt und für die folgende Frucht vorbereitet werden.

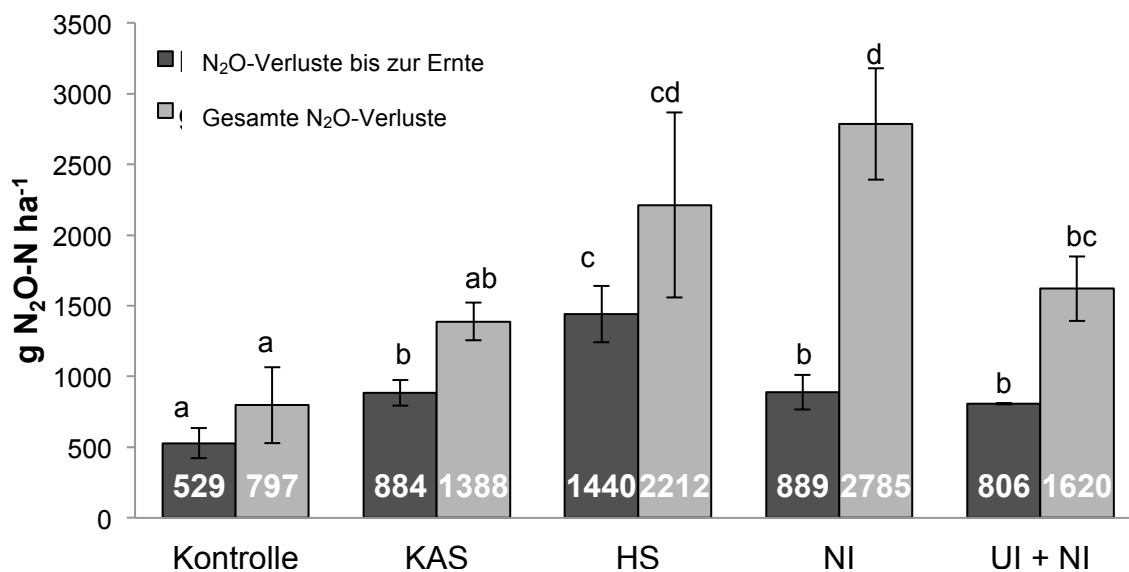


Abbildung 36: Summe der N₂O-Emissionen [g N₂O-N ha⁻¹] aller Varianten bis zur Ernte und über den gesamten Messzeitraum (drei Wochen nach der Ernte) (FG 4, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).

Im Messzeitraum **bis zur Ernte** waren maximal 1,44 kg N₂O-N-Verluste bei Harnstoffgedüngten Parzellen zu verzeichnen. Die Varianten KAS, NI und NI+UI unterschieden sich statistisch nicht bezüglich der N₂O-Emissionen. Die Kombination NI+UI zeigte mit 806 g N₂O-N ha⁻¹ tendenziell die niedrigsten Lachgasemissionen der gedüngten Varianten. Es konnte eine Reduktion von 38 % bzw. 44 % der Lachgasverluste durch Anwendung von NI bzw. NI+UI im Vergleich zu Harnstoff nachgewiesen werden (Tabelle 26).

Die N₂O-Verluste erhöhten sich deutlich im Zeitraum nach der Ernte bei allen Varianten. Im **gesamten Messzeitraum** waren maximal Verluste von 2,79 kg N₂O-N ha⁻¹ respektive 1,55 % des gedüngten Stickstoff bei der Variante NI zu verzeichnen (Tabelle 26). Die NI-Variante wies die stärkste Zunahme auf. Vor der Ernte befanden sich diese Variante im unteren Bereich der N₂O-Emissionen. Nach der Ernte erhöhten sich die Verluste der NI-Variante um 213 % und stellten nun die verlustreichste Variante dar. Die NI-Düngung von 80 kg N ha⁻¹ zu einem späten Zeitpunkt könnte diesen N₂O-Peak verstärkt haben. An der Kontrollvariante ist ersichtlich, dass auch auf ungedüngten Parzellen eine Erhöhung um 51 % der Lachgasemissionen festgestellt

wurde. Die Kontrollparzellen wurden seit 1979 nicht gedüngt und wiesen einen N₂O-Verlust von 529 bzw. 797 g N ha⁻¹ auf. Die Varianten KAS und Harnstoff verhielten sich in der prozentualen Steigerung nach der Ernte mit 57 % und 54 % ähnlich. Bis zur Ernte waren Verluste von 0,45 % (NI+UI) bis 0,80 % (HS) des eingesetzten Stickstoffs gemessen worden. Nach der Ernte erhöhten sich die Verluste auf 0,77 % (KAS) bzw. 1,55 % (NI). Die kontrollbereinigten N₂O-Verluste betragen bis zur Ernte bzw. zum Messende bei KAS 0,20 % bzw. 0,33 %, bei Harnstoff 0,51 % bzw. 0,79 %, bei NI 0,20 % bzw. 1,10 % und bei NI+UI 0,15 % bzw. 0,46 %.

Tabelle 26: Summe der düngungsbedingten N₂O-Verluste in g N₂O-N ha⁻¹, prozentuale N₂O-N-Gesamtverluste bezogen auf die gedüngten N-Menge (180 kg N ha⁻¹) und relative N₂O-Verluste in Bezug auf Harnstoff bis zur Ernte (2. April bis 9. August 2012, 19 Wochen) und über den gesamten Messzeitraum (bis 3. September 2012, 22 Wochen) (FG 4, GD_{5%} < 0,05, Duncan-Test).

Variante	Düngungsbedingte N ₂ O-Verluste [g N ₂ O-N ha ⁻¹]		Dünger-N-Verluste [%]		Relative Verluste Harnstoff = 100 %		Steigerung der N ₂ O-Gesamtverluste zw. Ernte und Messende [%]
	Verluste bis zur Ernte	Gesamtverlust	Verluste bis zur Ernte	Gesamtverlust	Verluste bis zur Ernte	Gesamtverlust	
KAS	355	591	0,49	0,77	61	63	57
HS	911	1415	0,80	1,23	100	100	54
NI	360	1988	0,49	1,55	62	126	213
NI+UI	277	823	0,45	0,90	56	73	101

4.3.2 Vergleich langjähriger Lachgasmessungen von Harnstoff und Kalkammonsalpeter

Der Lehrstuhl für Pflanzenernährung an der TUM-Weihenstephan führte seit vielen Jahren Lachgasmessungen am Standort Dürnast durch. Zusammenfassend sollen diese im Folgenden dargestellt werden. Die Varianten Harnstoff und KAS werden ausführlich miteinander verglichen. Ebenfalls wird die Wirkung des Nitrifikationsinhibitors auf die Lachgasemissionen dargestellt.

Versuchsjahr 2001 (WEBER, A.)

Im Jahr 2001 wurden N₂O-Emissionen jeweils drei Wochen nach der N-Düngung von Winterweizen (Sorte: Ludwig) gemessen. Die Düngung wurden stets auf ungedüngten Parzellen ausgebracht, um einen Vergleich der unterschiedlichen Witterungsbedingungen durchführen zu können. Die Bestände waren dadurch zur zweiten und besonders zur dritten Stickstoffdüngung von N-Mangel geprägt. Die N-Aufnahme der Pflanzen entsprach nicht der eines ausreichend ernährten Bestandes. Es wurde der Nitrifikationsinhibitor DCD/1H-1,2,4-Triazol verwendet. Die Kontrollvariante wies zum Zeitpunkt der ersten Düngung hohe N₂O-Verluste von 750 g N₂O-N ha⁻¹ auf. Die erste Düngung wies bei allen Varianten die höchsten N₂O-Emissionen auf. Der NI-Einsatz konnte die Verluste um 22 % im Vergleich zu Harnstoff und um 25 % im Vergleich zu KAS verringern (Tabelle 27). Wird die N₂O-Emission der Kontrollvariante abgezogen, errechnet sich eine Reduktion von 42 % im Vergleich zu Harnstoff und von 53 % im Vergleich zu KAS. Die Gesamtverluste der Kontrolle beliefen sich auf 900 g N₂O-N ha⁻¹ und auf einen Maximalwert von 2080 g N₂O-N ha⁻¹ bei KAS. Die düngungsbedingten Emissionen betragen bei KAS 1180 g N₂O-N ha⁻¹, bei Harnstoff 970 g N₂O-N ha⁻¹ und bei NI 560 g N₂O-N ha⁻¹. Die kontrollkorrigierten N₂O-Emissionsfaktoren waren somit 0,66 bei KAS, 0,54 bei Harnstoff und 0,31 bei Harnstoff + NI.

Tabelle 27: Gesamte und düngungsbedingte N₂O-Verluste [g N₂O-N ha⁻¹], eingesetzte Düngermengen [kg N ha⁻¹] und Witterungsbedingungen drei Wochen nach der N-Düngung im Versuchsjahr 2001.

	2001	[kg N ha ⁻¹]	1. Düngung	2. Düngung	3. Düngung	N ₂ O-Verluste	
			13. März 13,8 °C	30. April 14,3 °C	23. Mai 18,0 °C	Gesamt	düngungsbedingt
Kontrolle	- / - / -		750	70	80	900	-
KAS	80 / 40 / 60		1450	280	350	2080	1180
HS	80 / 40 / 60		1180	240	450	1870	970
NI	120 / - / 60		960	130	370	1460	560

Versuchsjahre 2002 bis 2005 (WEBER, A.)

Die Lachgasemissionen wurden in Winterweizenbeständen während der Vegetationsperiode bis zur Milchreife gemessen. Auch in diesen Versuchsjahren konnte aufgezeigt werden, dass nach einer Stickstoffdüngung die N₂O-Emissionen anstiegen. In Tabelle 28 sind die Varianten KAS, Harnstoff und Harnstoff + NI+UI (P 204/98 0,4 % + DCD/TZ 2,0 %) dargestellt. Die Temperaturangabe ist die mittlere Bodentemperatur nicht die mittlere Tagestemperatur, wie in den anderen Tabellen bzw. Abbildungen.

Im Jahr **2002** wirkte die Kontrollvariante als N₂O-Senke. Diese Differenz wurde auf den tatsächlich gemessenen Verlust angerechnet. Somit erhöhten sich die düngungsbedingten N₂O-Emissionen auf 984 bzw. 1310 g N₂O-N ha⁻¹ bei KAS bzw. bei Harnstoff. Im ersten und zweiten Messzeitraum fielen hohe Niederschläge von 126 mm und 139 mm.

Im Versuchsjahr **2003** wies die Kontrollvariante hingegen mit 969 g N₂O-N ha⁻¹ höhere Verluste auf. Die höchsten Emissionen traten zur zweiten Düngung auf. Zur ersten und dritten Düngung fielen geringe Niederschläge von 30 mm bzw. 29 mm. Die düngungsbedingten N₂O-Verluste waren bei KAS mit 12 g N₂O-N ha⁻¹ gering. Die Harnstoffvariante stellte, auf Grund der hohen Kontrollwerte, rechnerisch eine N₂O-Senke dar.

Die erste Messperiode **2004** wies die höchsten Verluste von bis zu 3195 g N₂O-N ha⁻¹ bei Harnstoff + NI+UI auf. Die zweite Düngung wurde im Vergleich zu den anderen Versuchsjahren früh durchgeführt. Nach der dritten Düngung gab es hohe Niederschläge von 152 mm und kühle Temperaturen von 15,0 °C. Die düngungsbedingten Verluste betragen bei KAS 1216 g N₂O-N ha⁻¹. Die Harnstoffvarianten ohne und mit Inhibitoren wiesen ähnliche Emissionen von 2780 g N₂O-N ha⁻¹ und 2788 g N₂O-N ha⁻¹ auf.

Die N₂O-Gesamtemissionen im Jahr **2005** waren auf einem mittleren Niveau. Die höchsten Verluste konnten wie im vorherigen Jahr zur ersten Düngung gemessen werden. Die düngungsbezogenen Verluste betragen bei KAS 481 g N₂O-N ha⁻¹, bei Harnstoff 518 g N₂O-N ha⁻¹ und bei Harnstoff + NI+UI 738 g N₂O-N ha⁻¹.

Tabelle 28: Gesamte und düngungsbedingte N₂O-Verluste [g N₂O-N ha⁻¹], eingesetzte Düngermengen [kg N ha⁻¹] und Witterungsbedingungen zwei Wochen nach der N-Düngung in den Versuchsjahren 2002 bis 2005.

		1.	2.	3.		
		Düngung	Düngung	Düngung		
		13. März	30. April	23. Mai	N ₂ O-Verluste	
		7,7 °C	13,7 °C	16,9 °C	[g N ₂ O-N ha ⁻¹]	
2002	[kg N ha ⁻¹]	126,4 mm	84,3 mm	139,0 mm	Gesamt	düngungsbedingt
Kontrolle	- / - / -	- 134	-31	-134	- 299	-
KAS	80 / 50 / 50	250	185	250	685	984
HS	80 / 50 / 50	357	297	357	1011	1310
		19. März	8. Mai	27. Mai	N ₂ O-Verluste	
		8,8 °C	13,2 °C	20,1 °C	[g N ₂ O-N ha ⁻¹]	
2003	[kg N ha ⁻¹]	29,8 mm	85,5 mm	29,6 mm	Gesamt	düngungsbedingt
Kontrolle	- / - / -	41	780	148	969	--
KAS	80 / 50 / 50	41	793	147	981	12
HS	80 / 50 / 50	42	540	126	708	-261
		29. März	4. April	27. Mai	N ₂ O-Verluste	
		9,0 °C	10,6 °C	15,0 °C	[g N ₂ O-N ha ⁻¹]	
2004	[kg N ha ⁻¹]	69,8 mm	38,7 mm	152,0 mm	Gesamt	düngungsbedingt
Kontrolle	- / - / -	530	83	55	668	-
KAS	80 / 50 / 50	1521	106	257	1884	1216
HS	80 / 50 / 50	2930	161	357	3448	2780
NI+UI	120 / - / 60	3195	69	192	3456	2788
		4. April	4. Mai	1. Juni	N ₂ O-Verluste	
		9,8 °C	12,1 °C	16,5 °C	[g N ₂ O-N ha ⁻¹]	
2005	[kg N ha ⁻¹]	105,6 mm	73,8 mm	135,3 mm	Gesamt	düngungsbedingt
Kontrolle	- / - / -	222	90	133	445	-
KAS	80 / 50 / 50	463	307	156	926	481
HS	80 / 50 / 50	638	156	169	963	518
NI+UI	120 / - / 60	627	74	482	1183	738

Versuchsjahr 2012 (Gaßner, M.)

Im Versuchsjahr 2012 wurden die N₂O-Verluste der Varianten Kontrolle, KAS, Harnstoff, NI und NI+UI erfasst. Der Versuch war in einen langjährigen N-Formenversuch integriert. In

Tabelle 29 sind die Emissionen im dreiwöchigen Zeitraum nach der N-Gabe dargestellt. Die erste Düngung zeigte die höchsten Lachgasverluste auf. Die Verluste der gedüngten Varianten lagen im Bereich von 95 bis 670 g N₂O-N ha⁻¹. Die Harnstoffvariante hatte stets die höchsten Emissionen zu verzeichnen. Der Nitrifikationshemmer konnte die Emissionen zur zweiten und dritten Düngung unter die KAS-Variante reduzieren. Die düngungsbedingten N₂O-Verluste lagen bei Harnstoff bei 900 g N₂O-N ha⁻¹. Im unteren Emissionsbereich befand sich KAS mit 343 g N₂O-N ha⁻¹ und die NI-Varianten mit 278 bzw. 269 g N₂O-N ha⁻¹.

Tabelle 29: Gesamte und düngungsbedingte N₂O-Verluste [g N₂O-N ha⁻¹], eingesetzte Düngermengen [kg N ha⁻¹] und Witterungsbedingungen drei Wochen nach der N-Düngung im Versuchsjahr 2012.

		1. Düngung 2. Düngung 3. Düngung			N ₂ O-Verluste	
		3. April 7,0 °C 50,0 mm	22. Mai 15,0 °C 136,7 mm	20. Juni 19,2 °C 92,3 mm	Gesamt	düngungsbedingt
2012	[kg N ha ⁻¹]					
Kontrolle	- / - / -	112	70	99	282	-
KAS	80 / 60 / 40	226	174	225	625	343
HS	80 / 60 / 40	670	220	291	1182	900
NI	100 / 80 / -	260	115	185	560	278
NI+UI	100 / 80 / -	286	95	170	551	269

Der prozentuale Anteil der N₂O-Verluste drei Wochen nach der Düngung im Vergleich zum Messzeitraum bis zur Ernte bzw. Messende sind in Tabelle 30 dargestellt. Die dreiwöchigen Gesamtemissionen nach der Düngung zeigen zwischen 63 % und 82 % der Verluste im Vergleich zu den Messungen bis zur Ernte auf. Bezogen auf den gesamten Messzeitraum befanden sich bei den dreiwöchigen Messungen nach den Düngungen 20 % bis 53 % der Gesamtverluste. Der reduzierte Verlust von 20 % bei der NI-Variante entsteht durch die starke Emissionssteigerung dieser Variante nach der Ernte. Die kontrollbereinigten Daten zeigen bis zur Ernte eine sehr gute Übereinstimmung von bis zu 99 %. Das heißt die dreiwöchigen Messungen nach der Düngung schlossen bei den Varianten KAS, Harnstoff und NI+UI den höchsten düngungsbedingten Anteil an N₂O-Verlusten ein. Die Variante NI wies demnach zeitverzögerte N₂O-Emissionen auf, hier wird ein längerer Zeitraum nach der Ernte zur exakten Verlustbestimmung benötigt. Durch den starken Anstieg der N₂O-Emissionen nach der Ernte verringerte sich die Genauigkeit der dreiwöchigen Messung bezüglich der düngungsbedingten N₂O-Verluste bezogen auf den Gesamtmesszeitraum.

Tabelle 30: Gesamte und düngungsbedingte prozentuale N₂O-Verluste drei Wochen nach der Düngung im Vergleich zu den Messzeiträumen bis zur Ernte bzw. Messungsende im Versuchsjahr 2012.

2012	N ₂ O-Verluste [%]			
	3 Wochen vs. Ernte		3 Wochen vs. Gesamtzeitraum	
	Gesamt	düngungsbedingt	Gesamt	düngungsbedingt
Kontrolle	53	-	35	-
KAS	71	97	45	58
HS	82	99	53	64
NI	63	77	20	14
NI+UI	68	97	34	33

Vergleich von Kontrolle, Harnstoff und KAS über alle Versuchsjahre

Die Gesamt-N₂O-Verluste der Versuchsjahre 2001 bis 2005 und 2012 jeweils zwei bzw. drei Wochen nach der Düngung sind in Abbildung 37 dargestellt. Die Verluste sind starken jährlichen Schwankungen unterworfen. Die Kontrollvariante weist einen durchschnittlichen Verlust von 494 g N₂O-N ha⁻¹ mit einer Schwankungsbreite von -299 bis 969 g N₂O-N ha⁻¹ auf. KAS zeigte einen mittleren Gesamtverlust von 1197 g N₂O-N ha⁻¹ (625 bis 2080 g N₂O-N ha⁻¹) und Harnstoff von 1018 g N₂O-N ha⁻¹ (708 - 3448 g N₂O-N ha⁻¹). Die Jahre 2001 und 2004 zeigten durch höhere Verluste nach der ersten Düngung höhere Gesamtemissionen bei KAS und Harnstoff.

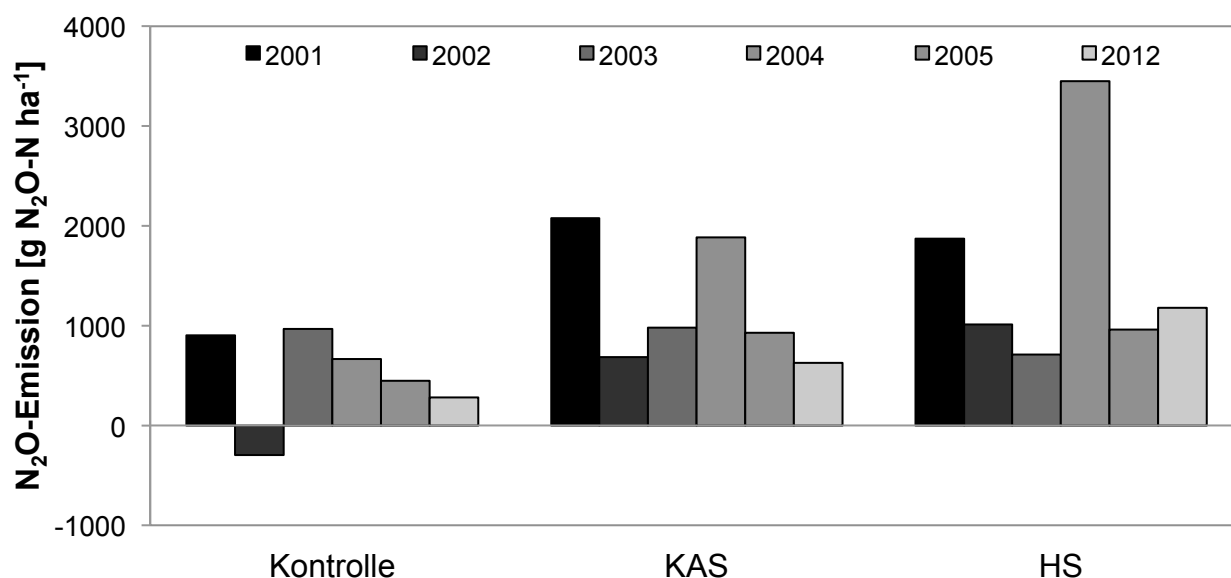


Abbildung 37: Gesamt-N₂O-Emissionen [g N₂O-N ha⁻¹] der Varianten Kontrolle, KAS und Harnstoff über die Versuchsjahre 2001 bis 2005 und 2012.

Um die düngungsbedingten N₂O-Verluste bezüglich der eingesetzten Stickstoffmenge zu berechnen, wurden die N₂O-Emissionen kontrollbereinigt. Die prozentualen N₂O-N-Verluste wiesen eine Spannweite bei Harnstoff von -0,15 % bis 1,45 % und bei KAS von 0,01 % bis 0,68 % des ausgebrachten N-Düngers auf (Abbildung 38). Der negative Wert 2003 kommt durch die hohen Verluste der Kontrollparzellen zu Stande. Die durchschnittlichen N₂O-N-Verluste bedingt durch die N-Düngung betragen bei KAS 0,34 % und bei Harnstoff 0,52 % des eingesetzten Düngerstickstoffs.

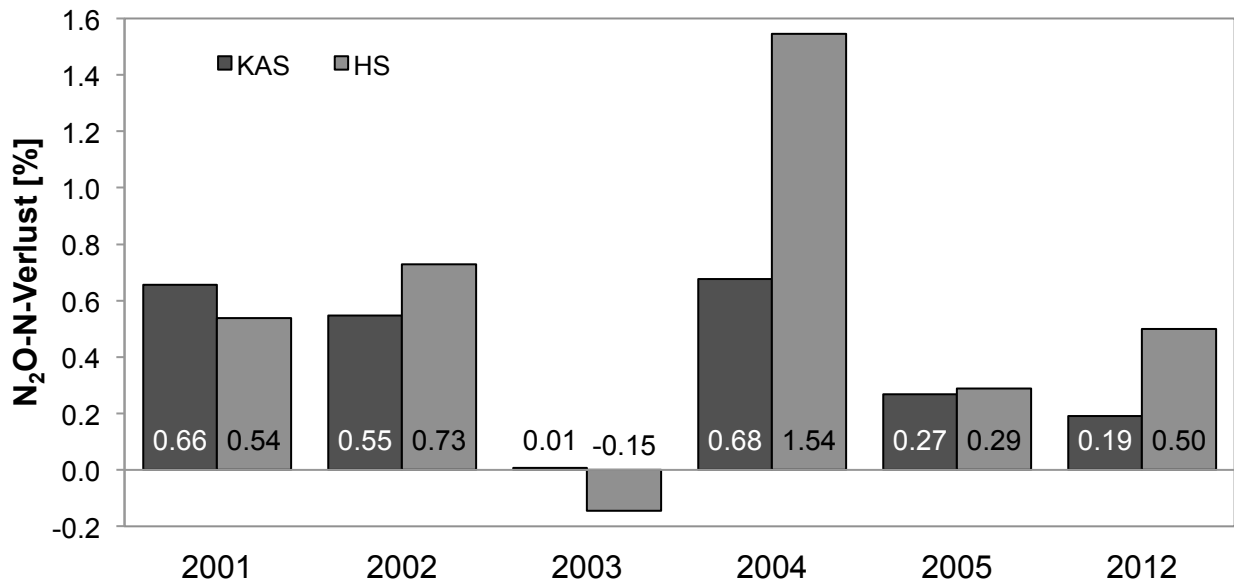


Abbildung 38: Prozentuale N₂O-N-Emissionen der eingesetzten Dünger-N-Menge der Varianten KAS und Harnstoff. Die N₂O-Emissionen der Kontrollvariante wurden abgezogen.

4.3.3 Reduktionsmöglichkeiten von Lachgasemissionen bei Harnstoff durch Einsatz des Nitrifikationsinhibitors DZD/TZ

Der Nitrifikationsinhibitor wurde teilweise separat und in Kombination mit dem Ureaseinhibitor eingesetzt. Die Emissionen wurden jeweils zwei bzw. drei Wochen nach der N-Gabe erfasst und zusätzlich im Jahr 2012 während der gesamten Vegetationsperiode. Das Emissionspotenzial zeigte Schwankungsbreiten von 156 g N₂O-N ha⁻¹ bis 2930 g N₂O-N ha⁻¹ bei Harnstoff und 69 g N₂O-N ha⁻¹ bis 3195 g N₂O-N ha⁻¹ bei den NI-Varianten (Tabelle 31). Die höchsten Emissionen konnten zur ersten Düngung bei hohen N-Mengen festgestellt werden. Bei alleinigem Einsatz des NI konnte stets eine Reduktion der N₂O-Emissionen gefunden werden. Der Einsatz des Nitrifikationsinhibitors reduzierte die Emissionen um durchschnittlich 38 % (Bereich von 18 % bis 61 %). Die Kombination mit dem Ureaseinhibitor zeigte zu zwei Terminen eine Erhöhung der Emissionen auf. Die dritte Düngung 2005 zeigte keine Reduktion im Vergleich zu Harnstoff. Die Kombination NI+UI verminderte die Lachgasverluste um durchschnittlich 45 % (ausschließlich 2004 erste Düngung und 2005 dritte Düngung).

Tabelle 31: Reduktionspotenzial der N₂O-Emissionen bei Harnstoff unter Einsatz des Nitrifikationsinhibitors DZD/TZ und der Kombination NI+UI (DZD/TZ und 2-NPT) und der Differenz zu Harnstoff im Zeitraum von zwei bzw. drei Wochen nach der N-Düngung.

	Dgg.	Summe N ₂ O-Verluste [g N ₂ O-N ha ⁻¹]		Differenz zu Harnstoff	Reduktion zu Harnstoff
		HS	NI* / NI+UI	[g N ₂ O-N ha ⁻¹]	[%]
2001 3 Wochen	1.	1180	960*	-220	19
	2.	240	130*	-110	46
	3.	450	370*	-80	18
2004 2 Wochen	1.	2930	3195	265	(+9)
	2.	161	69	-92	57
	3.	357	192	-165	46
2005 2 Wochen	1.	638	627	-11	2
	2.	156	74	-82	53
	3.	169	482	313	(+185)
2012 3 Wochen	1.	670	260*	- 410	61
	1.	670	286	- 385	57
	2.	220	115*	- 104	48
	2.	220	95	- 125	57
	3.	291	185*	- 107	37
	3.	291	170	- 122	42
Bis zur Ernte	Ges.	1440	889*	-551	38
	Ges.	1440	806	-634	44

Legende: * = NI-Variante

4.3.4 Einflussfaktoren auf Lachgasemissionen verschiedener N-Formen

Zur Berechnung der Korrelationen wurden die Lachgasdaten der einzelnen Düngetermine zwei bzw. drei Wochen nach der Düngung verwendet. Bezüglich der Düngermenge, der mittleren Temperatur und der Niederschlagsmenge während der Messperiode konnten keine signifikanten Korrelationen zu den gedüngten Varianten gefunden werden (Tabelle 32).

Tabelle 32: Korrelationen (R^2) der Düngervarianten und der Düngermenge, Temperatur und Niederschlagssumme bezüglich der N_2O -Emissionen (keine Signifikanzen).

R^2	Alle (n=51)	KAS (n=18)	HS (n=18)	NI (n=6)	NI+UI (n=9)
Düngermenge	0,21	0,23	0,25	0,40	0,31
Temperatur	0,08	0,03	0,10	0,00	0,14
Niederschlag	0,01	0,01	0,01	0,19	0,03

Im Jahr 2003 konnte eine Korrelation über alle Düngervarianten zwischen steigenden N_2O -Verlusten bei steigender Niederschlagssumme mit R^2 0,91 festgestellt werden (Tabelle 33). In den Versuchsjahren 2003, 2004 und 2005 wurden steigende N_2O -Emissionen bei einer steigenden N-Menge gemessen ($R^2 = 0,54, 0,67$ und $0,71$). Es konnte keine Korrelation zur Temperatur gefunden werden. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen einer höheren Niederschlagsmenge und steigenden N_2O -Emissionen konnte nur 2003 ermittelt werden.

Tabelle 33: Korrelation (R^2) der N_2O -Emissionen zwischen den Versuchsjahren und der Düngermenge, Temperatur und der Niederschlagssumme .

R^2	2001 (n= 9)	2002 (n= 6)	2003 (n=6)	2004 (n= 9)	2005 (n=9)	2012 (n=12)
Düngermenge	0,54 **	0,06	0,36	0,67 **	0,71 **	0,00
Temperatur	0,19	0,01	0,00	0,39	0,25	0,24
Niederschlag	0,00	0,22	0,91 ***	0,034	0,04	0,36

Legende: ** = signifikant, *** = hoch signifikant

4.4 `Pollution swapping` von Ammoniak- und Lachgasemission

Ammoniak- und Lachgasemissionen werden durch die Stickstoffform des Düngers und den Zusatz von Urease- bzw. Nitrifikationsinhibitoren beeinflusst. Ungeklärt ist, ob sich bei einer Reduktion der Ureaseaktivität die Nitrifikationsrate erhöht bzw. verringert. Mit Hilfe von CO₂-Äquivalenten kann das relative Treibhauspotenzial der einzelnen Gase berechnet werden und somit eine Treibhausgasbilanz ermittelt werden. Zum Ersten wurde das CO₂-Äquivalent über die langjährigen Messungen am Lehrstuhl mittels standortbezogenen Emissionsfaktoren berechnet. Im zweiten Schritt wurden das `Pollution swapping` 2012 bezüglich der Urease- und Nitrifikationsinhibitoren betrachtet.

4.4.1 `Pollution swapping` von Kalkammonsalpeter und Harnstoff mit und ohne Nitrifikationsinhibitor im mehrjährigen Mittel

Zur Berechnung der mehrjährigen mittleren NH₃-Emissionen wurden die kumulierten Werte der Vegetationsperioden von 2011 bis 2013 verwendet. Die kontrollbereinigten N₂O-Emissionen sind aus den Werten 2001 bis 2005 und 2012 berechnet worden. Der N-Verlust durch Ammoniakemissionen betrug bei KAS 3,8 % und bei Harnstoff 9,3 % (Tabelle 34). Der Lachgasverlust von Harnstoff konnte durch den Einsatz des Nitrifikationsinhibitors reduziert werden. Die Summe der CO₂-Äquivalente betrug bei KAS 117, bei Harnstoff 190 und bei NI 114. Durch das hohe CO₂-Äquivalent von 310 ist der maßgebende Faktor die jeweilige Lachgasemission. Durch den Einsatz des Nitrifikationsinhibitors konnte die geringste Treibhausgasbelastung erreicht werden. Das relative Treibhauspotenzial wurde um 40 % durch den Nitrifikationsinhibitor bezüglich Harnstoff reduziert.

Tabelle 34: Darstellung des prozentualen N-Verlusts des eingesetzten Düngerstickstoff und CO₂-Äquivalents der Varianten KAS, Harnstoff mit und ohne NI.

	N-Verlust des eingesetzten Dünger-N [%]				CO ₂ -Äquivalent			
	NH ₃ -Verlust	N ₂ O-Verlust	Summe	HS = 100	NH ₃ -Verlust	N ₂ O-Verlust	Summe	HS = 100
KAS	3,8	0,3	4,1	42	12	105	117	62
HS	9,3	0,5	9,8	100	29	161	190	100
NI	10,8	0,3	11,1	112	33	81	114	60

4.4.2 `Pollution swapping` von Harnstoff mit und ohne Urease- bzw. Nitrifikationsinhibitoren im Versuchsjahr 2012

Im Jahr 2012 wurden zeitgleich auf einem Versuchsfeld Ammoniak- und Lachgas-Emissionen der verschiedenen Düngervarianten erfasst (Tabelle 35). Die Ammoniakemissionen wurden mit der DT-/PS-Methode und der ¹⁵N-Isotopensignatur bilanziert.

Die Kontrollvariante, ebenso die KAS-Variante wiesen keine NH₃-Verluste und somit keine ammoniakbezogenen CO₂-Äquivalente auf. Die natürlichen N₂O-Verluste aus den ungedüngten Parzellen betragen 0,53 kg N ha⁻¹ respektive 164 CO₂-Äquivalente. Die N₂O-Werte der gedüngten Varianten sind kontrollkorrigiert und stellen somit düngungsbedingte N₂O-Verluste dar. Die NI-Variante wies mit 20 das niedrigste und die NI+UI-Variante mit 60 das höchste CO₂-Äquivalent bezüglich der NH₃-Emissionen auf. Die kombinierte NI+UI-Variante zeigte mit 87 das niedrigste CO₂-Äquivalent der Lachgasemissionen auf und folglich auch das geringste Gesamt-CO₂-Äquivalent von 147. Durch die hohen N₂O-Emissionen von 0,9 kg N₂O-N ha⁻¹ wies die Harnstoffvariante das höchste CO₂-Äquivalent von 310 auf. Durch den Einsatz des Nitrifikationsinhibitors konnte das CO₂-Äquivalent um 58 % bzw. 53 % bezogen auf die Harnstoffvariante reduziert werden.

Tabelle 35: Ammoniak- und Lachgas-Verluste [kg N ha⁻¹] und jeweilige CO₂-Äquivalente der Düngervarianten bis zur Sommerweizenernte am 9.08.2012 (FG 4, GD5% <0,05, Duncan-Test).

	N-Verlust des eingesetzten Dünger-N [kg N ha ⁻¹]				CO ₂ -Äquivalent			
	NH ₃ - Verlust	N ₂ O- Verlust	Summe	HS = 100	NH ₃ - Verlust	N ₂ O- Verlust	Summe	HS = 100
Kontrolle	0 ^a	0,5 ^a	0,5	5	0 ^a	164 ^b	164	53
KAS	0 ^a	0,4 ^a	0,4	4	0 ^a	109 ^a	109	35
HS	8,9 ^b	0,9 ^b	9,8	100	28 ^b	282 ^c	310	100
NI	6,3 ^b	0,4 ^a	6,7	68	20 ^b	112 ^a	131	42
NI+UI	19,3 ^c	0,3 ^a	19,6	200	60 ^c	87 ^a	147	47

Für die Berechnung der prozentualen Verteilung der N-Verluste und der CO₂-Äquivalente wurden die düngungsbedingten NH₃- und N₂O-Verluste verwendet.

Bezogen auf die prozentuale Verteilung der tatsächlichen N-Verluste (kg N ha⁻¹) der gedüngten Varianten gehen 0 % bis 99 % auf die Ammoniakemissionen zurück (Abbildung 39). Die Lachgasverluste hingegen betragen 1 % bis 100 % der tatsächlichen N-Verluste. Da die Kontroll- und KAS-Varianten keine NH₃-Verluste aufwiesen waren 100 % der gasförmigen N-Verluste und der CO₂-Äquivalente durch das Lachgas bedingt. Wird das CO₂-Äquivalent betrachtet, kehrt sich die Gewichtung der NH₃- und N₂O-Emissionen um. Die Lachgas-Volatilisation beträgt 59 % bis 100 % des Gesamt-CO₂-Äquivalents. Die Ammoniakemissionen betragen bezüglich der CO₂-Äquivalente 9 % bis 41 %. Durch die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren verringerten sich die Lachgasemission während der Vegetationsperiode um 38 % bei NI bzw. 44 % bei NI+UI im Vergleich zum Harnstoff ohne NI. Dies ist der Haupteinflussfaktor für die Absenkung der CO₂-Äquivalente von 310 bei Harnstoff auf 131 bei NI und auf 147 bei NI+UI.

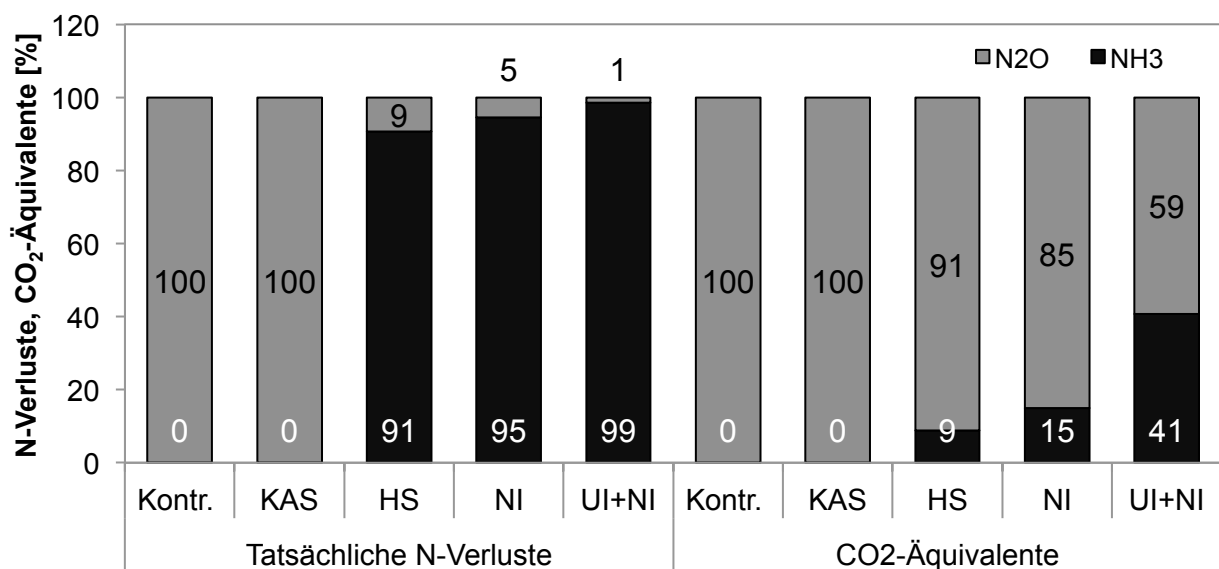


Abbildung 39: Prozentuale Verteilung der düngungsbedingten NH₃- und N₂O-Verluste und CO₂-Äquivalente der Düngervarianten bis zur Sommerweizenernte am 9.08.2012.

4.5 N_{min}-Dynamik nach Düngung mit Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Urease- und Nitrifikationsinhibitor

Gleichzeitig mit der Probenentnahme für die ¹⁵N-Analyse wurden 2012 N_{min}-Proben zur Analyse von Nitrat (NO₃⁻) und Ammonium (NH₄⁺) in den oberen 5 cm entnommen. Die N_{min}-Analyse stellte einen Zwischenstand der N-Formen-Dynamik nach Abschluss der Ammoniakemissionen dar.

Nach der ersten NH₃-Messperiode **2012** 15 Tage nach der N-Düngung von KAS und Harnstoff mit 80 kg N ha⁻¹ und den NI-Varianten mit 100 kg N ha⁻¹ wurde N_{min} analysiert. Die Varianten KAS und Harnstoff wiesen signifikant höhere NO₃⁻-Werte und niedrigere NH₄⁺-Werte auf, als die Varianten mit Nitrifikationshemmer (Abbildung 40). Die Hemmung der Nitrifikationsbakterien zeigte einen deutlich höheren Verbleib von 24,2 bzw. 22,9 kg NH₄-N ha⁻¹ des mineralischen Stickstoffs in der NH₄⁺-Form im Vergleich zu KAS und Harnstoff mit 10,8 bzw. 10,6 kg NH₄-N ha⁻¹. Das längere Verbleiben von Ammonium in der Bodenlösung könnte möglicherweise Ammoniakverluste begünstigen. Aufgrund der kleineren Pflanzen und somit einer geringeren N-Aufnahme wurden zu diesem Termin die höchsten N_{min}-Werte von teilweise über 30 kg N_{min}-N ha⁻¹ in den oberen 5 cm Boden gefunden.

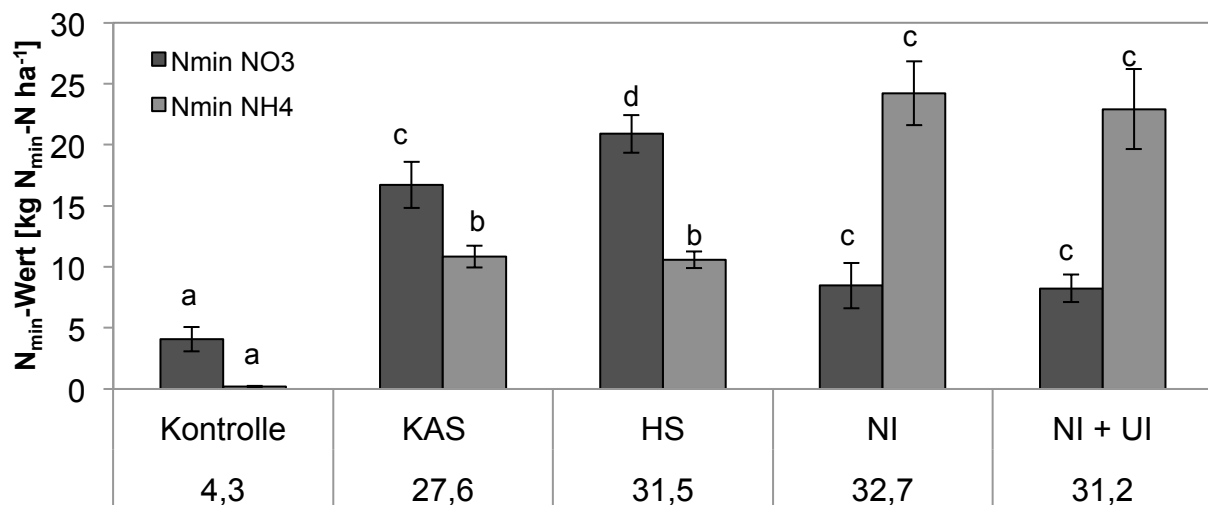


Abbildung 40: N_{min}-Werte kg N ha⁻¹ (NO₃ und NH₄) der oberen 5 cm Boden am 18. April 2012 15 Tage nach der ersten Düngung von 80 kg N ha⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Varianten bzw. 100 kg N ha⁻¹ der NI-Varianten (FG 4, GD_{5%} < 0,05, Duncan-Test).
x-Achse: 2. Zeile: Summe NO₃ und NH₄ in kg N ha⁻¹.

Nach der zweiten NH₃-Messperiode 2012, neun Tage nach der Düngung von KAS und Harnstoff mit 60 kg N ha⁻¹, wiesen beide Varianten wie bei der ersten Düngung höhere NO₃⁻-Werte von 3,5 bzw. 2,3 kg NO₃-N ha⁻¹ und niedrigere NH₄⁺-Werte von 0,9 bzw. 0,5 kg NH₄-N ha⁻¹ auf (Abbildung 41). Durch die niedrigen N-Gehalte von 4,3 bzw. 2,8 kg N_{min}-N ha⁻¹ bestätigen sich indirekt die hohen ¹⁵N-Wiederfindungsraten zu diesem Zeitpunkt in Spross und Wurzeln.

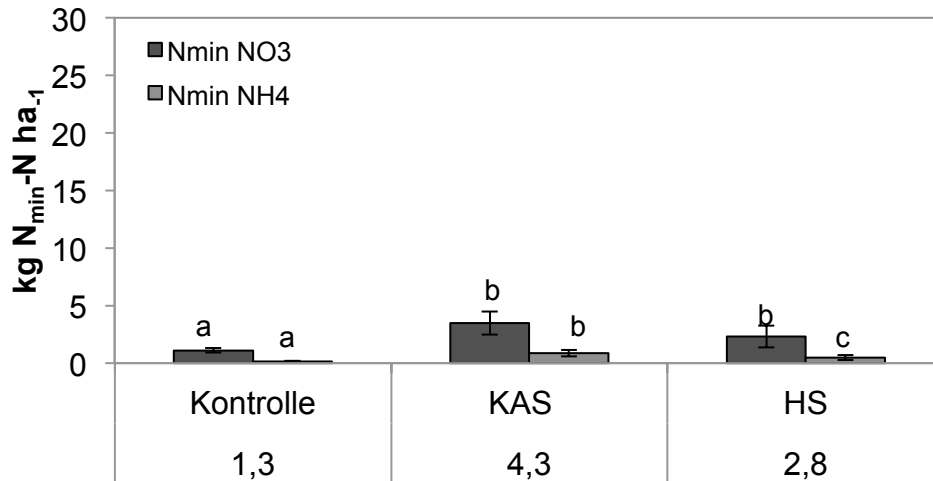


Abbildung 41: N_{min}-Werte kg N ha⁻¹ (NO₃ und NH₄) der oberen 5 cm Boden am 31. Mai 2012 neun Tage nach der zweiten N-Düngung von 60 kg N ha⁻¹ (FG 2, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).
x-Achse: 2. Zeile: Summe NO₃ und NH₄ in kg N ha⁻¹.

Zur dritten Düngung 2012 von KAS und Harnstoff mit 40 kg N ha⁻¹ und zur zweiten Düngung von NI und NI+UI mit 80 kg N ha⁻¹ konnten die Nitratgehalte der gedüngten Varianten nicht unterschieden werden und wiesen im Mittel 9,1 kg NO₃-N ha⁻¹ auf (Abbildung 42). Wie zur ersten Düngung zeigten die Ammonium-Gehalte mit 12,9 bzw. 15,3 kg NH₄-N ha⁻¹ höhere Werte bei den NI-Varianten als mit 2,4 bzw. 1,5 kg NH₄-N ha⁻¹ bei KAS und Harnstoff auf. Insgesamt betrug der mineralische Stickstoff bei KAS und Harnstoff 8,0 bzw. 9,1 kg N_{min}-N ha⁻¹ und bei den NI-Varianten 15,1 bzw. 16,7 kg N_{min}-N ha⁻¹.

Zur zweiten Düngung wurden niedrigere ¹⁵N-Wiederfindungsraten in den oberen 5 cm Boden als bei der dritten Düngung festgestellt. Dies wurde mit niedrigeren N_{min}-Werten zur zweiten Düngung und höheren zur dritten Düngung indirekt bestätigt.

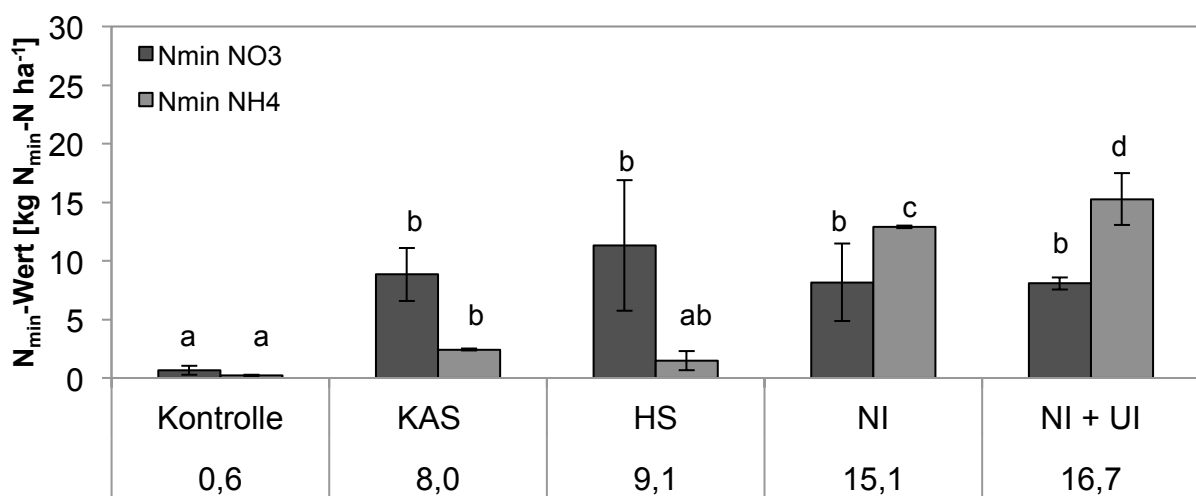


Abbildung 42: N_{min}-Werte in kg N ha⁻¹ (NO₃ und NH₄) der oberen 5 cm Boden am 27. Juni 2012 sieben Tage nach der dritten N-Düngung von 40 kg N ha⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Varianten bzw. 80 kg N ha⁻¹ der NI-Varianten (FG 4, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).
x-Achse: 2. Zeile: Summe NO₃ und NH₄ in kg N ha⁻¹.

Im Versuchsjahr **2013** wurden die Versuchspartellen nach der Ernte bis 90 cm auf den jeweiligen N_{\min} -Gehalt beprobt. Jede Variante wies in den obersten 30 cm die höchsten NO_3^- - und NH_4^+ -Gehalte auf. Die N_{\min} -Gehalte NO_3^- in 0 - 30 cm, NH_4^+ in 0 - 30 cm und NH_4^+ in 30 - 60 cm konnten nicht signifikant unterschieden werden. Die Kontrolle wies den höchsten Nitratgehalt von $0,26 \text{ kg } NO_3\text{-N ha}^{-1}$ in den Tiefen 30 - 60 cm und 60 - 90 cm auf. Die NI-Variante zeigte in der Tiefe 60 - 90 cm den niedrigsten NO_3^- - und NH_4^+ -Gehalt auf. Den höchsten NH_4^+ -Gehalt in 90 cm Tiefe wiesen die Harnstoffvarianten mit $0,05 \text{ kg } NH_4\text{-N ha}^{-1}$ auf.

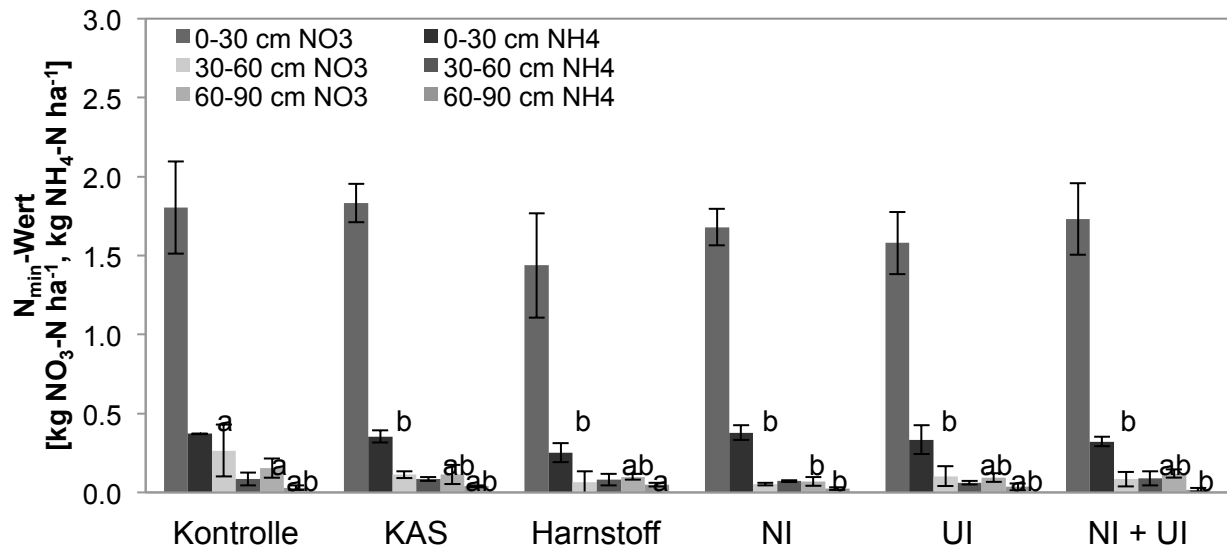


Abbildung 43: N_{\min} -Werte in kg N ha^{-1} (NO_3^- und NH_4^+) der Bodentiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm nach der Weizenernte 2013 (FG 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).

Die Gesamt- N_{\min} -Gehalte konnten statistisch nicht unterschieden werden (Abbildung 44). Tendenziell wies die Kontrollvariante die höchsten und die Harnstoffvariante die niedrigsten N_{\min} -Gehalte bis in 90 cm Bodentiefe auf. Die N_{\min} -Gehalte waren mit durchschnittlich $2,3 \text{ kg } N_{\min}\text{-N ha}^{-1}$ niedrig.

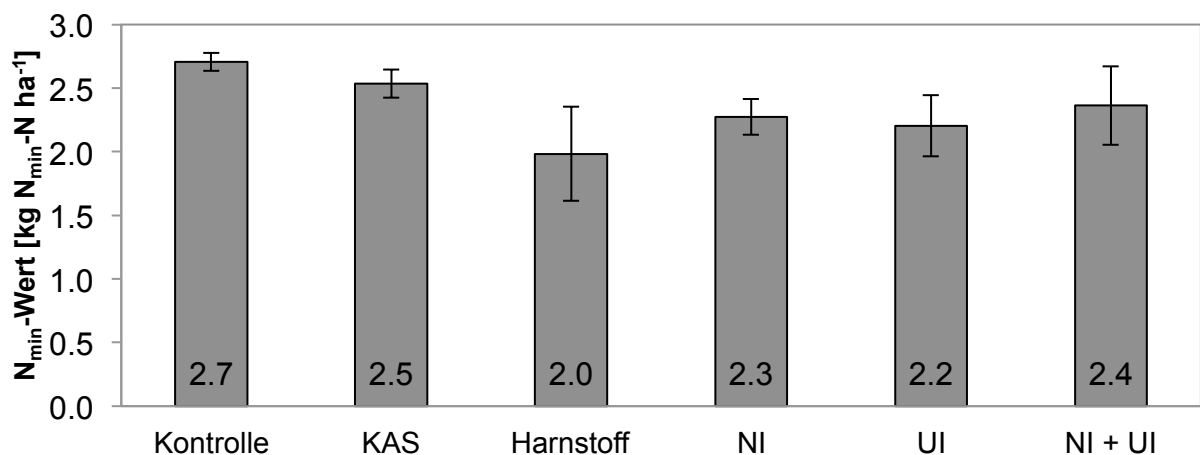


Abbildung 44: N_{\min} -Gesamtgehalt in kg N ha^{-1} (NO_3^- + NH_4^+) bis 90 cm nach der Weizenernte 2013 (FG 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test, n.s.).

4.6 Ertragsstruktur und Qualitätsparameter von Weizen

4.6.1 Weizenerträge

In allen drei Versuchsjahren wurden Feldversuche mit Winterweizen durchgeführt. Im Jahr 2012 wurden die Ammoniak- und Lachgasmessungen an einem Sommerweizenbestand durchgeführt. Der Winterweizenbestand 2012 wurde auf den Einfluss einer differenzierten Düngungsstrategie untersucht. Zusätzlich wurden die Varianten KAS II und HS II welche zu zwei N-Gaben wie die NI-Varianten gedüngt wurden betrachtet.

Im Jahr **2011** war das Ertragsniveau des Winterweizens mit durchschnittlich 62,8 dt ha⁻¹ durch die zeitlich nicht optimalen Düngungstermine niedrig. Die gedüngten Varianten wiesen keine signifikanten Unterschiede im Ertrag auf (Abbildung 45). Tendenziell wies die NI-Variante mit 60,2 dt ha⁻¹ einen etwas niedrigeren und die UI-Varianten mit 64,9 dt ha⁻¹ einen etwas höheren Ertrag auf. Die Varianten Harnstoff und KAS unterschieden sich nicht.

Die Kontrollvariante der Sommerweizenernte **2012** wies mit 30,9 dt ha⁻¹ erwartungsgemäß den niedrigsten Ertrag auf. Die gedüngten Varianten zeigten keine signifikanten Unterschiede. Im Mittel wurde ein Ertrag von 68,4 dt ha⁻¹ Sommerweizen erreicht. Ein schwacher, statistisch nicht abgesicherter Trend zu einem niedrigeren Ertrag wies die NI-Düngung mit 65,9 dt ha⁻¹ auf (Abbildung 45). Die NI- und NI+UI-Varianten konnten wegen den nassen Bodenbedingungen statt zu EC 37 erst zu EC 49/51 gedüngt werden.

Im letzten Versuchsjahr **2013** wurde mit 90,2 dt ha⁻¹ das höchste Ertragsniveau bei Winterweizen erreicht. Die Kontrollvariante fiel in diesem Jahr mit 12,4 dt ha⁻¹ sehr schwach aus (Abbildung 45). Die Variante KAS wies mit 82,3 dt ha⁻¹ den niedrigsten Ertrag der gedüngten Varianten auf. Die höchsten Erträge konnten bei den Varianten mit Inhibitoren festgestellt werden.

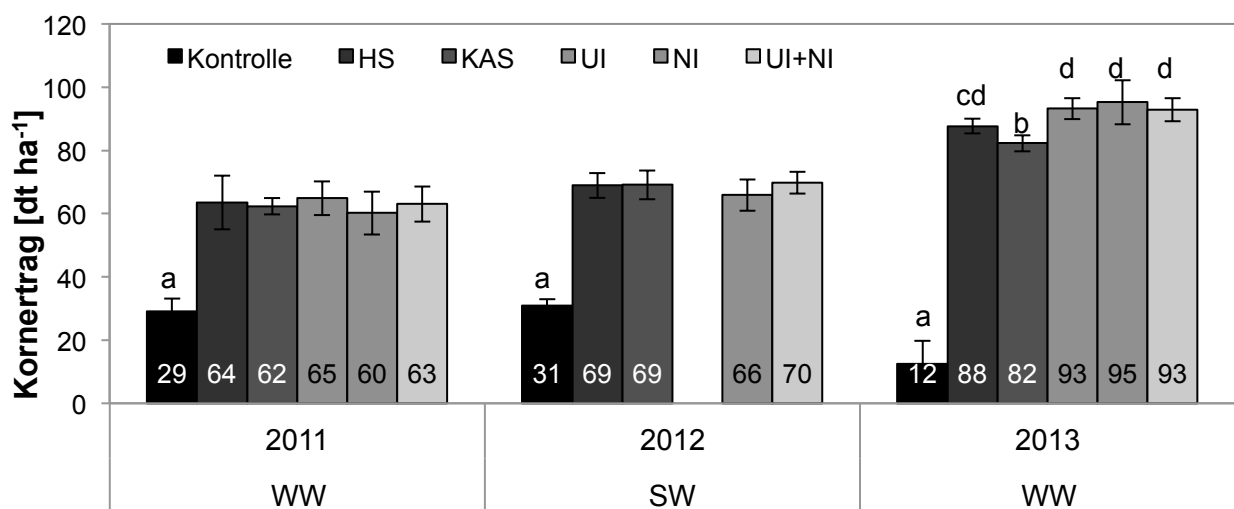


Abbildung 45: Ertragsdaten der unterschiedlichen Stickstoffdünger zu Winter- und Sommerweizen in den Versuchsjahren 2011 bis 2013 (FG 4 bzw. 5, GD_{5%} < 0,05, Duncan-Test, 2011 n.s., 2012 n.s.).

4.6.2 N-Entzug

Der Stickstoffentzug bei Winterweizen war im Versuchsjahr **2011** mit durchschnittlich 144 kg N ha^{-1} im Korn der gedüngten Varianten am niedrigsten (Tabelle 36). Im Mittel wiesen die gedüngten Varianten einen Gesamt-N-Entzug von 170 kg N ha^{-1} auf. Die gedüngten Varianten konnten statistisch nicht unterschieden werden. Der Korn-N-Entzug der NI-Varianten war mit $152,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ tendenziell am höchsten, bei der UI-Varianten mit $140,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ tendenziell am niedrigsten.

Der durchschnittliche N-Entzug des Sommerweizens **2012** von Korn und Stroh der gedüngten Varianten lag bei 173 kg N ha^{-1} (Tabelle 36). Zwischen den gedüngten Varianten fanden sich keine signifikanten Unterschiede der N-Gehalte im Korn, im Stroh oder im gesamten N-Gehalt des Aufwuchses. Tendenzuell höhere N-Gehalte konnten im Korn und Stroh der NI+UI-Behandlung nachgewiesen werden.

Die höchsten Erträge wurden **2013** verzeichnet, die N-Entzüge lagen dagegen mit durchschnittlich 167 kg N ha^{-1} im Durchschnitt. Die Stickstoffentzüge konnten bei den gedüngten Varianten statistisch nicht unterschieden werden (Tabelle 36). Die Korn-N-Entzüge bewegten sich im Mittel bei 148 kg N ha^{-1} , der Stroh-N-Entzug bei 19 kg N ha^{-1} . Die Kontrollvariante zeigte parallel zu einem niedrigen Ertrag von $12,4 \text{ kg ha}^{-1}$ den geringsten N-Entzug von 27 kg N ha^{-1} .

Tabelle 36: N-Entzug des Korns, des Strohs und Gesamt-N-Entzug in kg N ha^{-1} der Ammoniak- und Lachgasversuche (FG 4 bzw. 5, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).

	Korn [kg N ha^{-1}]			Stroh [kg N ha^{-1}]			Gesamt [kg N ha^{-1}]		
	2011	2012*	2013	2011	2012*	2013	2011	2012*	2013
Kontrolle**	48,5	46,9	22,2	8,7	4,7	5,2	57,2	51,6	27,4
KAS	140,5	149,4	146,4	27,1	21,2	19,1	167,6	170,6	165,5
HS	143,7	148,9	142,1	24,8	22,8	19,8	168,5	171,7	161,9
UI	140,1	-	152,2	27,1	-	17,8	167,2	-	170,0
NI	152,2	150,2	147,6	25,8	20,0	18,8	178,0	170,2	166,4
NI+UI	143,0	155,4	153,1	27,3	23,2	18,6	170,3	178,6	171,7

Legende: * = Sommerweizen, ** = signifikant am niedrigsten

Harvest Index (HI)

Der durchschnittliche HI der gedüngten Varianten betrug 0,66 (2011, 2012) bzw. 0,63 (2013) (Tabelle 37). Die gedüngten Varianten unterschieden sich im Harvest Index nicht. Die Stickstoffdüngung übte einen signifikanten Einfluss auf den Harvest Index aus, die Düngerform hingegen nicht. Je höher der HI, desto höher war der Gewichtsanteil des Kornes an der Gesamtpflanze.

Korn-N-Anteil

Der durchschnittliche Korn-N-Anteil der gedüngten Varianten betrug 84,5 % (2011) bzw. 87,4 % (2012) und 88,7 % (2013) am Gesamt-N der Pflanze (Tabelle 37). Die Düngevarianten zeigten keine signifikanten Unterschiede. Im Jahr 2011 konnte auch im Vergleich mit der Kontrollvariante kein Unterschied festgestellt werden.

N-Ausnutzungseffizienz (NAE)

Die N-Ausnutzungseffizienz wurde nicht von den unterschiedlichen Düngervarianten beeinflusst. Die durchschnittliche NAE betrug 59,4 % (2011) bzw. 57,8 % (2012). Durch den niedrigen N-Entzug der Kontrollvariante im Jahr 2013 konnte eine hohe NAE von 77,6 % nachgewiesen werden (Tabelle 37).

Tabelle 37: Harvest Index (HI), prozentualer N-Anteil im Korn und prozentuale N-Ausnutzungseffizienz (NAE) der Ammoniak- und Lachgasversuche (FG 4 bzw. 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test)

	HI _{Biomasse}			N-Anteil _{Korn} [%]			NAE [%]		
	2011	2012*	2013	2011	2012*	2013	2011	2012*	2013
Kontrolle	0,56**	0,73**	0,54**	85	91**	81**	-	-	-
KAS	0,65	0,67	0,62	84	88	88	58	57	77
Harnstoff	0,66	0,68	0,62	85	87	88	59	57	75
UI	0,65	-	0,63	83	-	89	58	-	77
NI	0,67	0,65	0,63	86	88	89	64	57	80
NI+UI	0,66	0,63	0,63	84	87	89	60	60	80

Legende: * = Sommerweizen, ** = signifikant zu den gedüngten Varianten

4.6.3 Qualitätsparameter

Das Tausendkorngewicht (TKG) der Kontrollvarianten war mit 34,9, 34,5 und 30,6 g stets am niedrigsten (Tabelle 38).

2011 wiesen die Varianten NI mit 39,1 g das höchste TKG auf (Tabelle 38). Durchschnittlich wurde ein TKG der gedüngten Varianten von 37,8 g erreicht.

Die Varianten KAS, NI und NI+UI konnten **2012** nicht unterschieden werden. Ein geringeres TKG wies die Harnstoffvariante mit 35,2 g auf (Tabelle 38). Im Mittel wurde ein TKG von 37,3 g gemessen.

Im Versuchsjahr **2013** wiesen die gedüngten Varianten ein durchschnittliches TKG von 34,3 g auf. Die Kontrollvariante wies erwartungsgemäß mit 30,6 g das geringste TKG auf (Tabelle 38). Das TKG der Harnstoffvarianten war mit 35,8 g am höchsten.

Tabelle 38: Tausendkorngewicht [g] der Ammoniak- und Lachgasversuche (FG 4 bzw. 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).

	Tausendkorngewicht [g]		
	2011	2012*	2013
Kontrolle	34,9 a	34,5 a	30,6 a
KAS	37,4 ab	37,2 b	34,6 c
HS	37,5 ab	35,2 a	35,8 d
UI	37,2 ab	-	35,0 cd
NI	39,1b	37,7 b	32,5 b
NI+UI	37,8 ab	38,9 b	33,6 bc

Legende: * = Sommerweizen

Die Anzahl der ährentragenden Halme m^{-2} der gedüngten Varianten konnten in keinem der Versuchsjahre statistisch unterschieden werden.

Korngrößenverteilung der Winter- bzw. Sommerweizenversuche

Bei der Siebsortierung konnte **2011** kein Unterschied zwischen den Varianten gefunden werden. Einzig die kleinste Korngröße (< 2,2 mm) wurde bei der Kontrollvariante häufiger gefunden (Tabelle 39). Dies könnte auf den höheren Anteil der Schmachtkörner zurückgeführt werden.

Die Korngrößen-sortierung zeigte **2012** bei der NI+UI-Variante den höchsten Anteil mit 64,9 % an großen Körnern (> 2,8 mm) auf (Tabelle 39). Harnstoff wies in der Korngröße 2,5 - 2,2 mm mit 10,9 % einen signifikant höheren Anteil auf. Bei der niedrigsten Korngröße von unter 2,2 mm traten keine Unterschiede auf. Zu beobachten war, dass die Kontrollvarianten in dieser Korngröße (< 2,2 mm) einen höheren Bruchkornanteil aufwiesen, die gedüngten Varianten dagegen einen höheren Anteil an Schmachtkörnern.

Die Korngrößenverteilung in **2013** zeigte außer bei der kleinsten Siebung keine signifikanten Unterschiede (Tabelle 39). Die Kontrollvariante wies eine große Streuung auf, dies war auch auf dem Feld sichtbar. Die gedüngten Varianten wiesen durchschnittlich 36 % Körner größer als 2,8 mm, 46 % zwischen 2,8 und 2,5 mm, 14 % zwischen 2,5 und 2,2 mm und 5 % kleiner als 2,2 mm auf.

Tabelle 39: Prozentuale Korngrößenverteilung der Winter- bzw. Sommerweizenversuche (FG 4 bzw. 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).

	> 2,8 mm			2,8 – 2,5 mm			2,5 - 2,2 mm			< 2,2 mm		
	2011	2012*	2013	2011	2012*	2013	2011	2012*	2013	2011	2012*	2013
Kontrolle	49,4	60,0 ab	33,1	32,5	25,4 bc	46,5	11,1	8,2 a	15,3	6,9 a	6,5	5,1 ab
KAS	49,9	59,0 a	36,5	32,3	25,6 bc	46,6	12,0	9,6 b	12,8	5,8	5,8	4,0 ab
HS	50,7	56,2 a	39,3	32,1	26,3 c	44,2	11,4	10,9 c	12,7	5,7	6,5	3,7 a
UI	50,6	-	38,8	32,1	-	44,1	11,7	-	12,9	5,7	-	5,6 b
NI	52,9	63,9 bc	32,0	31,4	22,6 ab	47,2	10,6	8,1 a	15,2	5,2	5,4	4,0 ab
NI+UI	49,5	64,9 c	35,3	33,2	21,4 a	46,8	11,8	7,7 a	13,3	5,4	6,1	4,6 ab

Legende: * = Sommerweizen,
Werte ohne Kleinbuchstaben sind nicht signifikant zu unterscheiden

4.7 Versuch zur Düngestrategie bei Kalkammonsalpeter und Harnstoffvarianten

Um die Datengrundlage der verschiedenen N-Dünger bezüglich der Ertragsstruktur zu festigen wurde im Jahr 2012 ein Versuch mit Kalkammonsalpeter und allen Harnstoffvarianten durchgeführt. Um eine bessere Vergleichbarkeit der Dünger zu erzielen, wurden die Varianten KAS II und Harnstoff II ergänzend untersucht. Es wurden somit acht Varianten getestet. KAS II und Harnstoff II wurden wie NI-Varianten behandelt. Die N-Gesamt-Menge wurde an zwei statt drei Terminen ausgebracht. Die günstige Witterung erlaubte eine exakte Düngung zum Vegetationsbeginn, zu BCCH 32, zu BCCH 37/39 und zu BCCH 49/51.

4.7.1 Biomasseschnitte, N-Entzug und spektrale Analysen während der Vegetationsperiode

Um Unterschiede in der N-Aufnahme der verschiedenen Düngervarianten zu erkennen, wurde während der Vegetationsperiode die Versuchsfläche mit dem Sensorträgerfahrzeug PhenoTrac IV spektral gemessen. Dazu wurden zeitnah Biomasseschnitte von 0,5 m² vorgenommen, um die tatsächlichen N-Gehalte am Massenspektrometer zu bestimmen (Tabelle 40).

Tabelle 40: Spektralanalyse und Biomasseschnitte des Sommerweizenbestandes 2012.

Datum	Biomasseschnitt	Zeitpunktbeschreibung
11.05.2012	11.05.2012	22 Tage nach 2. Düngung
6.06.2012	6.06.2012	1 Tag der 3. Düngung
5.07.2012	4.07.2012	1 Monat nach der 3. Düngung

Der N-Entzug wurde zu drei Terminen während der Vegetationsperiode und zur Ernte analysiert. Die Grünschnitte reflektieren den Zwischenstand der N-Aufnahme und stellen somit eine Aussage über den aktuellen Versorgungsstatus dar. Die Varianten waren zu den Schnittzeitpunkten zu unterschiedlichen Terminen mit unterschiedlichen N-Mengen gedüngt.

4.7.1.1 Erster Grünschnitt am 11. Mai 2012

N-Entzug

Zum ersten Grünschnitt erhielten die Varianten KAS I, HS I und UI eine N-Düngung von 150 kg N ha⁻¹ und die Varianten KAS II, HS II, NI und NI+UI eine N-Düngung von 110 kg N ha⁻¹ (Abbildung 46). Die Varianten KAS I und UI wiesen mit 143 und 134 kg N ha⁻¹ die höchsten N-Entzüge auf. Die zweimal gedüngten Varianten KAS I, HS I und UI zeigen tendenziell im Vergleich zu den einmal gedüngten Varianten höhere N-Entzüge.

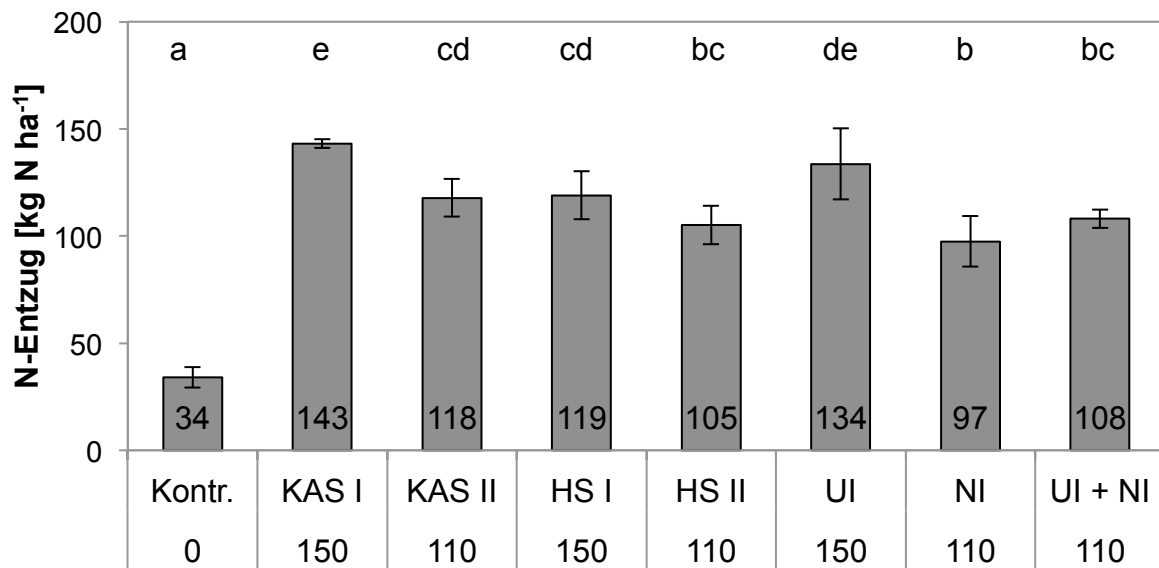
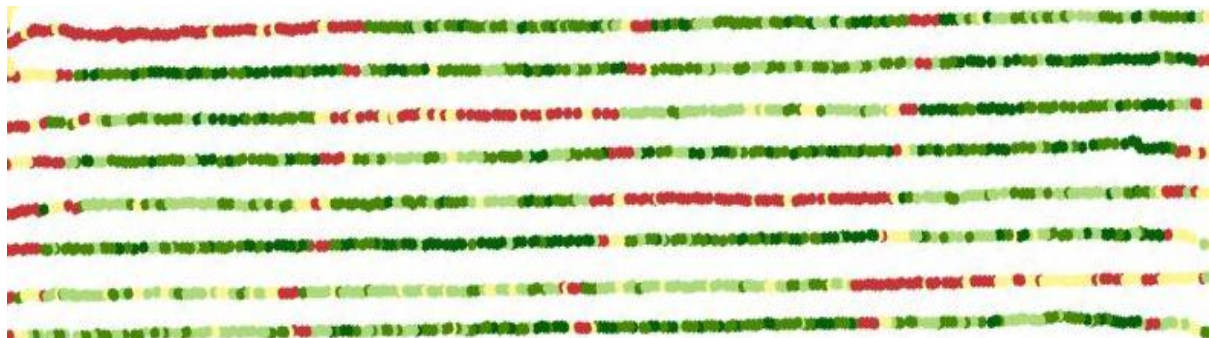


Abbildung 46: N-Entzug [kg N ha⁻¹] des ersten Grünschnittes am 11. Mai 2012 (FG 7, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: gedüngte N-Menge in kg N ha⁻¹.

Spektrale Analyse

Die grafische Darstellung der Spektraldaten vom 11. Mai ist in Abbildung 47 zu sehen. Deutlich sind die „roten“ Kontrollparzellen zu erkennen. Je dunkler das Grün, desto höher ist der gemessene Grünanteil und indirekt der Chlorophyllanteil. Der Chlorophyllanteil ermöglicht Aussagen über die N-Versorgung.



Wdh 1	Wdh 2	Wdh 3	Wdh 4
Kontrolle	UI	HS I	KAS II
KAS I	NI+UI	HS II	UI
KAS II	Kontrolle	NI	KAS I
HS I	NI	UI	HS I
HS II	HS I	Kontrolle	NI+UI
UI	KAS I	KAS II	NI
NI	HS II	NI+UI	Kontrolle
NI+UI	KAS II	KAS I	HS II

Abbildung 47: Grafische Darstellung der spektralen Analyse vom 11. Mai 2012 des Sommerweizenbestandes. Der Versuchsplan zeigt parallel dazu die Versuchsglieder.

Die Varianten KAS I und UI wiesen den höchsten Dunkelgrün-Anteil und die höchsten N-Entzugswerte auf (Abbildung 46). Die spektralen Analysen und tatsächlichen N-Gehalte wiesen gute Übereinstimmungen mit dem REIP-Index auf (Tabelle 8, S. 31). Da die Sensoren den Grünanteil analysieren und dieser in der Wachstumsphase hoch war, war zu Beginn der Vegetation am 11. Mai die Korrelation mit einem R^2 von 0,97 hoch (Abbildung 48). Auch ohne die Kontrollvarianten lag beim ersten Grünschnitt das Bestimmtheitsmaß bei 87,8 %.

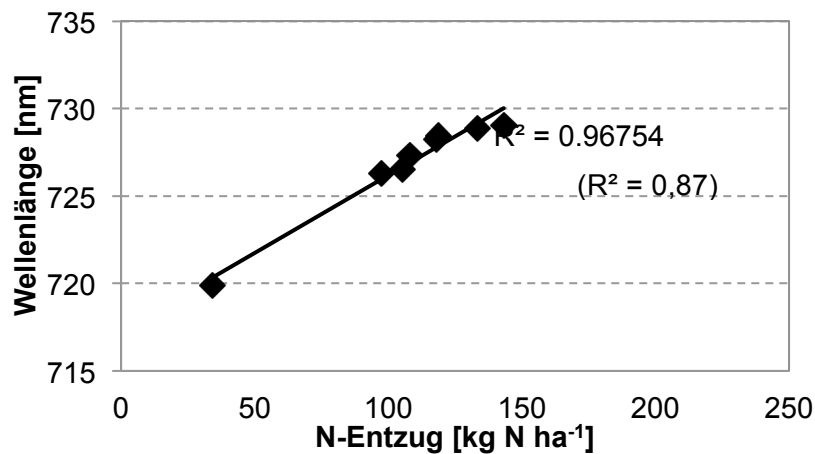


Abbildung 48: Korrelationen der Spektralanalyse mit den N-Entzügen des ersten Grünschnitts am 11. Mai 2012 (REIP-Index) (R^2 in Klammern stellt die Korrelation ohne die Kontrollvariante dar).

4.7.1.2 Zweiter Grünschnitt am 6. Juni 2012

N-Entzug

Zum zweiten Grünschnitt hatten die NI-Varianten, HS II und KAS II die gesamte N-Düngermenge von 200 kg N ha⁻¹ verabreicht bekommen. Im Vergleich zum ersten Grünschnitt war ein Anstieg von durchschnittlich 75 kg N ha⁻¹ der N-Gehalte bei den gedüngten Varianten zu erkennen. Die Differenzen zwischen den gedüngten Varianten waren nicht signifikant (Abbildung 49). Tendenzen sind sichtbar, aber durch die starken Streuungen statistisch nicht absicherbar.

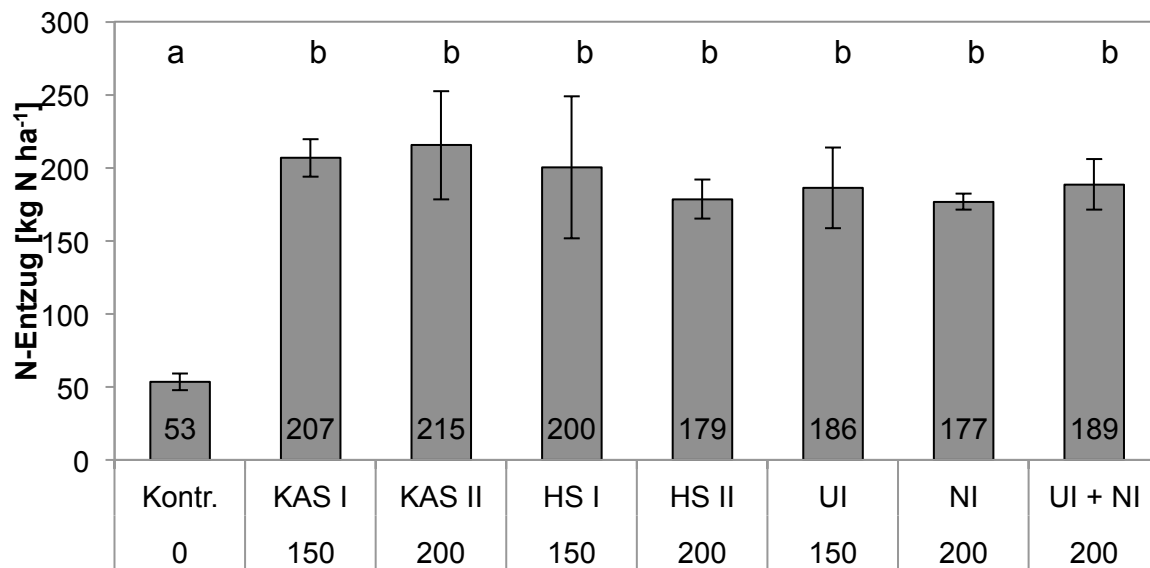


Abbildung 49: N-Entzug [kg N ha⁻¹] des zweiten Grünschnitts am 6. Juni 2012 (FG 7, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: gedüngte N-Menge in kg N ha⁻¹.

Spektrale Analyse

Die spektralen Analysen und der N-Entzug wiesen mit einem R² von 0,98 eine gute Übereinstimmung auf (Abbildung 50). Das R² der gedüngten Varianten war mit 0,65 niedriger als beim ersten Grünschnitt. Da die N-Entzüge der gedüngten Varianten statistisch nicht unterscheidbar sind, ist auch die Aussagekraft eines hohen Bestimmtheitsmaßes bezüglich der spektralen Analyse nur bedingt übertragbar.

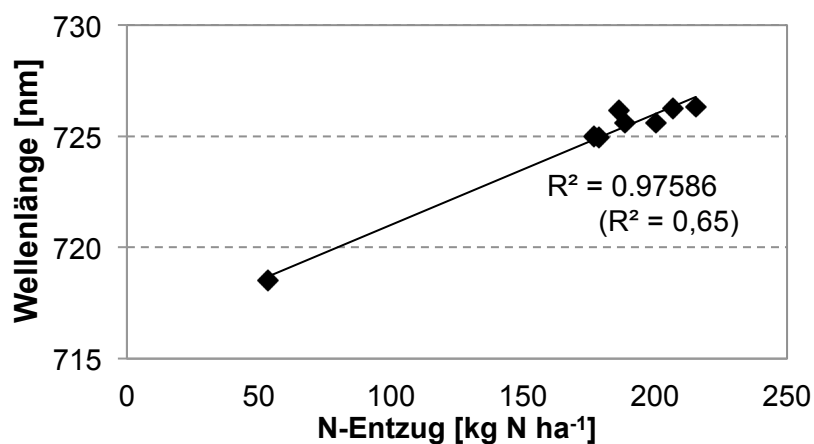


Abbildung 50: Korrelationen der Spektralanalyse mit den N-Entzügen des zweiten Grünschnitts am 6. Juni 2012 (REIP-Index) (R² in Klammern stellt die Korrelation ohne die Kontrollvariante dar).

4.7.1.3 Dritter Grünschnitt am 4. Juli 2012

N-Entzug

Zum dritten Grünschnitt waren allen Varianten mit der Gesamtmenge von 200 kg N ha⁻¹ gedüngt wurden. Die Tendenzen des zweiten Grünschnitts hatten sich teilweise verstärkt und konnten unterschieden werden. Die zweimal gedüngten KAS II und HS II Varianten zeigten tendenziell einen geringeren N-Entzug als die dreimal gedüngten Varianten KAS I und HS I (Abbildung 51). Den höchsten N-Entzug erzielte die Variante KAS I mit 206 kg N ha⁻¹, den geringsten Entzug mit 152 kg N ha⁻¹ die zweimal gedüngte Harnstoffvariante. Die Varianten mit Inhibitoren konnten nicht unterschieden werden.

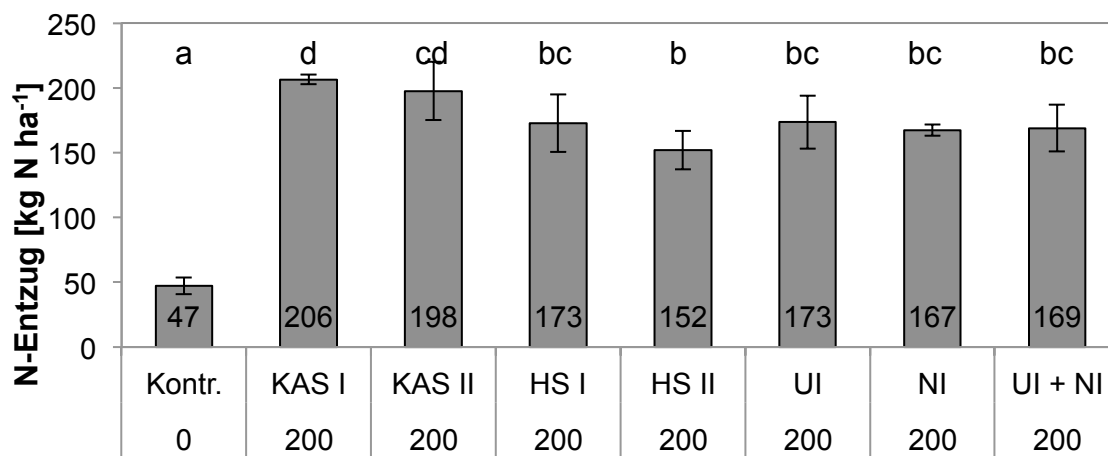


Abbildung 51: N-Entzug [kg N ha⁻¹] des dritten Grünschnitts am 4. Juli 2012 (FG 7, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: gedüngte N-Menge in kg N ha⁻¹.

Spektrale Analyse

Zum dritten Grünschnitt befand sich der Bestand auf der Schwelle zur Seneszenz und hatte somit einen geringeren Grün- und einen höheren Braunanteil. Das Bestimmtheitsmaß sank ohne Kontrollvariante auf 0,43 (Abbildung 52). Somit konnte zu diesem Stadium mittels Spektralanalyse keine Aussage über die N-Versorgung des Bestandes getroffen werden.

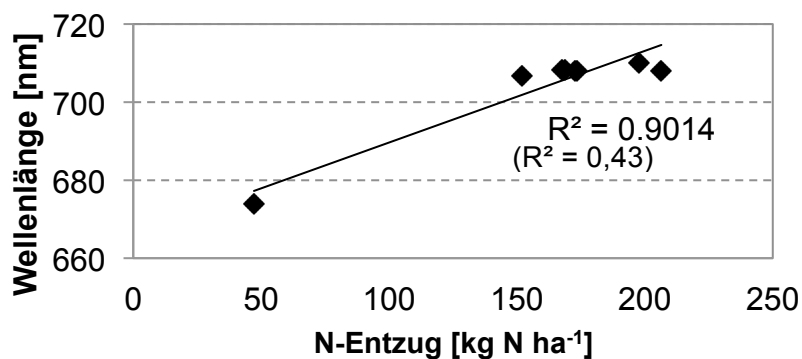


Abbildung 52: Korrelationen der Spektralanalyse mit den N-Entzügen des dritten Grünschnitts am 4. Juli 2012 (REIP-Index) (R^2 in Klammern stellt die Korrelation ohne die Kontrollvariante dar).

4.7.2 Ertrag und N-Entzug

Der Düngeversuch wurde mit der Winterweizensorte 'Tommi' durchgeführt. Am 31. Juli 2012 wurde das Versuchsfeld geerntet. Die Düngetermine zu den empfohlenen BBCH-Stadien konnten eingehalten werden.

Der durchschnittliche Kornertrag der gedüngten Varianten betrug 89,7 dt ha⁻¹. Die gedüngten Varianten konnten auch in diesem Jahr statistisch nicht unterschieden werden. Es konnte kein Einfluss bei Einsatz eines Urease- bzw. Nitrifikationsinhibitors auf den Ertrag nachgewiesen werden. Eine zwei- bzw. dreimalige N-Gabe von KAS und Harnstoff wirkte sich nicht auf die Ertragshöhe aus. Die Kontrollvariante wies den signifikant niedrigsten Ertrag mit 52 dt ha⁻¹ auf (Tabelle 41)

Im Jahr 2012 konnten die höchsten N-Entzüge von Winterweizen im dreijährigen Versuchszeitraum erreicht werden (Vgl. Abbildung 45, S. 96). Die gedüngten Varianten wiesen einen Korn-N-Entzug von durchschnittlich 154 kg N ha⁻¹ und einen Stroh-N-Entzug von 49 kg N ha⁻¹ auf (Tabelle 41). Den höchsten Gesamt-N-Entzug wies die zweimal gedüngte Variante KAS II mit 234 kg N ha⁻¹ auf. Die verbleibenden gedüngten Varianten konnten statistisch nicht voneinander unterschieden werden. Der N-Entzug der Kontrolle war mit 83 kg N ha⁻¹ im dreijährigen Vergleich hoch (Tabelle 41).

Tabelle 41: Kornertrag [dt ha⁻¹] und N-Entzug [kg N ha⁻¹] des Düngeversuchs 2012 (FG 7, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).

	Dünge- termine	Kornertrag [dt ha ⁻¹]	N-Entzug [kg N ha ⁻¹]		
			Stroh	Korn	Gesamtpflanze
Kontrolle	0	52,5 a	14 a	69 a	83 a
KAS I	3	91,4 b	55 c	153 b	208 ab
KAS II	2	90,6 b	58 c	176 b	234 b
HS I	3	88,6 b	49 bc	160 b	209 ab
HS II	2	88,0 b	39 b	152 b	191ab
UI	3	90,2 b	54 bc	168 b	222 ab
NI	2	87,5 b	40 b	144 b	184 ab
NI+UI	2	91,0 b	49 bc	147 b	196 ab

Harvest Index (HI)

Im Durchschnitt betrug der HI_{Biomasse} der gedüngten Varianten 0,49 (Tabelle 42). Die Varianten konnten statistisch unterschieden werden, aber die Unterschiede waren gering. Die Variante Harnstoff hatte mit 0,495 den höchsten und die Variante NI mit 0,491 den niedrigsten Gewichtsanteil des Korns an der Gesamtpflanze.

Korn-N-Anteil

Die gedüngten Varianten hatten einen durchschnittliche Korn-N-Anteil von 76 % am Gesamt-N der Pflanze (Tabelle 42). Der N-Anteil im Korn der Kontrollvarianten war mit 83 % signifikant am höchsten. Den niedrigsten N-Anteil im Korn und somit den höchsten N-Anteil im Stroh wies die Variante KAS I auf.

N-Ausnutzungseffizienz (NAE)

Die N-Ausnutzungseffizienz der Variante KAS II war mit 76 % sehr hoch. Die geringste NAE mit 50 % hatte die Variante NI (Tabelle 42). Insgesamt konnten hohe Standardabweichungen festgestellt werden, weshalb die Spannweite von 54 % bei HS II bis 70 % bei UI nicht statistisch unterschieden werden konnten.

Tabelle 42: Harvest Index (HI), prozentualer N-Anteil im Korn und prozentuale N-Ausnutzungseffizienz (NAE) des Düngestrategieversuchs 2012 (FG 7, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test)

	HI_{Biomasse}	N-Anteil _{Korn} [%]	NAE [%]
Kontrolle	0,492 abc	83 a	-
KAS I	0,493 abc	74 c	63 ab
KAS II	0,494 bc	75 bc	76 b
HS I	0,495 c	77 bc	63 ab
HS II	0,493 abc	80 ab	54 ab
UI	0,493 abc	76 bc	70 ab
NI	0,491 a	78 bc	50 a
NI+UI	0,494 bc	75 c	57 ab

4.7.3 Qualitätsparameter

Das Tausendkorngewicht war bei der Kontrollvariante mit 30,9 g am niedrigsten (Tabelle 43). Die gedüngten Varianten unterschieden sich nur wenig. Die Varianten KAS I, NI und NI+UI wiesen mit 37,9, 36,3 und 36,8 g ein etwas höheres Tausendkorngewicht auf.

Die Korngrößenverteilung der gedüngten Varianten war tendenziell ähnlich. Die zweimal gedüngte Harnstoffvariante und die NI-Variante wiesen mit 39,5 % und 40,5 % einen hohen Anteil an großen Körnern (> 2,8 mm) auf. Auffällig war, dass die Kontrollvariante mit 44,9 % den größten Anteil an Körnern der Siebung > 2,8 mm aufwies. Ebenso wies die Kontrolle einen hohen Anteil der Siebung < 2,2 mm auf, dies lässt sich auf den erhöhten Anteil an Schmachtkörner zurückführen (Tabelle 43).

Die Anzahl der ährentragenden Halme m⁻² zeigte keinen statistischen Unterschied zwischen den gedüngten Varianten auf.

Tabelle 43: Tausendkorngewicht [g] und Korngrößenverteilung [%] des Düngestrategieversuchs 2012 (FG 7, GD_{5%} <0,05, Duncan-Test).

Variante	Tausendkorngewicht	Korngrößenverteilung [%]			
	[g / 1000 Körner]	> 2,8 mm	2,8 - 2,5 mm	2,5 - 2,2 mm	< 2,2 mm
Kontrolle	30,9 a	44,9 d	33,1 a	8,9 a	13,0 a
KAS I	37,9 b	31,5 a	44,2 c	18,1 d	6,1 b
KAS II	35,7 bc	33,5 ab	43,3 c	17,6 cd	6,2 b
HS I	35,9 bc	34,4 ab	43,4 c	15,9 bc	6,3 b
HS II	36,2 bc	39,5 c	41,5 bc	13,2 b	5,8 b
UI	35,4 bc	34,5 ab	43,7 c	16,4 cb	6,0 b
NI	36,3 b	40,5 c	40,5 b	13,5 b	6,1 b
NI+UI	36,8 b	36,9 bc	42,3 bc	15,1 bc	5,7 b

5 Diskussion

5.1 Ammoniakemissionen

5.1.1 Mehrjähriger Vergleich verschiedener N-Formen bezüglich des Ammoniakemissionspotenzials

Die durchschnittlichen Ammoniakemissionen betragen über den dreijährigen Versuchszeitraum bei KAS 3,0 %, bei Harnstoff 5,1 % (DTM/PS) bzw. 6,9 % (¹⁵N), bei Harnstoff mit UI 3,7 %, bei Harnstoff mit NI 6,7 % (DTM/PS) bzw. 3,5 (¹⁵N) und bei Harnstoff mit NI+UI 2,1 % der eingesetzten Gesamt-N-Menge. Laut EMEP/EEA (2009) weist Harnstoff einen NH₃-Emissionsfaktor (EF) von 11,5 % und KAS von 0,8 % auf. Die Ammoniakverluste von Harnstoff werden am Standort Dürnast durch den EF von 11,5 überschätzt und die Verluste von KAS mit dem EF von 0,8 unterschätzt. Auch die FAO (2001) beschreibt hohe durchschnittliche NH₃-Emissionen von 15 % bis 20 % bzw. 5 bis 15 % nach Einarbeitung von Harnstoff bei unterschiedlichen Messmethoden. WEBER *et al.* (2001) fanden am gleichen Standort bei Winterweizen unter NH₃-fördernden Bedingungen während 10 Tagen nach N-Applikation geringere Ammoniakverluste von maximal 5,5 % bei Harnstoff und maximal 1,5 % bei KAS. Geringe NH₃-Emissionen bei Harnstoff von 0 % bis 3 % des eingesetzten Düngers zeigten bei Winterweizen auch SCHRAML *et al.* (2005) auf. Ein möglicher Faktor der niedrigen NH₃-Emissionen könnte der bodenbedingte pH-Wert von 6,4 sein. Im Grünland werden häufig höhere NH₃-Verluste als im Ackerland aufgezeigt, begründet wird dies durch die begrenzten Einarbeitungsmöglichkeiten und eine erhöhte Ureaseaktivität (SCHMIDHALTER *et al.*, 2010). SCHRAML *et al.* (2005) ermittelten am Standort eine durchschnittliche NH₃-Emission eines Winterweizenbestands bei granuliertem Harnstoff von 8,3 % des Dünger-N.

Es konnten keine Korrelationen zwischen den NH₃-Emissionen der verschiedenen Düngerformen zur N-Menge, der Temperatur, der Niederschlagsmenge und der Messdauer festgestellt werden. Um einen möglichen Zusammenhang der Düngermenge und der Ammoniakemission feststellen zu können, wäre eine Stickstoffsteigerung zum gleichen Düngetermin sinnvoll. Auch WEBER (2001 a) fand keinen Zusammenhang zwischen Dünger-N-Menge und NH₃-Emissionen. Ungünstige Witterungsbedingungen und daraus resultierende niedrige NH₃-Emissionen überlagerten einen möglichen Einfluss der Düngermenge. Im Vegetationsverlauf werden die höchsten Düngermengen im Frühjahr ausgebracht. Häufig ist der Boden zwar feucht und die Düngerlöslichkeit zügig, aber niedrige Temperaturen und somit eine langsamere Harnstoffhydrolyse wirken hohen Ammoniakverlusten entgegen. Steigende Temperaturen wiesen auch bei CHRISTIANSON (1988) eine schnellere N-Freisetzungsrates bei beschichtetem Harnstoff auf. Auch SUTER *et al.* (2013) stellten niedrige NH₃-Emissionen verschiedener Harnstoffvarianten im Frühjahr fest. Der feuchte Boden zur Düngung und ein

Niederschlag von 4 mm innerhalb von 24 Stunden wirkten reduzierend auf die Ammoniakverluste. Eine gute NH_3 -Reduktion konnte von BOSCH-SERRA *et al.* (2014) verzeichnet werden, wenn der Boden-Wasser-Gehalt (0-30 cm) unter 56 % der Feldkapazität lag. In den Sommermonaten herrschen mit hohen Temperaturen und Niederschlagsereignissen häufig ammoniakfördernde Bedingungen, niedrige Düngermengen und schnell abtrocknende Böden können aber auch hier mögliche Korrelationen überdecken. Durch einen Temperaturanstieg von 10°C auf 30°C beobachteten BATES und PINCHING (1950) eine Erhöhung der NH_3 -Konzentration im Vergleich zur NH_4 -Konzentration. Auch BUSSINK *et al.* (1994) stellten steigende NH_3 -Emissionen aus Rindergülle bei einer Erhöhung der Temperatur fest. BOSCH-SERRA *et al.* (2014) ermittelten bei mineralischer und organischer Düngung, dass die Ammoniakemissionen sich nicht proportional zur ausgebrachten Dünger-N-Menge verhielten. CHAO und KRONNTJE (1964) zeigten hingegen in einem Gefäßversuch bei höheren N-Applikationen eine Steigerung der NH_3 -Emissionen. Auch ZHANG *et al.* (2014) wiesen bei steigenden Ammonium-Konzentrationen im Boden eine Erhöhung der NH_3 -Emissionen nach. Durch die Vielfalt der Einflussfaktoren auf die Höhe von NH_3 -Emissionen verschiedener N-Düngern sind standortbezogenen NH_3 -Emissionsfaktoren sinnvoll.

5.1.2 Bewertung der Ammoniakreduktion bei Harnstoff nach Einsatz eines Ureaseinhibitors

Auf Grund der Ammoniakemissionen aus mineralischer Düngung wurden in der Vergangenheit verschiedene Zusätze bezüglich ihrer Ureasehemmung und somit der NH_3 -Minderungsleistung getestet. In den Versuchsjahren 2011 und 2013 wurden der Ureaseinhibitor 2-NPT und eine Kombination mit dem Nitrifikationsinhibitor DCD/TZ im Feldversuch bei Weizen getestet.

Im Jahr **2011** war zur *ersten* Düngung die NH_3 -Methodik noch nicht etabliert, somit konnten keine Messungen stattfinden.

Zur *zweiten* Düngung wies die Harnstoffvariante einen gesamten NH_3 -N-Verlust von 13,3 % der ausgebrachten Düngermenge auf. Die beiden Varianten UI und NI+UI zeigten Verluste von 6,8 % und 8,8 % auf. Der Einsatz des Ureaseinhibitor reduzierte die NH_3 -Emissionen signifikant um 49 % bzw. 34 % im Vergleich zur Harnstoffvariante. Die Verluste lagen somit unter den NH_3 -Emissionen von KAS mit 9,8 %.

Die Variante UI wies mit $1,3 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ zur *dritten* Düngung um 61 % und die Variante NI+UI mit $0,2 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ um 94 % geringere NH_3 -Emissionen bezüglich der Harnstoffvariante auf.

Die UI-Variante wurde **2012** nicht getestet. Mittels DT-/PS-Methode konnten in diesem Jahr keine NH₃-Emissionen ermittelt werden. Die folgenden Daten stammen aus der ¹⁵N-Isotopie. Die erhöhten Standardabweichungen der ¹⁵N-Bilanzierung lassen teilweise auch auf sehr geringe NH₃-Verluste einzelner Parzellen schließen. Zur *ersten* Düngung zeigte Harnstoff einen Verlust von 7,7 % und die Variante NI+UI einen Verlust von 6,8 %. Möglicherweise ist die wenig ausgeprägte UI-Wirkung der höheren Düngungsmenge von 100 kg N ha⁻¹ im Vergleich zu Harnstoff mit 80 kg N ha⁻¹ zuzuschreiben.

Nach der *zweiten* Düngung wies die Harnstoffvariante zu BBCH 32 auf Grund einer nicht vollständigen Bodenbeprobung in Schichten unter 35 cm hohe Verluste von 28,8 % auf. Diese sind nicht ausschließlich dem NH₃-Pfad zuzuordnen, sondern beinhalten auch potenzielle Auswaschungsverluste, welche nicht quantifiziert werden konnten. Die NI+UI-Variante wies zu BBCH 49/51 Verluste von 15,6 % auf. Die beiden Düngungen waren auf Grund der Düngungsempfehlung nicht zeitgleich und können somit nicht direkt verglichen werden.

Eine UI-Wirkung konnte zur *dritten* Harnstoffdüngung nicht bewertet werden, da die Gesamt-N-Menge der Kombination NI+UI in zwei Gaben gedüngt wurde. Im Gesamtverlust zeigte die NI+UI-Variante eine Reduktion der N-Verluste von 26 % im Vergleich zur Harnstoffvariante. Aufgrund der unvollständigen Harnstoff-Bilanzierung ist diese Aussage auf die allgemeinen N-Verluste und nicht nur auf die NH₃-Emissionen zu beziehen.

Im dritten Versuchsjahr **2013** lagen die NH₃-Emissionen auf Grund häufiger Niederschlagsereignisse und niedriger Temperaturen bis Mitte Juni auf einem niedrigen Niveau. Die DT-/PS-Methode zeigte bei Harnstoff zur *ersten* Düngung Verluste von 1,8 % bei UI von 1,3 % und bei NI+UI von 0,8 % auf. Der UI- und NI+UI-Einsatz reduzierte die NH₃-Verluste um 28 % und 56 %.

Zur *zweiten* Düngung konnten mit der DT-/PS-Methode keine NH₃-Emissionen ermittelt werden. Die ¹⁵N-Isotopie wurde in diesem Jahr nur bei der Harnstoffvariante durchgeführt und zeigte einen Verlust von 8,7 %. Da mit der DT-/PS-Methode keine Werte berechnet werden konnten, zeigt der UI-Einsatz keine reduzierende Wirkung.

Zur *dritten* Düngung wies Harnstoff einen Verlust von 14,1 % (DTM/PS) bzw. 8,4 % (¹⁵N) und UI von 5,6 % auf. Die Variante UI wies somit gemessen mit DTM/PS um 60 % geringere NH₃-Emissionen auf.

In der Gesamtbewertung 2013 (DTM/PS bzw. ¹⁵N-Isotopie) zeigte die UI-Variante 54 % bzw. 63 % und die Variante NI+UI 90 % bzw. 92 % geringere NH₃-Emissionen.

In allen Versuchsjahren konnte ein gutes Reduktionspotenzial bezüglich der NH_3 -Emission von Harnstoff durch Einsatz des Ureaseinhibitors 2-NPT nachgewiesen werden. Die Senkungsmöglichkeiten reichten von 26 % bis 92 % bei den einzelnen Düngeterminen. Durchschnittlich wurden die NH_3 -Emissionen von Harnstoff über die Vegetationsperioden durch die Anwendung des UI um 56 % und der Kombination NI+UI um 65 % reduziert. SCHRAML *et al.* (2005) wiesen eine Reduktion von 50 % und WEBER *et al.* (2004 a) von 50 % bis 70 % der NH_3 -Verluste mit Harnstoff +UI bei Winterweizen am gleichen Standort nach. Ein Gewächshausexperiment mit Weidelgras von BERNARDI *et al.* (2014) wies eine Reduktion der NH_3 -Emissionen bei Harnstoff ebenfalls von 50 % bei Einsatz eines Zeolith-Minerals auf. SINGH *et al.* (2013) bestätigten bei der Verwendung des Ureaseinhibitors NBPT eine Reduktion der NH_3 -Emissionen von 22 % bis 47 % bei organischem und mineralischem Harnstoff. Außerdem zeigten SINGH *et al.* (2013) eine Erhöhung der N-Aufnahme durch NBPT, dies konnte in den Versuchsjahren 2011 bis 2013 bei der Anwendung von 2-NPT nicht bestätigt werden. Bei SUTER *et al.* (2013) reduzierte ein sog. Green Urea (NBPT ummantelter Harnstoff) die NH_3 -Emissionen um 9 % bis 30 %.

Der Einsatz des Nitrifikationsinhibitors DCD/TZ erhöhte die NH_3 -Emissionen um durchschnittlich 33 %. Auch ZAMAN *et al.* (2013) konnten eine Erhöhung der NH_3 -Emissionen durch DCD von 39 % im Frühjahr und 15,6 % im Herbst nachweisen. Das längere Verbleiben des Stickstoffs in der verlustgefährdeteren NH_4 -Form kann die erhöhten NH_3 -Verluste erklären. Bei der Kombination NI+UI überwog die reduzierende Wirkung des UI, somit wurden die NH_3 -Emissionen stets gesenkt.

5.1.2 Bewertung des Ammoniakemissionspotenzials von Harnstoff bei unterschiedlichen Böden

Es wurden die Böden sandiger Schluff (Su), lehmiger Schluff 1 (Lu 1), lehmiger Schluff 2 (Lu 2) und lehmiger Schluff 3 (Lu 3) bezüglich des individuellen Ammoniakemissionspotenzials unter gleichen Witterungsbedingungen verglichen. Der Versuch wurde im Freiland durchgeführt, da auch WISSEMEIER *et al.* (2009 a) bei einer Versuchsreihe mit 106 unterschiedlichen Oberböden bestätigte, dass gemessene Laborverluste nicht mit Verlusten unter Freilandbedingungen gleichzusetzen sind. Die Beprobung der Bodentiefen von 5 cm bis 95 cm erfolgte erst zum Versuchsende. Somit konnten N-Verluste durch Auswaschung, N_2O - und N_2 -Emissionen nicht ausgeschlossen werden. Bei allen Düngungsterminen wurden in der Bodentiefe 65 bis 95 cm ^{15}N -Wiederfindungsraten zwischen 0,2 % und 3,6 % ermittelt. Dies deutet auf nicht-analyzierte Auswaschungsverluste hin, was wiederum zur Überschätzung bilanzierter NH_3 -Verluste führt. Nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL (1997) lassen die verschiedenen anteiligen

Kornfraktionen der Böden eine Aussage über die Durchwurzelbarkeit, das Wasser-, Wärme-, Sauerstoff und Nährstoffangebot im Wurzelraum zu, diese Faktoren können auch die Höhe der potenziellen NH_3 -Emissionen beeinflussen. Der Dürnaster Boden (Lu 1) zeigte schon bei WEBER (2001) ein niedriges Emissionspotenzial von wenigen $\text{mg NH}_3\text{-N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ auf. Die Variante Lu 2 lag mit 21,0 % im Mittel, die Varianten Su und Lu 3 wiesen mit 28,6 % und 28,0 % hohe N-Verluste auf. Die ^{15}N -Wiederfindungsraten lagen respektive bei 79,0 % (Lu 2) und 71,4 % (Su) und 72 % (Lu 3). Die dritte Düngung zeigt, dass potenziell nahezu keine N-Emissionen auftraten, dies konnten auch in den Feldversuchen bestätigt werden. Auch DÖHLER (1990) wies aus Schweineflüssigmist auf einem Sandboden höhere NH_3 -Verluste als auf einem Lehm Boden noch. DÖHLER (1990) führte dies auf die geringere Kationenaustauschkapazität des Sandbodens gegenüber einem lehmigen oder tonigen Boden zurück. Lu 1 und Lu 3 wiesen mit 6,4 den niedrigsten pH-Wert auf (Su pH-Wert 6,9, Lu 2 pH-Wert 7,5). Somit wird bei dem Boden Lu 1 die Aussage von BATES und PINCHING (1950) bezüglich geringerer NH_3 -Emissionen bei niedrigem pH-Wert bestätigt. CHAO und KROONTJE (1964) wiesen bei grobstrukturierten Böden eine höhere NH_3 -Volatilisation nach. Trotz der feineren Struktur des Su, auf Grund des höchsten Sandanteils von 45 %, traten die höchsten NH_3 -Emissionen auf. Möglicherweise wurde dieser Faktor durch den etwas höheren pH-Wert von 6,9 überdeckt. MIKKELSEN *et al.* (1978) stellten bei einer Reiskultur nach Verwendung von Ammoniumdüngern höhere NH_3 -Emissionen bei höheren Wasser-pH-Werten fest. Auch die unterschiedliche Wasserhaltefähigkeit verschiedener Bodentexturen kann Ammoniakverluste fördern oder reduzieren. Der lehmige Sand (Su) wies eine höhere Auswaschung in die Bodentiefen unter 5 cm auf. Auch VLEK *et al.* (1980) konnten mittels ^{15}N -Analyse bei einem leichteren Boden (schluffigen Lehm) im Vergleich zu einem schwereren Tonboden eine verstärkte N-Verlagerung nach unten feststellen.

Der Boden Lu 2 war ein Unterboden mit einem geringen N_t -Gehalt von 0,02 % und einem geringen C-Gehalt von 0,25 %. Die N-Gehalte der drei weiteren Böden betragen 0,09 $\text{N}_t\%$ (Su) 0,13 $\text{N}_t\%$ (Lu 1) und 0,12 $\text{N}_t\%$ (Lu 3). Die Gesamt-N-Gehalte wiesen keine Korrelation zu den bilanzierten NH_3 -Verlusten auf. ZHANG *et al.* (2014) stellten höhere NH_3 -Emissionen bei einer höheren Ammonium-Konzentration im Boden fest. Eine Untersuchung der Versuchsböden auf den jeweiligen Ammonium-Gehalt nach der Ammoniakverlustphase hätte möglicherweise Korrelationen aufzeigen können. Auch BURESH *et al.* (1984) wiesen ein unterschiedliches N-Verlustpotenzial bei unterschiedlichen Böden (Alfisol und Vertisol) noch.

Die Einflussfaktoren auf das NH_3 -Emissionspotenzial verschiedener Böden sind vielfältig und überlagern sich häufig. Detailliertere Bodenuntersuchungen hätten möglicherweise weitere Erklärungsansätze bieten und somit die Zusammenhänge besser nachweisen können.

5.1.2 Bewertung des Ammoniakemissionspotenzials von Harnstoff bei unterschiedlichen Einarbeitungs- und Bewässerungsvarianten

Den geringsten NH_3 -Verlust von 9,4 % bei Harnstoff wies im Gefäßversuch die Variante `wet I` mit einer ausreichenden Bodenfeuchte zur Düngung und einem schnellen oberflächlichen Abtrocknen des Bodens auf. Harnstoff hat eine hohe Wasserlöslichkeit von 1000 g l^{-1} bei 20°C und kann bei einer ausreichenden Bodenfeuchtigkeit zügig in den Boden diffundieren. Die Beweglichkeit von Harnstoff in den Boden erhöhte sich bei zunehmender Anfangsbodenfeuchtigkeit (ANTIL *et al.*, 1992). Die Einarbeitung des Harnstoffs in 5 cm Bodentiefe zeigte in diesem Versuch keine signifikante Reduktion der NH_3 -Emissionen, aber eine fast doppelt so hohe N-Aufnahme von 31,8 % in die Pflanzen im Vergleich zur Variante `wet` mit 16,8 %. Auch REES *et al.* (1997) zeigten mit Hilfe der ^{15}N -Wiederfindungsrate eine gesteigerte Dünger-N-Aufnahme bei Mais, wenn der Dünger in den Boden eingemischt wurde. In einem Gefäßversuch von BURESH *et al.* (1983) konnten durch eine Einarbeitung in 6 cm Bodentiefe die NH_3 -Verluste von ^{15}N -markiertem Harnstoff um 1 % bis 11 % reduziert werden. Vernachlässigbare NH_3 -Emissionen konnten ROCHETTE *et al.* (2013) bei einer Einarbeitung von Harnstoff ab 7,5 cm Bodentiefe nachweisen. Es konnte eine durchschnittliche NH_3 -Reduktion von 12,5 % je 1 cm Einarbeitung aufgezeigt werden. Auf Reisfeldern wurden durch eine Düngereinarbeitung in 10 cm bis 12 cm Tiefe die NH_3 -Emissionen auf weniger als 1 % reduziert (MIKKELSEN *et al.*, 1978). WISSEMEIER und WEIGELT (2009 b) stellten eine Reduktion der NH_3 -Verluste bei einer Einarbeitung fest, aber eine vollständige Verhinderung der NH_3 -Emissionen musste dadurch nicht gegeben sein. Reis hat laut VLEK *et al.* (1980) eine N-Effizienz von 40 % des gedüngten Stickstoffs, diese geringe Wirkung ist vor allem Ammoniak- und Denitrifikationsverlusten zuzuordnen. Diese Verlustpfade konnten durch eine Einarbeitung in 8 cm bis 12 cm in den anaeroben Boden reduziert werden. Die Einarbeitung in 3 cm Tiefe wies in diesem Versuch die höchsten NH_3 -Verluste von 27,6 % auf. Dies widerspricht Aussagen in der Literatur und dem Ergebnis der 5 cm Variante. Diese Emissionen sind möglicherweise durch einen Anwendungsfehler verursacht worden. Das Einbringen des Düngers wurde mit Hilfe eines Stäbchens durchgeführt, die 3 cm Variante wies nach der Düngung keine geschlossene Oberfläche mehr auf. Möglicherweise löste sich der Harnstoff gut, da der Boden in 3 cm Bodentiefe länger feucht blieb, die Oberfläche war grobschollig und bot eine ungenügende Abdeckung des Düngers. Somit konnte eventuell mehr Ammoniak durch die länger vorhandene Bodenfeuchte und die schollige Oberfläche verloren gehen. Die N-Einbringung in 5 cm bot eine ausreichende Wiederbedeckung des Düngers mit Boden. Die Variante `wet II` wies mit 51,4 % die höchste und die Variante `dry` mit 5,3 % die niedrigste Dünger-N-Aufnahme auf. Die Wasserversorgung nach der Düngung stellt somit einen Haupteinflussfaktor für die N-Aufnahme der Pflanzen dar. Die ^{15}N -Mengen in den oberen Bodentiefen der beiden Varianten spiegeln indirekt, mit den niedrigeren 34,3 % der

`wet II`-Variante und den hohen 80,3 % der `dry`-Variante, die Stickstoffaufnahme der Pflanzen wieder. BULJOVIC und ENGELS (2001) wiesen eine reduzierte N-Aufnahme bei Mais unter Trockenstress auf. NAWAZ *et al.* (2012) konnten dies bei Weizen bestätigen. Um die Dünger-N-Verteilung in die Bodentiefen bewerten zu können, wurde der Boden mittels eines grobdurchlässigen Kunstgewebes in zwei Schichten geteilt. Der Dünger-N wurde vor allem in der oberen Bodenschicht festgestellt. ANTIL *et al.* (1992) konnten den höchsten Dünger-N-Anteil in einer Bodenschicht bis 7 cm nachweisen. Auch BURESH *et al.* (1984) teilten den Boden aus den Gefäßen in verschiedene Bodenschichten ein.

Die ungedüngte Kontrollvariante und die gedüngten Varianten waren in den N_t-Gehalten in Spross, Wurzel und den beiden Bodenschichten signifikant nicht unterscheidbar. Wie bei BURESH *et al.* (1984) waren in diesem Versuch die hohen Nitratgehalte des verwendenden Bodens dafür verantwortlich.

Die Dünger-N-Verteilung konnte hingegen in den Sprossen und der obersten Bodenschicht statistisch differenziert werden. Die hohen N-Gehalte der Kontrollvariante weist auf eine gute N-Versorgung aus dem Boden-N-Pool hin. Auf Grund dessen hatten möglicherweise die hohen NH₃-Verluste der 3 cm-Variante von 27,6 % keinen Einfluss auf den N-Entzug und die Biomasse der Pflanzen.

5.1.3 Vergleich verschiedener Methoden zur Erfassung von Ammoniakemissionen bei mineralischen Stickstoffdüngern

Die Ammoniakemissionen wurden zum einen mit der Dräger-Tube-Methode und Passiv-Flux-Sammlern (ROELCKE *et al.*, 2002; PACHOLSKI *et al.* 2008; WOLF *et al.* 2010) und zum anderen mit einem neuentwickelten ¹⁵N-Isotopen-Bilanzierungsverfahren erfasst. Dies unterscheidet sich von bisherigen Verfahren durch die umfangreichere Beprobung und dem kurzen Beprobungszeitraum (VLEK *et al.*, 1980; SHARPE *et al.*, 1988, REES, *et al.*, 1997; GENERMONT *et al.*, 1998; PILBEAM und HUTCHINSON, 1998). Der Vergleich gestaltete sich auf Grund einer reduzierten Anzahl zeitgleicher Messungen teilweise schwierig. Die feuchten Witterungsbedingungen 2012 führten häufig zu keinen messbaren NH₃-Emissionen bei der DT-/PS-Methode. ANTIL *et al.* (1992) wiesen bei feuchten Anfangsbedingungen eine schnelle Harnstoffdiffusion in den Boden nach, die schnelle Diffusion könnte die NH₃-Emissionen wesentlich reduziert haben. Die Vergleichsmöglichkeiten im zweijährigen Versuchszeitraum beschränkten sich bei einer praxisüblichen Düngung auf insgesamt sechs Termine. Eine künstliche Häufung der Düngungstermine könnte eine Versuchsanlage mit monatlichen Düngungsterminen ohne Praxisbezug zum reinen Methodenvergleich bieten. Auch unterschiedliche N-Mengen pro Düngungstermin könnten die Vergleichsmöglichkeiten erhöhen.

Dräger-Tube-Methode mit Passiv-Flux-Sammlern

Vorteile

Die Anschaffungskosten sind bezogen auf eine mehrjährige Nutzung der Pumpe, des Pumpautomaten und der Passiv-Sammler-Flaschen bzw. -Gestänge niedrig. Der Transport der Methode ist einfach und kann von einer Person durchgeführt werden. Das Mikroklima wird durch die kurze Messdauer gering bis nicht beeinflusst. Die Kammern der Dräger-Tube-Methode erfordern eine kleine Versuchsfläche. Es können mehrere Varianten und Wiederholungen relativ zeitnah verglichen werden. Durch die täglichen Messungen sind Tagesverläufe während der Messperiode darstellbar. Die Kombination der Dräger-Tube-Messung und der Passiv-Flux-Sammler hat den Vorteil einer flächenbezogenen NH₃-Emissionsberechnung.

Nachteile

Der Zeitaufwand der Dräger-Tube-Methode ist mit täglich mehrmaligen Messungen aller Varianten zeitintensiv. Die Passiv-Flux-Sammler können nur auf großen Parzellen aussagekräftige Werte bezüglich einzelner Varianten und Wiederholungen liefern. Im Jahr 2012 konnten mit der DT-/PS-Methode nahezu keine Berechnungen durchgeführt werden. Dies resultiert daraus, dass ein Teil der Methode, die DT-Messung oder die PS-Messung, einen

Nullwert ausweist. Trotz einer gemessenen NH_3 -Emission der DT- oder PS-Methode wurde auf Grund des Rechenweges der NH_3 -Verlust auf Null gesetzt. Niedrige Emissionen konnten häufig mit der DT-Methode nur erschwert oder nicht gemessen werden, da die Nachweisgrenze auch durch häufiges Pumpen (50 Mal) nicht oder nur knapp erreicht wurde. Eine schwache Färbung des Drägerstäbchens trat ein, der Wert lag aber unterhalb der Ablesegrenze. Um die Berechnungen durchzuführen, wird eine Wetterstation benötigt, die nahe an bzw. in der Versuchsfläche steht und während den Messungen aktuelle Daten der Windgeschwindigkeit, Lufttemperatur und Luftdruck aufzeichnet. Durch eine mögliche Neuanschaffung einer Wetterstation entstehen weitere Kosten. Bei einer zeitgleichen organischen Düngung im näheren Umfeld der Versuchsfläche können Ammoniakemissionen in die Passiv-Flux-Sammler gelangen. Eine hohe Hintergrundbelastung kann somit die Unterschiede der Mineraldüngervarianten überdecken. Eine mögliche nächtliche NH_3 -Deposition kann nicht erfasst werden, dies kann zu einer Überschätzung der tatsächlichen Ammoniakemissionen führen.

^{15}N -Isotopie

Mit der modifizierten ^{15}N -Methode kann der eingesetzte Dünger in Pflanzen- und Bodenproben lokalisiert und bilanziert werden. Durch die kurze Beprobungszeit von einigen Tagen bis maximal 21 Tagen konnten andere N-Verluste, die nicht dem Ammoniak zuzuschreiben waren, größtenteils ausgeschlossen werden. Kurze NH_3 -Emissionsperioden von wenigen Tagen mit hohen Emissionen während der ersten drei bis sechs Tagen konnten auch SCHRAML *et al.* (2005) feststellen. WEBER *et al.* (2001) ermittelten geringe NO_x -Verluste von unter $153 \text{ g NO}_x\text{-N ha}^{-1}$ und maximal 0,2 % des Dünger-N für Harnstoff und KAS während einer 10-tägigen NH_3 -Messperiode. Harnstoff wies als ein ammoniumbasierter Dünger weniger NO_x -Verluste auf als der Nitrat-basierte Dünger KAS (WEBER *et al.*, 2001). BURESH *et al.* (1984) beprobten *Sorghum bicolor* zur physiologischen Reife und analysierten dann die NH_3 -Verluste. Eine geringere ^{15}N -Wiederfindungsrate von verschiedenen Düngungsbehandlungen mit Harnstoff wurde von VLEK *et al.* (1980) durch hohe NH_3 -Emissionen erklärt. Auch REES *et al.* (1997), PILBEAM und HUTCHINSON (1998) und die FAO (2001) ordneten bei der ^{15}N -Bilanzierung die N-Verluste der Ammoniakverflüchtigung zu. Auch PATRA *et al.* (1996) gehen bei der ^{15}N -Bilanzierung der NH_3 -Verluste davon aus, dass unter Ausschluss von N-Auswaschung und aeroben Bedingungen sich alle N-Verluste dem Ammoniak zuschreiben lassen.

BURESH *et al.* (1984) konnten ^{15}N -Wiederfindungsraten von Harnstoff bei Hirse (*Sorghum bicolor* L.) von 47,2 % bis 70,6 % in den Pflanzen ermitteln. Die Beprobung erfolgt allerdings zum Zeitpunkt der Ernte. Bei den Freiland-Weizenversuchen konnten nach einer Harnstoffdüngung ^{15}N -Wiederfindungsraten von bis zu 55 % nach 12 Tagen in den Pflanzen

nachgewiesen werden. Zu Beginn der Vegetation wurden auf Grund der kleinen Pflanzen geringere Dünger-N-Gehalte festgestellt. Auch VLEK *et al.* (1980) wiesen eine hohe ¹⁵N-Markierung von 73 % in Reispflanzen nach 42 Tagen auf. Im Gefäßversuch zeigten die Weizenpflanzen abhängig von der Bewässerungsart 5,3 % bis 51,4 % des Dünger-N nach sieben Tagen auf. In der Zylinderabteilung konnten ¹⁵N-Gehalte auf verschiedenen Böden zu Beginn der Vegetationsperiode von 0,2 % bis 0,8 % nach 21 Tagen, zur zweiten Düngung von 5,8 % bis 11,9 % nach acht Tagen und zur dritten Düngung von 8,7 % bis 33,4 % nach vier Tagen nachgewiesen werden.

Vorteile

Die Methode greift zu keinem Zeitpunkt in die klimatischen Bedingungen der Versuchsfelder ein, es herrschen stets natürliche Bedingungen. Der Flächenbedarf ist gering, mehrere Varianten bzw. Wiederholungen können auf einer kleinen Versuchsfeldfläche getestet werden. Die gleichzeitige Darstellung der Dünger-Lokalisation im Spross, Wurzel und verschiedenen Bodentiefen gibt häufig weiterführende Information zum Verständnis des N-Aufnahme und der N-Verluste (SUTTER, *et al.*, 2013). Die Dünger-N-Abnahme in tiefere Bodentiefen kann gut dargestellt werden. VLEK *et al.* (1980) wiesen ebenfalls eine starke Abnahme der ¹⁵N-Wiederfindungsrate von 0 cm bis 20 cm nach. Es muss sichergestellt werden, dass in der untersten beprobten Bodenschicht kein ¹⁵N-Dünger mehr zu finden ist, um eine N-Auswaschung auszuschließen. Auch SHARPE *et al.* (1988) wiesen die düngerbasierte N-Aufnahme der Pflanze mit der ¹⁵N-Isotopie nach. In den ersten 28 Tagen wurden 61 % des N-Düngers (¹⁵NH₄¹⁵NO₃) von der Pflanze aufgenommen. Die mittlere Tagesaufnahme betrug bei SHARPE *et al.* (1988) 1,33 kg N ha⁻¹ d⁻¹. In den Feldversuchen 2012 und 2013 wurden zu BBCH 32 und BBCH 49/51 zwischen 5,8 % (neun Tage) und 41 % (21 Tage) des Dünger-N bzw. 3,5 kg N ha⁻¹ bis 27,2 kg N ha⁻¹ vom Spross aufgenommen. Die tägliche N-Aufnahme des Weizenspross betrug im Mittel 1,9 kg N ha⁻¹ d⁻¹ (Schwankungsbreite 0,4 - 3,0 kg N ha⁻¹ d⁻¹). Gasförmige NH₃-Verluste bedingt durch Düngung können vom Bestand teilweise sofort wieder aufgenommen werden (COWLING und LOCKYER, 1981, WHITEHEAD und LOCKYER, 1987, BASH *et al.*, 2010). Diese NH₃-Deposition wird mit der ¹⁵N-Bilanzierung miterfasst.

Nachteile

Die Beschaffung eines markierten Düngers kann häufig umfangreiche Organisationsarbeit erfordern und ist oft kostenintensiv. Die genaue Bestimmung der ¹⁵N-Markierung im Dünger stellt Herausforderungen an die Massenspektroskopie dar. Die Volatilisationsdynamik während der Messperiode ist unter hohem Arbeitsaufwand mittels täglicher Probenahme darstellbar (GENERMONT *et al.*, 1998; PILBEAM und HUTCHINSON, 1998). Die Beprobung und Probenverarbeitung kann zeitaufwendig sein. Es muss stets darauf geachtet werden, dass die

^{15}N -Markierung während der Analyse nicht verschleppt wird. Zuerst werden die Kontrollproben bearbeitet, dann folgen, in einer theoretisch ansteigenden ^{15}N -Konzentration, die markierten Proben. Ein Problem kann die komplette Wiederfindung in der tiefsten Bodenschicht darstellen. Durch die Erfahrungen während der Versuche wird eine Probennahme bis 95 cm empfohlen. Bei starken Niederschlägen oder einer längeren Messperiode ist auch eine tiefere Beprobungen empfehlenswert. Eine ungenügende Probennahme bis 35 cm zur zweiten Harnstoffdüngung 2012 deutet auf eine weitere ^{15}N -Anreicherung in tieferen Bodentiefen hin. Somit konnte keine vollständige NH_3 -Bilanzierung vorgenommen werden. Auch VLEK *et al.* (1980) wiesen bei einem Perkolationsversuch eine Auswaschung des ^{15}N -markierten Harnstoffs nach und verweisen damit auf die Wichtigkeit einer tiefen Bodenbeprobung hin. Eine erhöhte Perkolationsrate hatte auch eine stark verringerte ^{15}N -Wiederfindungsrate in den Pflanzen und im Oberboden zur Folge. Ein weiterer Nachteil sind mögliche weitere gasförmige N-Verluste. Die N_2O -Verluste können gleichzeitig, wie 2012, gemessen werden, oder mit einem Emissionsfaktor (IPPC, 2007) berechnet werden. Durch eine schnelle Probennahme nach Beendigung der NH_3 -Volatilisation können die Verlustmengen von N_2 minimiert werden, so dass die N-Verluste nur dem NH_3 -Pfad zugewiesen werden können.

BURESH *et al.* (1983) und PILBEAM und HUTCHINSON (1998) zeigten in Gefäßversuchen mittels ^{15}N -Isotopie, dass der N-Hauptverlustpfad bei Harnstoff NH_3 -Emissionen waren. Lachgas kann während der Nitrifikation, Denitrifikation oder dissimilatorischen Nitratreduktion (anaerobe Nitratatmung) entstehen (STEVENS *et al.* 1998, FROMIN *et al.* 2005). Die Entstehung von N_2 ist dagegen auf die Denitrifikation beschränkt. Um N_2 -Emissionen während der NH_3 -Messperiode möglichst auszuschließen, müssen demnach Bedingungen niedriger Denitrifikationsraten herrschen. Ein Hauptfaktor wäre die schnelle Entnahme der ^{15}N -Proben kurz vor oder nach den anaeroben Bedingungen. Es ist drauf hinzuweisen, dass bei starken Niederschlägen oder einer hohen Wassersättigung nach der Düngung NH_3 -Emissionen nicht oder nur in sehr geringem Maße auftreten und die N-Verluste in Form von N_2 auf Grund der Situation zu vernachlässigen sind. DE KLEIN und VAN LOGTESTIJN (1994) beschreiben eine Erhöhung der Denitrifikationsrate bei steigenden Bodenwassergehalten. Eine zeitnahe Probennahme nach Beendigung der NH_3 -Messungen mittels DT-/PS-Methode wurde in den Versuchsjahren 2011 bis 2013 stets durchgeführt, auch unter dem Aspekt der Vermeidung von N-Auswaschungen in tiefere Bodentiefen.

Entwicklungsmöglichkeiten zur ^{15}N -Bilanzierung

Wenn die Probennahme nicht zeitnah durchgeführt werden kann oder durch die Wetterbedingungen die Denitrifikationsrate hoch ist, wäre eine zeitgleiche Messung von N_2O , NO_x und N_2 sinnvoll um andere N-Verlustpfade auszuschließen. Auch eine ^{15}N -Bilanzierung eines N-Düngers ohne NH_3 -Verluste beispielsweise eines reinen Nitratdüngers könnte weitere

Sicherheiten bieten. SAGGAR *et al.* (2013) zeigten in einem Review-Artikel, dass das Verhältnis N_2O/N_2 sich erhöht bei einer erhöhten Boden-N-Versorgung und bei einem verringertem Boden-pH-Wert, C-Verfügbarkeit und Wassergehalt. In einem Laborversuch konnten RUSER *et al.* (2006) und ZHU *et al.* (2013) N_2 -Emissionen nur bei der höchsten Bodenfeuchtigkeit von 90 % WFPS nachweisen, diese waren außerdem bei RUSER *et al.* (2006) deutlich geringer als die N_2O -Emissionen. Der Zeitpunkt der ^{15}N -Beprobung muss so gewählt werden, dass die NH_3 -Emissionen abgeschlossen sind und weitere gasförmige N-Verluste oder eine N-Auswaschung noch nicht oder nur im geringen Masse auftritt.

Die düngungsbedingten NO -Emissionen von Harnstoff betragen auf nicht bepflanzttem Boden in Deutschland 0,04 bis 0,11 % (SLEMR und SEILER, 1991), in Spanien 3,25 % (SLEMR und SEILER, 1984) und auf Grünland in Deutschland 0,01 % (SLEMR und SEILER, 1991). Die Verluste wurden im Zeitraum von zwei Monaten gemessen und sind berechnet auf den kurzen Zeitraum der Ammoniakverluste nach der Düngung noch geringer einzuschätzen. Auch ZHU *et al.* (2013) wiesen geringe NO -Verluste von 124 bis 261 $\mu g N kg^{-1}$ innerhalb 30 Tagen im Laborversuch nach.

5.2 Lachgasemissionen

5.2.1 Mehrjähriger Vergleich von Kalkammonsalpeter und Harnstoff bezüglich des Lachgasemissionspotenzials

Im Versuchsjahr **2012** wurde während der Vegetationsperiode N_2O gemessen. Die N_2O -Ausgasungen nach der Ernte veränderten die Summe der Gesamtemissionen bedeutend, so dass die Zeiträume bis zur Ernte und bis drei Wochen nach der Ernte getrennt betrachtet und diskutiert werden.

Bis zur Ernte zeigte die Harnstoff-Variante höhere N_2O -Peaks nach jeder N-Düngung auf als die KAS- und die Hemmstoff-Varianten. Dies spiegelte sich auch im Gesamtverlust von 0,8 % bzw. 0,91 $kg N_2O-N ha^{-1}$ wieder. LIU *et al.* (2013) wiesen höhere N_2O -Verluste bei Harnstoff von 4,49 $kg N ha^{-1} a^{-1}$ auf. Die Varianten NI und NI+UI zeigten mit 0,36 und 0,28 $kg N_2O-N ha^{-1}$ bzw. 0,5 % bei beiden Varianten geringere Verluste auf. Dies ist auf die hemmende Wirkung von DCD/TZ zurückzuführen. Die höheren NH_4 -Werte im Boden der NI-Varianten nach der N-Düngung bestätigen die Aussage. Auch LIU *et al.* (2013) wiesen bei Einsatz von DCD und DMPP einen niedrigeren Verlust von 2,9 $kg N_2O-N ha^{-1}$ und 2,8 $kg N_2O-N ha^{-1}$ im Gegensatz zu Harnstoff ohne Hemmstoff mit 4,5 $kg N_2O-N ha^{-1}$ auf. Am 9. April 2012 konnten die höchsten Emissionen von 271 $g N_2O-N ha^{-1} d^{-1}$ bei Harnstoff gemessen werden. Es war der kälteste

Messtag während der gesamten Messperiode. Laut VARGAS *et al.* (2014) erhöht eine Steigerung der Bodenfeuchtigkeit die N₂O-Emissionen. Dies wurde auch nach einer längeren Regenphase zwischen der zweiten und dritten N-Düngung festgestellt.

Nach der Ernte stiegen die N₂O-Emissionen aller Varianten an. Auch die Kontrollvariante zeigte einen Anstieg. Die Änderung der bodennahen Bedingungen veränderte wahrscheinlich die Denitrifikationsrate drastisch und resultierte in einer Steigerung der N₂O-Volatilisation. Der Anstieg betrug bei KAS 57 % und bei Harnstoff 54 % im Vergleich zum Zeitraum bis zur Ernte. Die NI- und NI+UI-Varianten wiesen einen starken Anstieg von 213 % und 101 % auf. Durch die niedrigen N_{min}-Werte der NI-Varianten nach der Ernte, ist es auszuschließen, dass eine hohe N-Menge durch die späte zweite Düngung im Boden verblieben ist und hohe N₂O-Emissionen verursacht hätte. Nach RUSER *et al.* (2006) könnte auf Grund trockener Bedingungen im Erntezeitraum und einer Wiedervernässung nach der Ernte die Denitrifikationsrate gestiegen sein. Die Emissionen bewegten sich trotz starkem Anstieg auf einem weiterhin niedrigen Niveau von 0,77 % bei KAS bis 1,55 % bei NI Dünger-N-Verlust, respektive 0,6 kg N₂O-N ha⁻¹ und 2,0 kg N₂O-N ha⁻¹.

Die N₂O-Peaks der Vegetationsperiode traten vorrangig etwas zeitverzögert nach N-Düngungsereignissen auf. Auch FLESSA *et al.* (1995) und BOUWMAN *et al.* (2002) konnten mehrfach einen N₂O-Anstieg nach einer N-Düngung bei unterschiedlichen Versuchen bestätigen. Die parallelen Schwankungen der Kontrollparzellen zeigten die natürliche Dynamik der N₂O-Volatilisation auf.

Die **langjährige N₂O-Versuchsreihe** zeigte am Standort Dürnast N₂O-Verluste von -261 bis 3195 g N₂O-N ha⁻¹ nach einer N-Düngung auf. Bis auf 2003 wurden zur ersten N-Gabe stets die höchsten Lachgasemissionen nachgewiesen. Im Jahr 2002 wirkte die Kontrollvariante als N₂O-Senke. CHAPIUS-LARDY *et al.* (2006) stellten in einem Review-Artikel mehrfach die Möglichkeit eines negativen N₂O-Fluxes dar. Eine N₂O-Senke konnte in natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Systemen gefunden werden. Ein geringer mineralischer Stickstoffgehalt und hohe Bodenfeuchtigkeiten wurden häufig als Ursachen beobachtet. Die Umwandlung von N₂O zu N₂ im Boden durch die Denitrifikation oder ein N₂O-Verbrauch durch Nitrifikanten könnten den Prozess erklären. Die düngungsbedingten Gesamtverluste während der Vegetationsperiode lagen bei Harnstoff im Mittel aller Versuchsjahre im Bereich von -261 bis 2780 g N₂O-N ha⁻¹. Durchschnittlich wiesen KAS und Harnstoff Lachgasemissionen von 0,34 % und 0,52 % der gedüngten N-Menge auf. Bei beiden Düngern wurden 1 % im gesamten Jahresverlauf von BOUWMAN (1990), BEESE (1994) und IPCC (1995) als Emissionsfaktor angegeben.

Es konnte kein Einfluss auf die Höhe der N₂O-Emissionen aller Düngetermine bezüglich der ausgebrachten Düngermenge, der Temperatur und der Niederschlagsmenge festgestellt werden. JUNGKUNST (2010) ermittelte im nationalen Vergleich ebenfalls keinen Einfluss der Dünger-N-Menge auf die Höhe der N₂O-Emissionen. DRÖSLER (2005) konnte zwar einen saisonalen Trend bei degradierten, abgetorften Regenmoorheiden über das Jahr nachweisen, die N₂O-Flüsse zeigten aber keinen signifikanten Zusammenhang zur Temperatur. Auch FLESSA *et al.* (1995) konnten keinen Zusammenhang zur Bodentemperatur nachweisen. LIU *et al.* (2013) stellten durch häufige Messungen Korrelationen zwischen der N₂O-Emissionshöhe, der Bodentemperatur, dem WFPS und dem anorganischen N-Gehalt dar. Möglicherweise wäre dies auch am Standort Dürnast durch eine Erhöhung der Messfrequenz möglich. Eine Bodentemperatur über 25 °C und eine WFPS zwischen 37 % und 63 % hatten bei LIU *et al.* (2013) einen reduzierenden Einfluss auf die N₂O-Emissionen. In den einzelnen Versuchsjahren konnten hingegen vereinzelt Korrelationen ermittelt werden. In den Jahren 2001, 2004 und 2005 konnte mit steigender N-Menge eine steigende N₂O-Volatilisation festgestellt werden. PHILIBERT *et al.* (2012) berechneten aus einer breiten Datengrundlage einen exponentiellen Anstieg der N₂O-Emissionen bezüglich einer gesteigerten applizierten N-Menge. Auch KÜSTERMANN *et al.* (2013) konnten bei reduzierter Bodenbearbeitung und hohen N-Gaben eine Erhöhung der N₂O-Emissionen feststellen. Eine höhere Niederschlagsmenge korrelierte im Versuchsjahr 2003 mit höheren N₂O-Verlusten. Diese Korrelationsgerade verbindet allerdings zwei Gruppen, die Gruppe der niedrigen N₂O-Verluste bei 29,8 mm und 29,6 mm und die mit höheren Verlusten bei 85,5 mm. Auch FLESSA (2010) weist auf erhöhte N₂O-Emissionen auf Standorten mit höheren Niederschlägen hin. Bei RUSER *et al.* (2006) traten bei einer WFPS von bzw. über 70 % in unterschiedlich verdichteten Bodenkernen aus einem Kartoffelacker höhere N₂O-Emissionen auf, als bei einer niedrigeren WFPS. Die höchsten N₂O-Verluste wies RUSER *et al.* (2006) bei einer Wiedervernässung mit steigenden Wassermengen auf trockenen Böden nach.

5.2.2 Bewertung der Lachgasreduktion bei Harnstoff nach Einsatz eines Nitrifikationsinhibitors

Im Rahmen dieser Arbeit wurden im Versuchsjahr 2012 die Varianten NI und NI+UI auf das jeweilige Lachgasreduktionspotenzial geprüft. Weitere Daten des Standortes Dürnast aus den Jahren 2001, 2004 und 2005 wurden für eine Bewertung der reduzierenden Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren ausgewertet. Alle Werte wurden mit der Harnstoffvariante verglichen.

Im Jahr **2001** konnte zu jeder Düngung eine N₂O-Reduktion bei Einsatz des NIs festgestellt werden. Zu den einzelnen Düngungen konnten die Lachgasemissionen um 19%, 46 % und 18% reduziert werden. Die Düngergabe des NI betrug zur ersten Düngung 120 kg N ha⁻¹ und bei Harnstoff 80 kg N ha⁻¹. Eventuell wirkte der NI zeitverzögert und hatte somit zur zweiten Düngung die besten Reduktionseigenschaften. Die Wirkung des Nitrifikationsinhibitors ist stark temperaturabhängig, je kühler die Temperatur desto langsamer steht der gedüngte Stickstoff den Pflanzen zur Verfügung (DI und CAMERON, 2004; LfL, 2007). Kühle Frühjahrstemperaturen können die Wirksamkeit des NIs über mehrere Wochen verlängern.

Das Versuchsjahr **2004** zeigte zur ersten Düngung höhere N₂O-Emissionen der NI+UI-Variante im Vergleich zu Harnstoff. Die Emissionen waren mit 2930 g N₂O-N ha⁻¹ bei Harnstoff und 3195 g N₂O-N ha⁻¹ bei NI+UI auf dem höchsten gemessenen Niveau nach einer N-Düngung. Der Niederschlag und die Temperaturen unterschieden sich im Vergleich zu den anderen ersten Düngungen nicht, somit kann der erhöhte N₂O-Verlust der NI-Varianten nicht durch die verfügbaren Witterungsdaten erklärt werden. Zur zweiten und dritten Düngung wies die Anwendung von NI um 57 % und 46 % geringere N₂O-Emissionen als bei Harnstoff ohne NI auf.

Im Jahr **2005** wurde nur die Variante NI+UI geprüft. Zur ersten Düngung wies die NI+UI-Variante um 2 % höhere N₂O-Emissionen als die Harnstoffvariante auf. Die prozentualen Verluste waren trotz der höheren Dünger-N-Menge bei NI+UI mit 0,52 % niedriger als bei Harnstoff mit 0,80 %. Die zweite Düngung zeigte eine Reduktion von 53 % an. Die dritte N-Gabe wies keine Verminderung der N₂O-Emission, sondern eine Erhöhung von 185 % im Vergleich zum Harnstoff auf. Das Emissionsniveau war mit 169 g N₂O-N ha⁻¹ und 482 g N₂O-N ha⁻¹ gering bis mittel. Die Verluste bezüglich der eingesetzten Düngermenge betragen bei Harnstoff 0,34 % und bei NI 0,80 %. Die Temperaturen betragen durchschnittlich 16,5 °C. Die Niederschlagssumme war mit 135,3 mm hoch, aber nicht ungewöhnlich für die dritte Düngung.

Im Versuchsjahr **2012** konnten durchschnittlich um 38 % bei NI und 44 % bei NI+UI geringere N₂O-Verluste bei der Harnstoffvariante festgestellt werden.

Es konnte meist eine Reduktion der N₂O-Emissionen unter Einsatz des Nitrifikationsinhibitors gemessen werden. Die erhöhten Verluste zur dritten Düngung 2005 konnten aufgrund der vorhandenen Witterungsdaten nicht erklärt werden.

HU *et al.* (2014) stellten in einer Meta-Analyse die Erträge aus Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Kartoffeln, Getreide und Silomais bei Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren dar. Die Anwendung von NIs und der Reduktion einer N-Anwendungsgabe bei gleichbleibender Gesamt-N-Menge veränderte die Ertragsleistung nicht. Der Rohproteingehalt von Weizen wurde dagegen verringert. Als Vorteil beschreiben HU *et al.* (2014) die umweltschützende Wirkung durch Reduktion der N-Verluste und die Verbesserung der Wirtschaftlichkeit durch eine geringere Anzahl der N-Applikationsraten. LIU *et al.* (2013) zeigten auf Acker- und Grünland eine N₂O-Reduktion durch DCD bzw. DMPP von durchschnittlich 35 % bzw. 38 %.

5.3 Bewertung der N_{min}-Dynamik von Dünger mit und ohne Nitrifikationsinhibitoren nach der Düngung

Die Varianten KAS und Harnstoff wiesen zum Zeitpunkt der ¹⁵N-Probennahme im Vergleich zu den NI-Varianten stets niedrigere Ammoniumwerte auf. Die Nitratwerte sind zur ersten Düngung bei KAS und Harnstoff noch signifikant höher, passen sich aber zur zweiten Düngung an die NI-Varianten an. Die höheren Gesamt-N_{min}-Gehalte der NI-Varianten sind möglicherweise der höheren Düngungsmenge zu zuschreiben. Die Unterschiede in den Ammonium- und Nitratwerten der KAS- und Harnstoff-Variante im Vergleich zu den beiden NI-Varianten ist eine Folge der unterschiedlichen Nitrifikationsgeschwindigkeit. Ein Nitrifikationsinhibitor verzögert die biologische Oxidation des Kations Ammonium (NH₄⁺) über die beiden Anionen Nitrit (NO₂⁻) zu Nitrat (NO₃⁻) (SIMEK, 2000).

Die Ammonium- und Nitratgehalte nahmen mit der Bodentiefe ab. Nach der Ernte war der Stickstoff in der obersten Bodenschicht bis 30 cm hauptsächlich in der Nitrat-Form vorhanden. Auch MAIDL und FISCHBECK (1987) konnten in den oberen 10 cm Boden höhere Nitrat- als Ammoniumgehalte feststellen. Die Ammoniumgehalte in allen Bodentiefen und die Nitratgehalte in den beiden unteren Bodentiefen betragen jeweils unter 0,4 kg N ha⁻¹. Nach der Weizenernte waren die N_{min}-Gehalte bis 90 cm nicht signifikant zu unterscheiden. Die Varianten wiesen zwischen 2,0 und 2,7 kg N_{min}-N ha⁻¹ auf. Die Unterscheidung differenzierter Stickstoffdüngung bezüglich der NH₄-Gehalte konnten auch MAIDL und FISCHBECK (1987) zu Probennahmen im Frühjahr nicht aufzeigen.

5.3 Einfluss verschiedener N-Formen und Düngestrategien auf die Ertrags- und Qualitätsstruktur von Winterweizen

Am Standort Dürnast wurden Gesamt-NH₃-Verluste im **dreijährigen Mittel** von 2,1 % bei NI+UI bis 6,9 % bei Harnstoff vom eingesetzten Dünger quantifiziert. Diese Verluste zeigten keinen signifikanten Einfluss auf die Ertragsleistung der gedüngten Varianten. Auch ein langjähriger N-Formenversuch (seit 1979) zeigte keine signifikanten Ertragsdifferenzen bei Kartoffeln, Winterweizen und Wintergerste zwischen KAS- und Harnstoff-Varianten, was auf geringe N-Verluste durch NH₃-Emissionen schließen lässt (SCHMIDHALTER *et al.*, 2010). Der N-Entzug der gedüngten Varianten wies ebenfalls keine signifikanten Differenzen auf. Auch WEBER (2001) konnte keine Ertrags- und N-Entzugsunterschiede bei Sommerweizen gedüngt mit KAS, AHL, Harnstoff oder Harnstoff mit Inhibitoren aufzeigen. SUTER *et al.* (2013) fanden bei einer ausreichenden N-Versorgung durch den Boden ebenso keinen Einfluss von NH₃-Emissionen auf die Biomasseproduktion von Weidelgras.

Im Versuchsjahr 2013 zeigte die NI-Variante mit 95,3 dt ha⁻¹ den tendenziell höchsten Ertrag auf. HOFMAIR (2000) beschreibt eine Ertragssteigerung von 2 bis 4 dt ha⁻¹ bei Einsatz des Nitrifikationsinhibitors DMPP durch eine bessere N-Ausnutzung auf Grund einer ammoniumbetonten Düngung und einer geringeren Nitrat-Auswaschung. Auch LIU *et al.* (2013) wiesen einen höheren Ertrag bei Weizen durch Einsatz von DCD und DMPP nach.

Die unterschiedlichen Düngervarianten hatten keinen Einfluss auf den HI_{Biomasse} , den prozentualen N-Anteil im Korn und die N-Ausnutzungseffizienz (NAE). Es bestand einzig eine signifikante Abgrenzung zur ungedüngten Kontrollvariante. Der N-Anteil im Korn der gedüngten Varianten betrug zwischen 83 % und 89 %, auch BARRACLOUGH *et al.* (2014) wiesen 80 % bis 85 % des N im Korn nach.

Das Tausendkorngewicht war stets bei den Kontrollvarianten am geringsten. Die gedüngten Varianten konnten teilweise unterschieden werden, folgten über den dreijährigen Versuchszeitraum aber keinem einheitlichen Muster. RIAZIAT *et al.* (2012) zeigten signifikante Unterschiede im TKG bezüglich verschiedener Sorten, nicht aber bei unterschiedlichen Behandlungsvarianten.

Der **Düngestrategie-Versuch 2012** von KAS und Harnstoff zeigte eine gute Übereinstimmung des REIP-Index mit der N-Aufnahme. Die zweimalige Düngung der Varianten KAS II und HS II erfolgte zeitgleich mit der Düngung der NI-Varianten. KAS und Harnstoff wurden somit zu zwei und drei Terminen gedüngt. Zur ersten und zweiten Düngung wies der REIP-Index ein R^2 von 0,87 und R^2 von 0,65 auf. Ein Stickstoffsteigerungsversuch bei Winterweizen von ERDLE *et al.* (2013) zeigte R^2 -Werte mit Hilfe des REIP-Index von 0,98. Zum Ende der Vegetationsperiode verschlechterte sich die Korrelation der gedüngten Varianten auf R^2 0,43. Dies ist zurückzuführen auf die Reduktion des Grünanteils auf Grund der einsetzenden Seneszenz. Auch ERDLE *et al.* (2013) zeigten bei fortschreitender Seneszenz eine Verschlechterung der Beschreibung der Pflanzeigenschaften mittels REIP-Index auf. MISTELE und SCHMIDHALTER (2010) konnten ebenfalls eine starke Beziehung ($R^2=0,90$) zwischen dem Gesamt-N von Winterweizenpflanzen und Reflexionsindizes in den Entwicklungsstadien BBCH 29 bis 71 ermitteln.

Die Kornerträge und N-Entzüge des Korns der gedüngten Varianten konnten statistisch nicht unterschieden werden. Die zweimalige Düngung von KAS und Harnstoff zeigte keine nachteilige Ertragsentwicklung im Vergleich zu einer dreimaligen Düngung. Tendenziell wiesen die Varianten KAS I mit 91,4 dt ha⁻¹ und NI+UI mit 91,0 dt ha⁻¹ einen höheren aber nicht abgesicherten Ertrag auf. Die Terminierung der N-Gaben in Verbindung mit der NI+UI-Kombination wirkte hier positiv auf die N-Aufnahme und die N-Assimilation. Mehrfach wird in der Literatur auf den wirtschaftlichen Vorteil bei Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren von einer zweimaligen gegenüber einer dreimaligen N-Gabe ohne negative Beeinflussung der Ertragsleistung verwiesen (ZERULLA *et al.*, 2001; LINZMEIER, 2010; Hu *et al.*, 2014). Den tendenziell höchsten N-Anteil im Korn hatte die HS II-Variante mit 80 %, den niedrigsten die KAS I-Variante mit 74 %. Die niedrigste NAE wies die Variante NI mit 50 % und die höchste die Variante KAS II mit 76 % auf. Die zweithöchste NAE wies die UI-Varianten mit 70 % auf, Harnstoff lag bei 54 % bzw. 63 %. Auch WISSEMEIER und WEIGELT (2009 b) konnten durch den Einsatz von UI eine Steigerung der N-Ausnutzung auf verschiedenen Böden im Vergleich zu Harnstoff feststellen. Es konnte keine Korrelation zwischen dem Ertrag, dem Korn-N-Gehalt und der NAE der gedüngten Varianten festgestellt werden. Das Tausendkorngewicht der Kontrolle war bei diesem Versuch ebenfalls am niedrigsten.

Literaturverzeichnis

- AMBERGER, A. (1979): Pflanzenernährung, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- ANTIL, R.S., GANGWAR, M.S., KUMAR, V. (1992): transformation and movement of Urea in soil as influenced by water application rate, moisture management regime and initial moisture-content. *Arid soil research and rehabilitation*. Vol. 6 / 4, S. 319-325.
- ASMAN, W.A.H. (1992): Ammonia emission in Europe: Updated emission and emission variations. RIVM Report 228471008. RIVM, Bilthoven, Netherlands.
- BARRACLOUGH, P.B., LOPEZ-BELLIDO, R., HAWKESFORD, M.J. (2014): Genotypic variation in the uptake, partitioning and remobilization of nitrogen during grain-filling in wheat. *Field Crops Research*, Vol. 156, S. 242-248.
- BASF (2013): 100 Jahre Ammoniaksynthese. Das Haber-Bosch-Verfahren und das Zeitalter der Düngemittel. <http://www.basf.com/group/corporate/de/about-basf/history/1902-1924/index>. (Abrufdatum: 13. Januar 2014).
- BASH, J.O., WALKER, J.T., KATUL, G.G., JONES, M.R., NEMITZ, E., ROBARG, W.P. (2010): Estimation of in-canopy ammonia sources and sinks in a fertilized *Zea mays* field. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 44, S. 1683-1689
- BATES, R.G., PINCHING, G.D. (1950): Dissociation constant of aqueous ammonia at 0 to 50°C from E. m. f. studies of the ammonium salt of a weak acid. *Journal of the American Chemical Society*, 1950, Vol. 72 / 3, S. 1393-1396.
- BEESE, F. (1994): Gasförmige Stickstoffverbindungen. In: Studienprogramm. Band 1. Landwirtschaft. Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre“ des Deutschen Bundestages (Hrsg.), Studie D
- BERNARDI, A.C.C., MOTA, E.P., CARDOSA, R.D., MONTE, M.B.M., OLIVEIRA, P.P.A. (2014): Ammonia Volatilization from soil, dry-matter yield, and nitrogen levels of Italian Ryegrass. *Communications in soil science and plant analysis*. Vol. 45 / 2, S. 153-162.

- BJORNEBERG, D.L., LEYTEM, A.B., WESTERMANN, D.T., GRIFFITHS, P.R., SHAO, L., POLLARD, M.J. (2009): Measurement of atmospheric ammonia, methane and nitrous oxide at a concentrated dairy production facility in southern Idaho using open-path FTIR spectrometry. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, Vol. 52 / 5, S. 1749-1756.
- BMJ (2010): Neununddreißigste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes Verordnung über Luftqualitätsstandards und Emissionshöchstmengen (39. BImSchV, § 33). Bundesministerium der Justiz.
- BMU (2010): Kurzinfo Luftreinhaltung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. <http://www.bmu.de/themen/luft-laerm-verkehr/luftreinhaltung/kurzinfo/> (Abrufdatum: 5. Dezember 2013).
- BOSCH-SERRA, A.D., YAGUE, M.R., TEIRA-ESMATGES, M.R. (2014): Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. *Atmospheric Environment*, Vol. 84, S. 204-212.
- BOUWMAN, A. F. (Ed.) (1990): *Soils and the greenhouse effect*. John Wiley & Sons Ltd.
- BOUWMAN, A.F., BOUMANS, L.J.M., BATJES, N.H. (2002): Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biochemical Cycles*. Vol. 16, Nr. 1024.
- BREMNER, J.M, BLACKMER, A.M. (1978): Nitrous Oxide: Emission from Soils During Nitrification of Fertilizer Nitrogen. *Science*, Vol. 199, S. 295-299.
- BURESH, R.J., VLEK, P.L.G., STUMPE, J.M. (1984): Labeled nitrogen fertilizer research with urea in the semi-arid tropics. *Plant and Soil*, Vol. 80, S. 3-19.
- BUSSINK, D.W., HUIJSMANS, J.M.F., KETELAARS, J.J.M.H. (1994): Ammonia volatilization from nitric-acid-treated cattle slurry surface applied to grassland. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, Vol. 42 / 2, S. 293-309.
- CABEZAS, A.R.L., TRIVELIN, P.C.O., BENDASSOLLI, J.A., DE SANTANA, D.G., GASCHO, G.J. (1999): Calibration of a semi-open static collector for determination of ammonia volatilization from nitrogen fertilizers. *Communications in soil science and plant analysis*, Vol. 30 / 3-4, S. 389-406.
- CHAMBERS, B.J., SMITH, K.A., PHILLIPS, V.R., DEMMERS, T.G.M. (2000): Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment*, Vol. 34, S. 871-880.

- CHAO, T.-T., KROONTJE, W. (1964): Relationships between Ammonia Volatilization, Ammonia Concentration and Water Evaporation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 28, S. 393-395.
- CHAPPELLE, E.W., KIM, M.S., MC MURTREY, J.E., (1992): Ratio Analysis of reflectance spectra (RARS): An algorithm for the remote estimation of the concentration of chlorophyll A, chlorophyll B and carotenoids in Soybean leaves. *Remote Sensing of Environment*, Vol. 39 / 3, S. 239-247.
- CHEN, X.L., REN, X.L., WU, P.T., ZHAO, X., LI, J., LI, S.Q. (2010): Effects of elevated ammonia concentration and nitrogen status on the growth and yield of winter wheat. *Agronomy Journal*, Vol. 102 / 4, S. 1194-1200.
- CHRISTIANSON, C.B. (1988): Factors affecting N release of urea from reactive layer coated urea. *Fertilizer research*, Vol. 16 / 3, S. 273-284.
- COWLING, D.W., LOCKYER, D.R. (1981): Increased growth of ryegrass exposed to ammonia. *Nature*, Vol. 292, S. 337-338
- DÄMMGEN, U. (2007): Atmospheric nitrogen dynamics in Hesse, Germany. Creating the data base – 3. Monitoring of atmospheric concentrations of ammonia using passive samplers. *Landbauforschung Vokenrode*, Vol. 57, S. 247-254
- DE KLEIN, C.A.M., VAN LOGTESTIJN, R.S.P. (1994): Denitrification in the top soil of managed grasslands in The Netherlands in relation to soil type and fertilizer level. *Plant and Soil*, Vol. 163 / 1, S. 33-44
- DI, H.J., CAMERON, K.C. (2004): Effects of temperature and application rate of a nitrification inhibitor, dicyandiamide (DCD), on nitrification rate and microbial biomass in a grazed pasture soil. *Soil Research*, Vol. 42 / 8, S. 927-932.
- DÖHLER, H. (1994): Laboratory and field experiments for estimation ammonia losses from pig and cattle slurry following application. In: Nielsen, Voorburg, L'Hermite, odor and ammonia emissions from livestock farming, Silsoe, UK, Elsevier Applied Science
- DORLAND, S., BEAUCHAMP, E.G. (1991): Denitrification and ammonification at low soil temperature. *Canadian Journal of Soil Science*, Vol. 71, S. 293-303.

- DRÖSLER, M. (2005): Trace gas exchange of bog ecosystems, Southern Germany. Dissertation, Technische Universität München, Freising.
[HTTP://NBN-RESOLVING.DE/URN/RESOLVER.PL?URN:NBN:DE:BVB:91-DISS20050901-1249431017](http://nbn-resolving.de/urn/resolver.pl?urn:nbn:de:bvb:91-diss20050901-1249431017)
- DRÖSLER, M., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, CH., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, PH., SOMMER, M., THUILLE, A., WEHRHAN, M. (2013): Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des BMBF-Vorhabens: Klimaschutz – Moornutzungsstrategien 2006-2010. 201 pp. published online at TIB/UB-Hannover: <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb13/735500762.pdf>
- DURAN, J., RODRIGUEZ, A., MORSE, J.L., GROFFMAN, P.M. (2013): Winter climate change effects on soil C and N cycles in urban grasslands. *Global Change Biology*, Vol. 19 / 9, S. 2826-2837.
- EMEP/EEA (2009): Air pollutant emission inventory guidebook. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009/#> (Abrufdatum 14. März 2014)
- ERDLE, K., MISTELE, B., SCHMIDHALTER U. (2011): Comparison of active and passive spectral sensors in discriminating biomass parameters and nitrogen status in wheat cultivars. *Field Crops Research*, Vol. 124, S. 74-84.
- ERDLE, K., MISTELE, B., SCHMIDHALTER, U. (2013): Spectral assessments of phenotypic differences in spike development during grain filling affected by varying N supply in wheat. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol. 176 / 6, S. 952-963.
- ERISMAN, J.W., SUTTON, M.A., GALLOWAY, J., WINIWARTER, K., WINIWARTER, W. (2008): How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, Vol. 1 (2008), S. 636-639.
- FAO (2001): Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land. Food and Agriculture Organization. <http://ftp.fao.org/agl/agll/docs/globest.pdf> (Abrufdatum: 2. Dezember 2013).
- FAO (2012): FAOSTAT, Production, Crop. <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567#ancor> (Abrufdatum: 10. Februar 2014).

- FAO (2014): World food situation: FAO Cereal Supply and Demand Brief. <http://www.fao.org/worldfoodsituation/csdb/en/> (Abrufdatum: 10. Februar 2014).
- FENN, L. B., MATOCHA, J. E., WU, E. (1982): Soil Cation Exchange Capacity Effects on Ammonia Loss from Surface-Applied Urea in the Presence of Soluble Calcium. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (1982), Vol. 46, S. 78-81.
- FIRESTONE, M.K., FIRESTONE, R.B., TIEDJE, J.M. (1980): Nitrous Oxide from Soil Denitrification: Factors Controlling Its Biological Production. *Science*, Vol. 208, S. 749-751.
- FELSSA, H., DORSCH, P., BEESE, F. (1995): Seasonal-variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, Vol. 100 / D11, S. 23115-23124.
- FLESSA, H. (2010): Lachgasemissionen landwirtschaftlich genutzter Böden – Stand des Wissens. KTBL-Schrift 483: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL- / vTI-Tagung 2010, S. 103-108.
- FLESSA, H., RUSER, R., SCHILLING, R., LOFTFIELD, N., MUNCH, J.C., KAISER, E.A., BEESE, F. (2002): N₂O and CH₄ fluxes in potato fields: automated measurement, management effects and temporal variation. *Geoderma*, Vol. 105, S. 307-325.
- FROMIN, N., TARNAWSKI, S., ROUSSEL-DELIF, L., HAMELIN, J., BAGGS, E.M., ARAGNO, M. (2005): Nitrogen fertilizer rate affects the frequency of nitrate-dissimilating *Pseudomonas* spp. in the rhizosphere of *Lolium perenne* grown under elevated pCO₂ (Swiss FACE). *Soil Biology Biochemistry*. Vol. 37 / 10, S. 1962-1965.
- GENERMONT, S., CELLIER, P., FLURA, D., MORVAN, T., LAVILLE, P. (1998): Measuring ammonia fluxes after slurry spreading under actual field conditions. *Atmospheric Environment*, Vol. 32 / 3, S. 279-284.
- 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*, Vol. 18, S. 2483-2494.
- GIOACCHINI, P., NASTRI, A., MARZADORI, C., GIOVANNINI, C., ANTISARI, L.V. (2001): Influence of urease and nitrification inhibitors on N losses from soils fertilized with urea. *Biology and Fertility of Soils* Vol. 36 (2002), S. 129-135.

- GOGLIO, P., COLNENNE-DAVID, C., LAVILLE, P., DORE, T., GABRIELLE, B. (2013): 29 % N₂O emission reduction from a modeled low-greenhouse gas cropping system during 2009-2011. *Environmental Chemistry Letters*, Vol. 11 / 2, S. 143-149.
- GRAEDEL, T.E., GRUTZEN, P.J. (1994): *Chemie der Atmosphäre*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH, Heidelberg, Berlin, Oxford.
- GROFFMAN, P.M., HARDY, J.P., FASHU-KANU, S., DRISCOLL, CH.T., CLEAVITT, N.L., FAHEY, T.J., FISK, M.C. (2011): Snow depth, soil freezing and nitrogen cycling in a northern hardwood forest landscape. *Biochemistry*, Vol. 102 / 1-3, S. 223-238.
- GUYOT, G., BARET, F., MAJOR, D. J. (1988): High spectral resolution: Determination of spectral shifts between the red and infrared. *International Archives of Photogrammetry and Remote Sensing*, Vol. 11, S. 750-760.
- HALVORSON, A. D., DEL GROSSO, S. J., REULE, C. A. (2008): Nitrogen, Tillage, and Crop Rotation Effects on Nitrous Oxide Emissions from Irrigated Cropping Systems. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 37 / 4, S. 1337-1344.
- HARGROVE, W.L., KISSEL; D.E. (1979): Ammonia volatilization from surface application of urea in the field and laboratory. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 43, S. 359-363.
- HERRMANN B., NEFTEL A. (2002): Ammoniakaustrausch über Grasland. *Agrarforschung*, Vol. 9/7, S. 280-285.
- HLUG (2011): Beiträge zur Erstellung einer atmosphärischen Stickstoff-Bilanz für Hessen. 2. Emissionen von reaktivem Stickstoff aus landwirtschaftlichen Quellen. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- HOFER, CH. (2012): Ammoniakminderung: Agrarpolitik und Fördermaßnahmen. ART-Tagung 2012, Tänikon, Schweiz
- HOFMAIR, W. (2000): DMPP - eine neuer Nitrifikationsinhibitor (Wirkstoff-Wirksamkeit-Einsatzgebiet). Arbeitsgemeinschaft landwirtschaftlicher Versuchsanstalten, Jahrestagung 2000, Gmunden, S. 24.
- HU, Y., SCHRAML, M., VON TUCHER, S., LI, F., SCHMIDHALTER, U. (2014): Influence of nitrification inhibitors on yields of arable crops: A meta-analysis of recent studies in Germany. *International Journal of Plant Production*, Vol. 8 / 1, S. 33-50.

- HUTCHINSON, G. L., MOSIER, A. R. (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 45, S. 311-316
- IFA (2012): World Urea statistics by country in '000 Tonnes N. International Fertilizer Industry Association. http://www.fertilizer.org/ifa/Media/Files-Public/Statistics-PIT-public-tables/urea_public (Abrufdatum: 5. Dezember 2013).
- IPCC (1995): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Workbook 3. Cambridge University Press
- IPCC (2007): Climate Change, Mitigation of Climate Change, Contribution of Working Group III to the Intergovernmental Panel on Climate Change, Fourth Assessment Report, Cambridge. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- JUNGKUNST, H.F. (2010): Regionalisierung und Differenzierung von Emissionsfaktoren. KTBL-Schrift 483: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL- / vTI-Tagung 2010, S. 163-169.
- JUNGKUNST H.F., FREIBAUER, A., NEUFELDT, H., BARETH, G. (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. *Journals of Plant Nutrition and Soil Science*, Vol.: 169 / 3, S. 341-351.
- KEENEY, D.R., FILLERY, I.R., MARX, G.P. (1979): Effect of Temperature on the Gaseous Nitrogen Products of Denitrification in a Silt Loam Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Soil Science Society of America, Vol. 43, S. 1124-1128.
- 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.*, Vol. 73 /4, S. 1335-1344.
- KHALIL, M.I., SCHMIDHALTER, U., GUTSER, R. (2005): Urea super granules in a Cambisol: N transformations, nitrous oxide and ammonia emissions at two soil water regimes. C.J. Li *et al.* (Eds), *Plant nutrition for food security, human health and environmental protection*. Tsinghua University Press, S. 1122-1123.
- KHALIL, M.I., SCHMIDHALTER, U., GUTSER, R. (2006): N₂O, NH₃ and NO_x emissions as a function of ureas granule size and soil type under aerobic conditions. *Water Air Soil Pollution*, Vol. 175, S. 127-148.

- KISSEL, D.E., BREWER, H.L., ARKIN, G.F. (1977): Design and Test of a Field Sampler for Ammonia Volatilization. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 41 (1977), S. 1133-1138.
- KÜSTERMANN, B., KAINZ, M., HÜLSBERGEN, K.-J. (2008): Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*. Vol. 23 / 1, S. 38-52.
- KÜSTERMANN, B., MUNCH, J.C., HÜLSBERGEN, K.-J. (2013): Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy*. Vol. 49, S. 61-73.
- Lenschow, D.H. (1995): Micrometeorological techniques for measuring biosphere-atmosphere trace gas exchange. S. 126-163. In MATSON, P.A. (1995): *Biogenic Trace Gases*. Blackwell Science Ltd.
- LfL (2007): Biogasgärreste im Herbst düngen? http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/einsatz_von_nitrifikationsinhibitoren_und_herbstduengung_mit_biogasg_aerresten_-_beitrag_im_blw_49.pdf. (Abrufdatum: 27. März 2014)
- LINZMEIER, A. (2010): Verwertungseffizienz und gasförmige N-Verluste von 3,4-Dimethylpyrazolphosphat (DMPP)-stabilisiertem Ammoniumdünger. Dissertation, TU München, Weihenstephan.
- 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*, Vol. 10, S. 2427-2437.
- MAIDL, F. X., FISCHBECK, G. (1987), Nitratgehalte tieferer Bodenschichten bei unterschiedlichen Fruchtfolgen auf intensiv genutzten Ackerbaustandorten. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, Vol. 150, S. 213-219.
- MDA (2013): *Ecological Effects of Ammonia*. Minnesota Department of Agriculture. <http://www.mda.state.mn.us/chemicals/spills/ammoniaspills/ecoeffects.aspx> (Abrufdatum: 3. Dezember 2013).
- MIKKELSEN, D. S., DE DATTA, S. K., OBCEMEA, W. N. (1978): Ammonia Volatilization Losses from flooded rice soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, Vol. 42, S. 725-730.

- 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 (2000): Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmospheric Environment*, Vol. 34, S. 871-880.
- MISTELE, B., SCHMIDHALTER U. (2008 a): Spectral measurements of the total aerial N and biomass dry weight in maize using a quadrilateral-view optic. *Field Crops Research*, Vol. 106, S. 94-103.
- MISTELE, B., SCHMIDHALTER U. (2010): Tractor-Based quadrilateral spectral reflectance measurements to detect biomass and total aerial nitrogen in winter wheat. *Agronomy Journal*, Vol. 102 / 2, S. 499-509.
- NAWAZ, F., AHMAD, R., WARAICH, E.A., NAEEM, M.S., SHABBIR, R.N. (2012): Nutrient uptake, physiological responses and yield attributes of wheat (*Triticum aestivum* L.) exposed to early and late drought stress. *Journal of Plant Nutrition*, Vol. 35 / 6, S. 961-974.
- NEFTEL, A. (2010): Wie viel Ammoniak entweicht nach dem Ausbringen von Gülle in die Luft? ART-Tagung 2012, Tänikon, Schweiz
- NERI (2009): NEC-2020 Emission Reduction Scenarios. National Environmental Research Institute, Aarhus University.
- PACHOLSKI, A. (2003): Calibration of a simple method for determining ammonia volatilization in the field "Experiments in Henan Province, China, and modeling results". *Landbauforschung Völkenrode Sonderheft* 249.
- PACHOLSKI, A., CAI, G-X., FAN, X-H., DING, H., CHEN, D., NIEDER, R., ROELCKE, M. (2008): Comparison of different methods for the measurement of ammonia volatilization after urea application in Henan Province, China. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, Vol. 171, S. 361-369.
- PACHOLSKI, A., GERICKE, D., NI, K., KAGE, H. (2010): Ammoniakemissionen nach Ausbringung von Gärresten im Vergleich zu Gülle. *KTBL-Schrift* 483, S. 72-82.
- PACHSOLKI, A. (2011): Anleitung zur Messung mit Dräger Tube Methode und Passiv-Flux-Sammlern. *NH₃-Methodenworkshop* (2011). Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
- PATRA, A.K., BURFORD, J.R., REGO, T.J. (1996): Volatilization losses of surface-applied urea nitrogen from Vertisols in the Indian semi-arid tropics. *Biology and Fertility of Soils*, Vol. 22, S. 345-349.

- PENUELAS, J., BARET, F., FILELLA, I. (1995): Semiempirical indexes to assess carotenoids chlorophyll A ratio from leaf spectral reflectance. *Photosynthetica*, Vol. 31 / 2, S. 221-230.
- PHILIBERT, A., LOYCE, CH., MAKOWSKI, D. (2012): Quantifying Uncertainties in N₂O Emission Due to N Fertilizer Application in Cultivated Areas. *PLoS ONE* 7(11): e50950. doi:10.1371/journal.pone.0050950.
- PILBEAM, C.J., HUTCHINSON, D. (1998): Fate of nitrogen applied in different fertilizers to the surface of a calcareous soil in Syria. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Vol. 52 /1, S. 55-60.
- POWLSON, D.S., SAFFIGNA, P.G., KRAGT-COTTAAR, M. (1988): Denitrification at sub-optimal temperatures in soils from different climatic zones. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 20 / 5, S. 719-723.
- PU, G., SAFFIGNA, P.G., STRONG, W.M. (1998): Potential for denitrification in cereal soils of northern Australia after legume or grass-legume pastures. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 31 (1999), S. 667-675.
- RAUN, W.R., SOLIE, J.B., JOHNSON, G.V., STONE, M.L., LUKINA, E.V., THOMASON, W.E., SCHEPERS, J.S. (2001): In-Season prediction of potential grain yield in winter wheat Using Canopy Reflectance. *Agronomy Journal*, Vol. 93, S. 131-138.
- REES, R.M., ROELCKE, M., LI, S.X., WANG, X.Q., LI, S.Q., STOCKDALE, E.A., MC TAGGART, I.P., SMITH, K.A., RICHTER, J. (1997): The effect of fertilizer placement on nitrogen uptake and yield of wheat and maize in Chinese loess soils. *Nutrient cycling in Agroecosystems*. Vol. 47 / 1, S. 81-91.
- REYNOLDS, C. M., WOLF, D. C. (1988): Effects of field methods and soil cover on estimating ammonia loss from nitrogen-¹⁵-Urea. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1988. Vol. 52, S. 706-712.
- RIAZIAT, A., SOLEYMANI, A., SHAHRAJABIAN, M.H. (2012): Changes in seed yield and biological yield of six wheat cultivars on the basis of different sowing dates. *Journal of Food Agriculture & Environment*, Vol. 10 / 1, S. 467-469.
- ROCHESTER, I.J., CONSTABLE, G.A., MACLEOD, D.A. (1991): Ammonia loss from Soil during incubation and drying. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Vol. 22, S. 1325-1334.

- ROCHETTE, P., ANGERS, D.A., CHANTIGNY, M.H., GASSER, M.O., MACDONALD, J.D., PELSTER, D.E., BERTRAND, N. (2013): Ammonia Volatilization and Nitrogen Retention: How Deep to Incorporate Urea? *Journal of Environmental Quality*. Vol. 42 / 6, S. 1635-1642.
- ROCHETTE, P., MACDONALD, J.D., ANGERS, D.A., CHANTIGNY, M.H., GASSER, M.-O., BERTRAND, N. (2009): Banding of Urea Increased Ammonia Volatilization in a Dry Acidic Soil. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 38, S. 1383-3190.
- RUSER, R., FLESSA, H., RUSSOW, R., SCHMIDH, G., BUEGGER, F., MUNCH, J.C. (2006): Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: Effect of compaction, soil moisture and rewetting. *Soil Biology & Biochemistry*, Vol. 38 / 2, S. 263-274.
- RYDEN, J.C., LOCKYER, D.R. (1985): Evaluation of a system of wind tunnels for field studies of ammonia loss from grassland through volatilization. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Vol. 36, S. 781-788.
- SAGGAR, S., JHA, N., DESLIPPE, J., BOLAN, N.S., LUO, J., GILTRAP, D.L., KIM, D.G., ZAMAN, M., TILLMAN, R.W. (2013): Denitrification and N₂O:N₂ production in temperate grasslands: Processes, measurements, modeling and mitigating negative impacts. *Science of the total Environment*. Vol. 465, S. 173-195.
- SCHEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P. (1997): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- SCHMEER, M., DITTERT, K., LOGES, R., SENBAYRAM, M., TAUBE, F. (2010) Einfluss von Stickstoffdüngung und hohen Radlasten auf Lachgasemissionen und Ertrag von Grünland. *KTBL-Schrift 483: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL- / vTI-Tagung 2010*, S. 279-283.
- SCHMIDHALTER, U., SCHRAML, M., WEBER, A., GUTSER, R. (2010): Ammoniakemissionen aus Mineraldüngern – Versuchsergebnisse auf mitteleuropäischen Standorten. *KTBL-Schrift 483: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL- / vTI-Tagung 2010*, S. 92-102.
- SCHRAML, M., WEBER, A., GUTSER, 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, S. 1012-1013.

- SCHUBERT, S. (2006): Pflanzenernährung, Grundwissen Bachelor. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.
- SHARPE, R. R., HARPER, L. A., LANGDALE, G. W., GIDDENS, J. E. (1988): Nitrogen use efficiency and nitrogen budget for conservation tilled wheat. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1988, Vol. 52, S. 1394-1398.
- SIMEK, M. (2000): Nitrification in soil - Terminology and methodology (review). *Rostlinna Vyroba.* Vol. 46 / 9, S. 385-395.
- SINGH, J., KUNHIKRISHNAN, A., BOLAN, N.S., SAGGAR, S. (2013): Impact of urease inhibitor on ammonia and nitrous oxide emissions from temperate pasture soil cores receiving urea fertilizer and cattle urine. *Science of the total Environment.* Vol. 465, S. 56-63.
- SINTERMANN, J., AMMANN, C., KUHN, U., SPIRIG, C., HIRSCHBERGER, R., GARTNER, A., NEFTEL, A. (2011): Determination of field scale ammonia emissions for common slurry spreading practice with two independent methods. *Atmospheric measurement Techniques*, Vol. 4, S. 1821-1840.
- SLEMR, F., SEILER, W. (1984): Field measurements of NO and N₂O emissions from fertilized and unfertilised soils. *J. Atmos. Chem.* Vol. 2, S. 1-24.
- SLEMR, F., SEILER, W. (1991): Field study of environmental variables controlling the NO and NO₂ emissions from soil, and of the NO and NO₂ compensation points. *J. Geophys. Res.*, Vol. 96: S. 13017-13031.
- SOMMER S.G., JENSEN, C. (1994): Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizer surface applied to winter wheat and grassland. *Fertilizer Research*, Vol. 37, S. 85-92.
- STEVENS, R.J., LAUGHLIN, R.J., MALONE, J.P. (1998): Soil pH affects the processes reducing nitrate to nitrous oxide and di-nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 30, S. 1119-1126.
- SUTER, H., SULTANA, H., TURNER, D., DAVIES, R., WALKER, C., CHEN, D.L. (2013). Influence of urea fertiliser formulation, urease inhibitor and season on ammonia loss from ryegrass. *Nutrient cycling in agroecosystems*, Vol. 95 / 2, S. 175-185.
- THORWALD, J. (1989): *Das Jahrhundert der Chirurgen.* Knauer Verlag, München.

- UBA (2007): Überschreitung der Belastungsgrenzen für Eutrophierung
<http://www.umweltbundesamt.de/daten/belastung-von-boeden-land-oekosystemen/ueberschreitung-belastungsgrenzen-fuer>, (Abrufdatum: 23. September 2013).
- UBA (2011): Stickstoff - Zuviel des Guten? <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/stickstoff-zuviel-des-guten>. (Abrufdatum: 13. Januar 2014).
- UBA (2013 a): Ammoniakemissionen; Entwicklung seit 1990
<http://www.umweltbundesamt.de/daten/luftbelastung/luftschaedstoff-emissionen-in-deutschland/Ammoniakemissionen> (Abrufdatum: 2. Dezember 2013).
- UBA (2013 b): Landwirtschaftliche Emissionen. Texte 39/2013 <http://www.uba.de/uba-info-medien/4514.html> (Abrufdatum: 10. Dezember 2013).
- UBA (2013 c): Critical Loads für Versauerung und Eutrophierung.
http://www.lfu.bayern.de/umweltqualitaet/umweltbeobachtung/schadstoffe_luft/eutrophierung_versauerung/critical_loads/index.html (Abrufdatum: 07. Januar 2014) .
- UBA (2013): Emissionen der Landwirtschaft <http://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-landwirtschaft/ammoniak-geruch-staub>, (Abrufdatum: 18. September 2013).
- VAN DER WERDEN, T.J., VARVIS, S.C. (1997) Ammonia emission factor for N fertilizer applied to two contrasting grassland soils. *Environmental Pollution* 1997, Vol. 95, S. 205-211.
- VARGAS, V.P., CANTARELLA, H., MARTINS, A.A., SOARES, J.R., DO CARMO, J.B., DE ANDRADE, C.A.: Sugarcane crop residue increases N₂O and CO₂ emissions under high soil moisture conditions. *Sugar Tech*, Vol. 16 / 2, S. 174-179.
- VLEK, P.L.G., BYRNES, B.H., CRASWELL, E.T. (1980): Effect of Urea placement on leaching losses of nitrogen from flooded rice soils. *Plant and Soil*, Vol. 54, S. 441-449.
- WEBER, A. (2001 a): Austausch stickstoffhaltiger Spurengase (NH₃, NO_x) zwischen Weizenpflanzen und der Atmosphäre. Dissertation, TU München, Weihenstephan.
- WEBER, A. (2001 b): N₂O-Emissionen nach Anwendung von Harnstoff- und Harnstoff-Ammonsulfat-Dünger mit den Nitrifikationsinhibitor DCD/1H-1,2,4-Triazol. Forschungsbericht, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Technische Universität München-Weihenstephan.

- WEBER, A. , SCHRAML, M. (2005, unveröffentlicht): Lachgasemissionen der Versuchsjahre 2002 bis 2005 Forschungsbericht, Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Technische Universität München-Weihenstephan.
- WEBER, A., GUTSER, R., MICHEL, H.-J., WOZNIK, H., CHEN, G. X., XU, H., NICLAS, H.-J. (2004 a): Dicyandiamide and 1H-1,2,4-Triazole – a new effective nitrification inhibitor for reducing nitrous oxide emissions from cultivated land. Greenhouse Gas Emissions from Agriculture - International Conference, February 10-12, Leipzig, Germany, S. 273-275.
- WEBER, A., GUTSER, R., SCHMIDHALTER, U. (2001): Field emissions of NH₃ 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, S. 884-885
- WEBER, A., GUTSER, R., SCHMIDHALTER, U., HENKELMANN, G. (2000): Unvermeidbare NH₃-Emissionen aus mineralischer Düngung (Harnstoff) und Pflanzenmulch unter Verwendung einer modifizierten Messtechnik. VDLUFA-Schriftenreihe 55 (2000), S. 175-182.
- WEBER, A., SCHRAML, M., GUTSER, R., SCHMIDHALTER, U. (2005): Abatement of gaseous nitrogen from surface-applied urea with a new urease inhibitor. Plant nutrition for food security, human health and environmental protection, S. 1012-1013, Tsinghua University Press, China.
- WEBER, A.; GUTSER, R.; SCHMIDHALTER, U. (2004 b): Effect of New Urease Inhibitors on Gaseous N Emissions (NH₃, NO_x, N₂O) Following Surface Application to Arable Soil. In: Weiske, A.: Proceedings of the Int. Conference, Greenhouse Gas Emissions from Agriculture - Mitigation Options and Strategies, S. 271-272.
- WHITEHEAD, D.C., LOCKYER, D.R. (1987): The influence of the concentration of gaseous ammonia on its uptake by the leaves of Italian ryegrass, with and without an adequate supply of nitrogen to the roots. Journal of Experimental Botany, Vol. 38, S. 818-827.
- WISSEMEIER, A.H., WEIGELT, W. (2009 b): Einfluss von Platzierung und Bodenfeuchte auf gasförmige NH₃-N Verluste nach Düngung mit Harnstoff. , VDLUFA Schriftenreihe 65, 121. VDLUFA-Kongress, Kongressband 2009, Teil 2, S. 399-406.

- WISSEMEIER, A.H., WEIGELT, W., THIEL, U., PASDA, G., ZERULLA, W. (2009 a): NH₃-N Verlustpotenziale bei Harnstoffdüngung auf unterschiedlichen Böden: Ergebnisse von Modellversuchen und Erhebungsuntersuchungen. VDLUFA Schriftenreihe 65, 121. VDLUFA-Kongress, Kongressband 2009, Teil 2, S. 391-398.
- WOLF, U., FREIBAUER, A., FLESSA, H. (2010): Treibhausgas- und Ammoniakemissionen nach Ausbringung verschiedener Gärrückstände und tierischer Gülle in Emilia-Romagna, Italien, KTBL-Schrift 483: Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden. KTBL- / vTI-Tagung 2010, S. 288-291.
- YAMULKI, S, HARRISON, R.M., GOULDING K.W.T., WEBSTER, C.P. (1997): N₂O, NO and NO₂ fluxes from a grassland: Effect of soil pH. *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 29 (1997), S. 1199-1208.
- ZAMAN, M., NGUYEN, M.L., ŠIMEK, M., NAWAZ, S., KHAN, M.J., BABAR, M.N., ZAMAN, S. (2012): Emissions of nitrous oxide (N₂O) and Di-nitrogen (N₂) from the agricultural landscapes, sources, sinks, and factors affecting N₂O and N₂ ratios. Dr. Guoxiang Liu (Ed.), <http://www.intechopen.com/books/greenhousegases-emission-measurement-and-management/emissions-of-nitrous-oxide-n2o-and-di-nitrogen-n2-fromagricultural-landscape-sources-sinks-and-fact>. (Abrufdatum: 07. Januar 2014).
- ZAMAN, M., ZAMAN, S., NGUYEN, M.L., SMITH, T.J., 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*, Vol. 465, S. 97-106.
- ZERULLA, W., BARTH, T., DRESSEL, J., ERHARDT, K., VON LOCQUENGIEN, K.H., PASDA, G., RADLE, M., WISSEMEIER, A.H. (2001): 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) - a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture - An introduction. *Biology and Fertility of Soils*. Vol. 34 / 2, S. 79-84.
- ZHANG, Y.H., HAN, X., HE, N.P., LONG, M., HUANG, J.H., ZHANG, G.M., WANG, Q.B., HAN, X.G. (2014): Increase in ammonia volatilization from soil in response to N deposition in Inner Mongolia grasslands. *Atmospheric Environment*, Vol. 84, S. 156-162.
- ZIEREIS, H., ARNOLD, F. (1986): Gaseous ammonia and ammonium ions in the free troposphere. *Nature* 321, S. 503-505.

ZHU, T., ZHANG, J., YANG, W., CAI, Z. (2013): EFFECTS OF ORGANIC MATERIAL AMENDMENT AND WATER CONTENT ON NO, N₂O, AND N₂ EMISSIONS IN A NITRATE-RICH VEGETABLE SOIL. *Biol. Fertil. Soils*, Vol. 49, S. 153-163.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Bodenzylinder mit Kunststoffnetzen und 5 cm aufgebrachte Bodenschicht. Böden von links oben nach rechts unten: Su, Lu 1, Lu 2, Lu 3 (Unterboden).....	28
Abbildung 2:	Links: Drägerkammer aus Edelstahl mit Verbindungsstück zu den Teflonschläuchen. Rechts: Schlauchverbindungen zum Drägerrohrchen und zur Handpumpe.	35
Abbildung 3:	Passiv-Flux-Sammler im Weizenbestand mit höhenverstellbarer modifizierter HDPE-Flasche befestigt an einem Kunststoffdach.	36
Abbildung 4:	Links: Kammer zur Lachgasmessung mit Luftspritze und Vakutainer. Rechts: Metallring im Feld zur dauerhaften Positionierung der Kammern.	38
Abbildung 5:	Monatliches Temperaturmittel [°C] 2011 bis 2013 im Vergleich zum langjährigen Mittel (1981 - 2012).	45
Abbildung 6:	Monatliche Niederschlagssummen [mm] 2011 bis 2013 im Vergleich zum langjährigen Mittel (1981-2010).	45
Abbildung 7:	Witterungsverlauf zur ersten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante bzw. 100 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten am 3. April und Entnahme der Rahmen nach 15 Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 28,8 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 6,8 °C).	47
Abbildung 8:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten nach der ersten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha ⁻¹ der Harnstoffvariante und 100 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten am 3. April in den Weizenpflanzen und den Bodentiefen bis 35 cm (FG 2, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test, n.s.).....	48
Abbildung 9:	Witterungsverlauf zur ersten N-Düngung 2013 von 80 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante bzw. 100 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten am 15. April und Entnahme der Rahmen nach acht Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 24,8 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 11,7 °C).	49
Abbildung 10:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten nach der ersten N-Düngung 2013 von 80 kg N ha ⁻¹ der Harnstoffvariante am 15. April in den Weizenpflanzen und in den Bodentiefen bis 65 cm.....	49
Abbildung 11:	Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2011 von 70 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 17. Mai bis zum Messende nach 11 Tagen (Niederschlagssumme 31,1 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 16,4 °C).	52

Abbildung 12:	Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2012 von 60 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 22. Mai und Entnahme der Rahmen nach neun Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 29,6 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 16,3 °C).....	53
Abbildung 13:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten nach der zweiten Düngung 2012 von 60 kg N ha ⁻¹ der Harnstoffvariante am 22. Mai in den Pflanzenteilen und in den Bodentiefen bis 35 cm.	53
Abbildung 14:	Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2013 von 60 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 16. Mai und Entnahme der Rahmen nach 12 Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 49,6 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 10,3 °C).....	54
Abbildung 15:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten nach der zweiten N-Düngung 2013 von 60 kg N ha ⁻¹ der Harnstoffvariante am 16. Mai in den Pflanzenteilen und in den Bodentiefen bis 95 cm.	55
Abbildung 16:	Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2011 von 70 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten am 17. Mai bis zum Messende nach 11 Tagen (Niederschlagssumme 31,1 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 16,4 °C).	57
Abbildung 17:	Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten am 20. Juni und Entnahme der Rahmen nach neun Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 13,0 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 17,8 °C).	58
Abbildung 18:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten nach der zweiten Düngung 2012 von 80 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten am 20. Juni in den Pflanzenteilen und in den Bodentiefen bis 35 cm (FG 1, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test, n.s.).	58
Abbildung 19:	Witterungsverlauf zur zweiten N-Düngung 2013 von 80 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten am 6. Juni bis zum Messende nach 11 Tagen (Niederschlagssumme 23,2 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 16,9 °C).	59
Abbildung 20:	Witterungsverlauf zur dritten N-Düngung 2011 von 40 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff-, UI- und NI-Varianten am 20. Juni bis zum Messende nach 22 Tagen (Niederschlagssumme 96,7 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 17,0 °C).	61
Abbildung 21:	Witterungsverlauf zur dritten N-Düngung 2012 von 50 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante am 20. Juni und Entnahme der Rahmen nach sieben Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 13,0 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 17,8 °C).....	62

Abbildung 22:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten nach der dritten Düngung 2012 von 50 kg N ha ⁻¹ der Harnstoffvariante am 20. Juni in den Pflanzenteilen und den Bodentiefen bis 35 cm.	62
Abbildung 23:	Witterungsverlauf zur dritten N-Düngung 2013 von 40 kg N ha ⁻¹ der Varianten KAS, Harnstoff und UI am 17. Juni und Entnahme der Rahmen nach 21 Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 65,0 mm, durchschnittliche Tagesmitteltemperatur 17,3 °C).....	63
Abbildung 24:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten nach der dritten N-Düngung 2013 von 40 kg N ha ⁻¹ der Harnstoffvariante am 17. Juni in den Pflanzenteilen und den Bodentiefen bis 95 cm.	64
Abbildung 25:	Witterungsverlauf in der Zylinderabteilung zur ersten N-Düngung 2012 von 80 kg N ha ⁻¹ am 21. März und Entnahme der Proben nach 21 Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 17,2 mm, Tagesmitteltemperatur 7,6 °C).	68
Abbildung 26:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten zum ersten Düngetermin 2012 von 80 kg N ha ⁻¹ am 21. März in den Weizenpflanzen bzw. in der Bodenschicht bis 5 cm und zum Herbst in den Bodentiefen 5 cm bis 95 cm (FG 2, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).	69
Abbildung 27:	Witterungsverlauf in der Zylinderabteilung zur zweiten N-Düngung 2012 von 70 kg N ha ⁻¹ am 23. Mai und Entnahme der Proben nach acht Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 25,6 mm, Tagesmitteltemperatur 17,3 °C).	70
Abbildung 28:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten zum zweiten Düngetermin 2012 von 70 kg N ha ⁻¹ am 23. Mai in den Weizenpflanzen bzw. in der Bodenschicht bis 5 cm und zum Herbst in den Bodentiefen 5 cm bis 95 cm (FG 3, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).....	70
Abbildung 29:	Witterungsverlauf in der Zylinderabteilung zur dritten N-Düngung 2012 von 40 kg N ha ⁻¹ am 21. Juni und Entnahme der Proben nach vier Tagen zur ¹⁵ N-Analyse (Niederschlagssumme 8,6 mm, Tagesmitteltemperatur 18,6 °C).	71
Abbildung 30:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten zum dritten Düngetermin 2012 von 40 kg N ha ⁻¹ am 21. Juni in den Weizenpflanzen bzw. in der Bodenschicht bis 5 cm und zum Herbst in den Bodentiefen 5 cm bis 95 cm (FG 3, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).....	72

Abbildung 31: Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsrate der verschiedenen Böden an den drei Düngeterminen, bezogen auf die gedüngte N-Menge von 80, 70 und 40 kg N ha ⁻¹ (FG 2, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test, Signifikanzen innerhalb einer Düngung).....	72
Abbildung 32: Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten im Gefäßversuch am 26. März 2013 der Spross-, Wurzel- und Bodenproben sieben Tage nach der N-Düngung von 1 g N Gefäß ⁻¹ (FG 5, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test, Wurzel und Bodentiefe 2 sind nicht signifikant).....	74
Abbildung 33: N-Entzug [g N Gefäß ⁻¹] im Gefäßversuch 2013 (FG 5, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test, n.s.).....	75
Abbildung 34: Verlauf der N ₂ O-Emissionen [g N ₂ O-N ha ⁻¹ d ⁻¹], N-Düngetermine und mittleren Tagestemperaturen [°C] aller Varianten vom 2. April 2012 bis zur Ernte am 30. Juli 2012.....	78
Abbildung 35: Verlauf N ₂ O-Messungen [g N ₂ O-N ha ⁻¹ d ⁻¹], der mittleren Tagestemperatur [°C] und der Niederschlagssummen [mm] der letzten Messung bis zur folgenden N ₂ O-Messung, N-Düngetermine und N ₂ O-Emissionsverlauf aller Varianten vom 2. April bis 3. September 2012.....	79
Abbildung 36: Summe der N ₂ O-Emissionen [g N ₂ O-N ha ⁻¹] aller Varianten bis zur Ernte und über den gesamten Messzeitraum (drei Wochen nach der Ernte) (FG 4, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).....	80
Abbildung 37: Gesamt-N ₂ O-Emissionen [g N ₂ O-N ha ⁻¹] der Varianten Kontrolle, KAS und Harnstoff über die Versuchsjahre 2001 bis 2005 und 2012.....	86
Abbildung 40: N _{min} -Werte kg N ha ⁻¹ (NO ₃ und NH ₄) der oberen 5 cm Boden am 18. April 2012 15 Tage nach der ersten Düngung von 80 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Varianten bzw. 100 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten (FG 4, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: Summe NO ₃ und NH ₄ in kg N ha ⁻¹	93
Abbildung 41: N _{min} -Werte kg N ha ⁻¹ (NO ₃ und NH ₄) der oberen 5 cm Boden am 31. Mai 2012 neun Tage nach der zweiten N-Düngung von 60 kg N ha ⁻¹ (FG 2, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: Summe NO ₃ und NH ₄ in kg N ha ⁻¹	94
Abbildung 42: N _{min} -Werte in kg N ha ⁻¹ (NO ₃ und NH ₄) der oberen 5 cm Boden am 27. Juni 2012 sieben Tage nach der dritten N-Düngung von 40 kg N ha ⁻¹ der KAS-, Harnstoff- und UI-Varianten bzw. 80 kg N ha ⁻¹ der NI-Varianten (FG 4, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: Summe NO ₃ und NH ₄ in kg N ha ⁻¹	94

Abbildung 43:	N_{\min} -Werte in kg N ha^{-1} (NO_3 und NH_4) der Bodentiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm nach der Weizenernte 2013 (FG 5, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).....	95
Abbildung 44:	N_{\min} -Gesamtgehalt in kg N ha^{-1} ($\text{NO}_3 + \text{NH}_4$) bis 90 cm nach der Weizenernte 2013 (FG 5, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test, n.s.).....	95
Abbildung 45:	Ertragsvergleich der unterschiedlichen Stickstoffdünger zu Winter- und Sommerweizen in den Versuchsjahren 2011 bis 2013 (FG 4 bzw. 5, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test, 2011 n.s., 2012 n.s.).....	96
Abbildung 46:	N-Entzug [kg N ha^{-1}] des ersten Grünschnittes am 11. Mai 2012 (FG 7, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: gedüngte N-Menge in kg N ha^{-1}	102
Abbildung 47:	Grafische Darstellung der spektralen Analyse vom 11. Mai 2012 des Sommerweizenbestand. Der Versuchsplan zeigt parallel dazu die Versuchsglieder.	102
Abbildung 48:	Korrelationen der Spektralanalyse mit den N-Entzügen des ersten Grünschnittes am 11. Mai 2012 (REIP-Index) (R^2 in Klammern stellt die Korrelation ohne die Kontrollvariante dar).	103
Abbildung 49:	N-Entzug [kg N ha^{-1}] des zweiten Grünschnittes am 6. Juni 2012 (FG 7, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: gedüngte N-Menge in kg N ha^{-1}	104
Abbildung 50:	Korrelationen der Spektralanalyse mit den N-Entzügen des zweiten Grünschnittes am 6. Juni 2012 (REIP-Index) (R^2 in Klammern stellt die Korrelation ohne die Kontrollvariante dar).	104
Abbildung 51:	N-Entzug [kg N ha^{-1}] des dritten Grünschnittes am 4. Juli 2012 (FG 7, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test). x-Achse: 2. Zeile: gedüngte N-Menge in kg N ha^{-1}	105
Abbildung 52:	Korrelationen der Spektralanalyse mit den N-Entzügen des dritten Grünschnittes am 4. Juli 2012 (REIP-Index) (R^2 in Klammern stellt die Korrelation ohne die Kontrollvariante dar).	105

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Düngervarianten 2011 bis 2013.....	23
Tabelle 2:	Bodenkenndaten der Versuchsfelder an der Versuchsstation Dürnast.....	24
Tabelle 3:	Weizensorten, Aussaatdatum und Vorfrucht der Feldversuche.	25
Tabelle 4:	Eingesetzte Düngungsvarianten, Düngetermine und jeweilig gedüngte N-Menge bzw. Gesamt-N-Düngermenge [kg N ha^{-1}] der Versuchsjahre 2011 bis 2013.	26
Tabelle 5:	Bodenkenndaten der verwendeten Böden Su, Lu 1, Lu 2 und des vorhandenen Unterbodens (Lu 3) in der Zylinderabteilung 2012.	27
Tabelle 6:	Dünger-N-Mengen [kg N ha^{-1}] und Düngungstermin des Zylinderversuchs 2012.....	28
Tabelle 7:	Dünge- und Bearbeitungsvarianten des Gefäßversuchs 2013.....	29
Tabelle 8:	Verschiedene spektrale Indizes und deren Bezugsgröße bzgl. verschiedener Pflanzenparameter.....	31
Tabelle 9:	Parzellengröße und Erntezeitpunkte der Versuchsjahre 2011 bis 2013.	42
Tabelle 10:	Dünge- und Witterungsinformationen zur ersten NH_3 -Messperiode (Vegetationsbeginn) von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren.....	46
Tabelle 11:	NH_3 -Emissionen der ersten N-Düngung 2012 und 2013 von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren in kg N ha^{-1} und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 2 bzw. 4, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).....	50
Tabelle 12:	Dünge- und Witterungsinformationen zur zweiten NH_3 -Messperiode (BBCH 32) von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Ureaseinhibitoren.....	51
Tabelle 13:	NH_3 -Emissionen nach der zweiten N-Düngung der KAS-, Harnstoff- und UI-Variante in kg N ha^{-1} und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 2 bzw. 3, $\text{GD}_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).....	55
Tabelle 14:	Dünge- und Witterungsinformationen zur zweiten NH_3 -Messperiode (BBCH 32, 37, 49/51) von Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren.....	56

Tabelle 15:	NH ₃ -Emissionen nach der zweiten N-Düngung von Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren in kg N ha ⁻¹ und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 1, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).....	59
Tabelle 16:	Dünge- und Witterungsinformationen zur dritten NH ₃ -Messperiode von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren.....	60
Tabelle 17:	NH ₃ -Emissionen nach der dritten N-Düngung von Kalkammonsalpeter, Harnstoff und Harnstoff mit Nitrifikations- oder / und Ureaseinhibitoren in kg N ha ⁻¹ und prozentualer Verlust bezüglich der ausgebrachten N-Düngermenge (FG 2 bzw. 4, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).	64
Tabelle 18:	Kumulative NH ₃ -Emissionen, prozentuale und relative N-Verluste der Versuchsvarianten bezogen auf die eingesetzte Dünger-N-Menge. Kleinbuchstaben stellen die Signifikanzen innerhalb eines Versuchsjahres dar (FG 2 bzw. 4, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).....	66
Tabelle 19:	Differenz und Reduktionspotenzial der NH ₃ -Emissionen bei Harnstoff unter Einsatz des Ureaseinhibitors 2-NPT (GD _{5%} <0,05, Duncan-Test). (Der erste Wert in 2013 bezieht sich auf die Methode DTM/PS, der zweite Wert mit * auf die ¹⁵ N-Bilanzierung.).....	67
Tabelle 20:	N-Düngung, Datum, Tage bis zur ¹⁵ N-Probenahme und Witterungsdaten während der NH ₃ -Messperiode in der Zylinderabteilung 2012.	68
Tabelle 21:	Bilanzierte NH ₃ -N-Verluste der Zylinderabteilung 2012 der verschiedenen Bodenvarianten bestimmt mit der ¹⁵ N-Isotopie, prozentuale Düngerverluste und relative Verluste in Bezug auf den Boden Lu 1 (FG 2, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).	73
Tabelle 22:	Prozentuale ¹⁵ N-Wiederfindungsraten und NH ₃ -Verluste der Gefäßvarianten 2013 (FG 4, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).	75
Tabelle 23:	Vergleich der DT-/PS-Messungen und der ¹⁵ N-Bilanzierung der Variante Harnstoff zu den einzelnen Düngeterminen der Gesamt-N-Düngermenge. (Linke Spalte: tatsächliche N-Verluste kg NH ₃ -N ha ⁻¹ ; rechte Spalte: prozentualer N-Verlust bezogen auf die eingesetzte Dünger-N-Menge.).....	76
Tabelle 24:	Korrelationen (R ²) der Düngervarianten und der Düngermenge, Temperatur, Niederschlagssumme und Messdauer bezüglich der NH ₃ -Emissionen.	77
Tabelle 25:	Korrelationen (R ²) zwischen den Düngervarianten, Winter- und Sommerweizenvarianten und dem Ertrag und N-Entzug bezüglich der gesamten NH ₃ -Emissionen.....	77

Tabelle 26:	Summe der düngungsbedingten N ₂ O-Verluste in g N ₂ O-N ha ⁻¹ , prozentuale N ₂ O-N-Gesamtverluste bezogen auf die gedüngten N-Menge (180 kg N ha ⁻¹) und relative N ₂ O-Verluste in Bezug auf Harnstoff bis zur Ernte (2. April bis 9. August 2012, 19 Wochen) und über den gesamten Messzeitraum (bis 3. September 2012, 22 Wochen) (FG 4, GD _{5%} <0,05, Duncan-Test).....	81
Tabelle 27:	Gesamte und düngungsbedingte N ₂ O-Verluste [g N ₂ O-N ha ⁻¹], eingesetzte Düngermengen [kg N ha ⁻¹] und Witterungsbedingungen drei Wochen nach der N-Düngung im Versuchsjahr 2001.....	82
Tabelle 28:	Gesamte und düngungsbedingte N ₂ O-Verluste [g N ₂ O-N ha ⁻¹], eingesetzte Düngermengen [kg N ha ⁻¹] und Witterungsbedingungen zwei Wochen nach der N-Düngung in den Versuchsjahren 2002 bis 2005.....	84
Tabelle 29:	Gesamte und düngungsbedingte N ₂ O-Verluste [g N ₂ O-N ha ⁻¹], eingesetzte Düngermengen [kg N ha ⁻¹] und Witterungsbedingungen drei Wochen nach der N-Düngung im Versuchsjahr 2012.....	85
Tabelle 30:	Gesamte und düngungsbedingte prozentuale N ₂ O-Verluste drei Wochen nach der Düngung im Vergleich zu den Messzeiträumen bis zur Ernte bzw. Messungsende im Versuchsjahr 2012.	86
Tabelle 31:	Reduktionspotenzial der N ₂ O-Emissionen bei Harnstoff unter Einsatz des Nitrifikationsinhibitors DZD/TZ und der Kombination NI+UI (DZD/TZ und 2-NPT) und der Differenz zu Harnstoff im Zeitraum von zwei bzw. drei Wochen nach der N-Düngung.	88
Tabelle 32:	Korrelationen (R ²) der Düngervarianten und der Düngermenge, Temperatur und Niederschlagssumme bezüglich der N ₂ O-Emissionen (keine Signifikanzen).	89
Tabelle 33:	Korrelation (R ²) der N ₂ O-Emissionen zwischen den Versuchsjahren und der Düngermenge, Temperatur und der Niederschlagssumme	89
Tabelle 34:	Vergleich von KAS, Harnstoff mit und ohne NI bezüglich des prozentualen N-Verlusts des eingesetzten Düngerstickstoff und des CO ₂ -Äquivalents.....	90
Tabelle 35:	Ammoniak- und Lachgas-Verluste [kg N ha ⁻¹] und jeweilige CO ₂ -Äquivalente der Düngervarianten bis zur Sommerweizenernte am 9.08.2012.....	91
Tabelle 36:	N-Entzug des Korns, des Stroh und Gesamt-N-Entzug in kg N ha ⁻¹ der Ammoniak- und Lachgasversuche (FG 4 bzw. 5, GD _{5%} <0,05, Duncan- Test).....	97

Tabelle 37:	Harvest Index (HI), prozentualer N-Anteil im Korn und prozentuale N-Ausnutzungseffizienz (NAE) der Ammoniak- und Lachgasversuche (FG 4 bzw. 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test)	98
Tabelle 38:	Tausendkorngewicht [g] der Ammoniak- und Lachgasversuche (FG 4 bzw. 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).	99
Tabelle 39:	Prozentuale Korngrößenverteilung der Winter- bzw. Sommerweizenversuche (FG 4 bzw. 5, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).	100
Tabelle 40:	Spektralanalyse und Biomasseschnitte des Sommerweizenbestandes 2012.	101
Tabelle 41:	Kornertrag [dt ha ⁻¹] und N-Entzug [kg N ha ⁻¹] des Düngestrategieversuchs 2012 (FG 7, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).	106
Tabelle 42:	Harvest Index (HI), prozentualer N-Anteil im Korn und prozentuale N-Ausnutzungseffizienz (NAE) des Düngestrategieversuchs 2012 (FG 7, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test)	107
Tabelle 43:	Tausendkorngewicht [g] und Korngrößenverteilung [%] des Düngestrategieversuchs 2012 (FG 7, $GD_{5\%} < 0,05$, Duncan-Test).	108

Formelverzeichnis

(F1)	$\text{NH}_3 \rightarrow \text{N}: 17/14 = 1,21$ ($14+1+1+1 = 17$) $\text{N} \rightarrow \text{NH}_3: 14/17 = 0,82$	32
(F2)	$\text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}: 44/28 = 1,57$ ($((14+14+16)/(14+14))$) $\text{N} \rightarrow \text{N}_2\text{O}: 28/44 = 0,64$	32
(F3)	$N_{\text{Verlust}} = N_{\text{tat. Verlust}} / (N_{\text{Dünger}} / 100)$	32
(F4)	$((\text{Atommasse}_{14\text{N}} * \%_{14\text{N}}) + (\text{Atommasse}_{15\text{N}} * \%_{15\text{N}})) / 100 = \text{nat. Atommasse}_\text{N}$	34
(F5)	Stoffmenge $n = (\text{Probengewicht} / 100 * \text{N} \%) / \text{molare Masse}$	34
(F6)	$\text{WFR} = 100 * (p * (c - b) / (f * (a - b)))$	34
(F7)	$\text{NH}_3\text{-Verlust} = 100 - (\text{WFR}_{\text{Pflanze}} + \text{WFR}_{\text{Wurzel}} + \text{WFR}_{\text{Boden}} + \text{N}_2\text{O-N} + \text{NO-N})$	34
(F8)	$\text{N}_2\text{O}_{\text{Dünger}} = \text{gedüngter Dünger-N (kg N ha}^{-1}\text{)} / 100 * 0,52$	34
(F9)	$F_{\text{Ng}} = V_{\text{Luft}} * \text{conc} * \rho_{\text{Luft}} * \rho_{\text{Temp}} * 10^{-6} * 14/17 * A_{\text{korrr}} * t_{\text{korrr}}$	37
(F10)	$\ln_{\text{Absolutfluss}} = 0,444 \ln_{\text{NH}_3\text{-Fluss(DT)}} + 0,590 \ln_{(\text{V Wind 2 m})}$	37
(F11)	$F_{\text{N}_2\text{O}} = (\text{VK} * \text{dC}) / (\text{AK} * \text{dt})$	39
(F12)	$F_{\text{N}_2\text{O}} = (F_{\text{N}_2\text{O T1}} + F_{\text{N}_2\text{O T2}}) / 2$	39
(F13)	$p * V = n * R * T$	39
(F14)	$M = n * m$	39
(F15)	rel. Treibhauspotenzial $_{\text{NH}_3} = \text{NH}_3\text{-N} * 3,1 \text{ CO}_2\text{-Äquivalent}_{\text{NH}_3\text{-N}}$	41
(F16)	rel. Treibhauspotenzial $_{\text{N}_2\text{O}} = \text{N}_2\text{O-N} * 310 \text{ CO}_2\text{-Äquivalent}_{\text{N}_2\text{O-N}}$	41
(F17)	$\text{N-Entzug}_{\text{Probe}} = \text{TM}_{\text{Probe}} * \text{N}_{\text{Probe}}$	42
(F18)	$\text{NAE} [\%] = (\text{N-Entzug}_{\text{gedüngt}} - \text{N-Entzug}_{\text{ungedüngt}}) / (\text{N-Menge}_{\text{gedüngt}} / 100)$	43
(F19)	$\text{N-Anteil}_{\text{Korn}} [\%] = \text{N-Entzug}_{\text{Korn}} / (\text{N-Entzug}_{\text{gesamt}} / 100)$	43
(F20)	$\text{HI}_{\text{Biomasse}} = \text{Biomasse}_{\text{Korn}} / \text{Biomasse}_{\text{gesamt}}$	43

Anhang

Anhang 1: Versuchsplan 2011 - Freiland

Freiland: Ammoniakemissionen von Kalkammonsalpeter und Harnstoff mit / ohne Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren

N
→

3. Wdh	KAS	UI + NI	Kontr.	HS	UI	NI	45 m
2. Wdh	UI	NI	KAS	UI + NI	Kontr.	HS	
1. Wdh	Kontr.	HS	UI	NI	KAS	UI + NI	
	2 m						
	12 m						

Abkürzung	Variante
Kontr.	Kontrolle
HS	Harnstoff
UI	Harnstoff + Ureaseinhibitor
NI	Harnstoff + Nitrifikationsinhibitor
KAS	Kalkammonsalpeter
UI + NI	1. Dgg.: HS 2. Dgg.: Urease- und Nitrifikationsinhibitor

Anhang 2: Versuchsplan 2012 - Freiland I

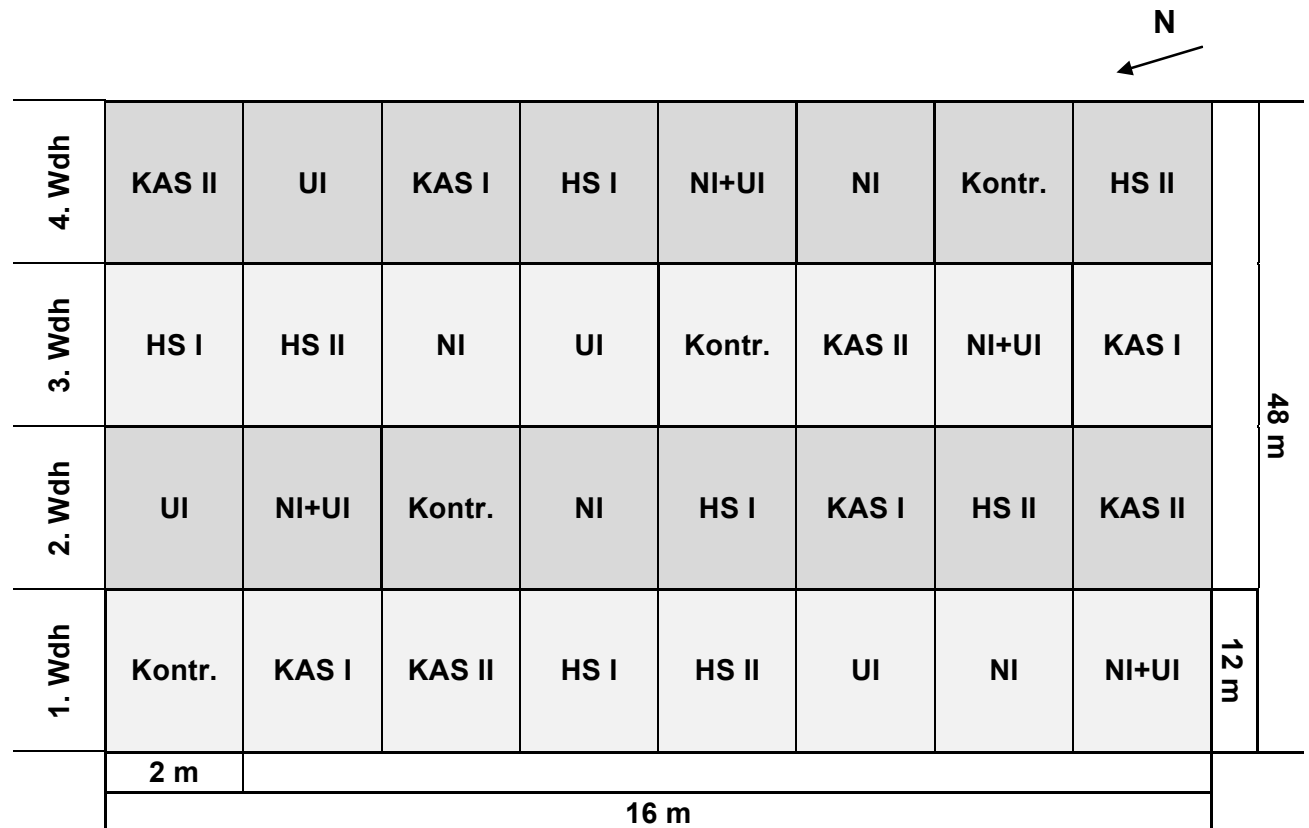
Freiland: Ammoniak- und Lachgasemissionen von Kalkammonsalpeter und Harnstoff mit / ohne Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren

		48 m															
		4 m				2 m		2 m									
64 m		x	x	UI + NI	UI + NI	x	x	KAS	KAS	x	x	x	x	x	x	x	x
		x	x	NI	NI	x	x	Kontr.	Kontr.	x	x	HS	HS	HS	HS	x	x
		x	x	x	x	x	x	UI + NI	UI + NI	x	x	KAS	KAS	KAS	KAS	x	x
		x	x	x	x	x	x	NI	NI	x	x	Kontr.	Kontr.	Kontr.	Kontr.	x	x
		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	UI + NI	UI + NI	UI + NI	UI + NI	x	x
		x	x	HS	HS	x	x	x	x	x	x	NI	NI	NI	NI	x	x
		x	x	KAS	KAS	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	UI + NI	UI + NI
	8 m	x	x	Kontr.	Kontr.	x	x	HS	HS	x	x	x	x	x	x	NI	NI
		1. Wdh				2. Wdh				3. Wdh				4. Wdh			

X = weitere Varianten des Langzeit-N-Formen-Versuchs).

Anhang 3. Versuchsplan 2012 - Freiland II

Freiland: Düngestrategie und N-Status während der Vegetationsperiode von Kalkammonsalpeter und Harnstoffvarianten



Abkürzung	Variante
KAS I	drei N-Gaben
KAS II	zwei N-Gaben wie NI-Variante
HS I	drei N-Gaben
HS II	zwei N-Gaben wie NI-Variante

Anhang 4: Versuchsplan 2012 - Zylinderabteilung

Zylinderabteilung: Ammoniakemissionspotenzial verschiedener Böden

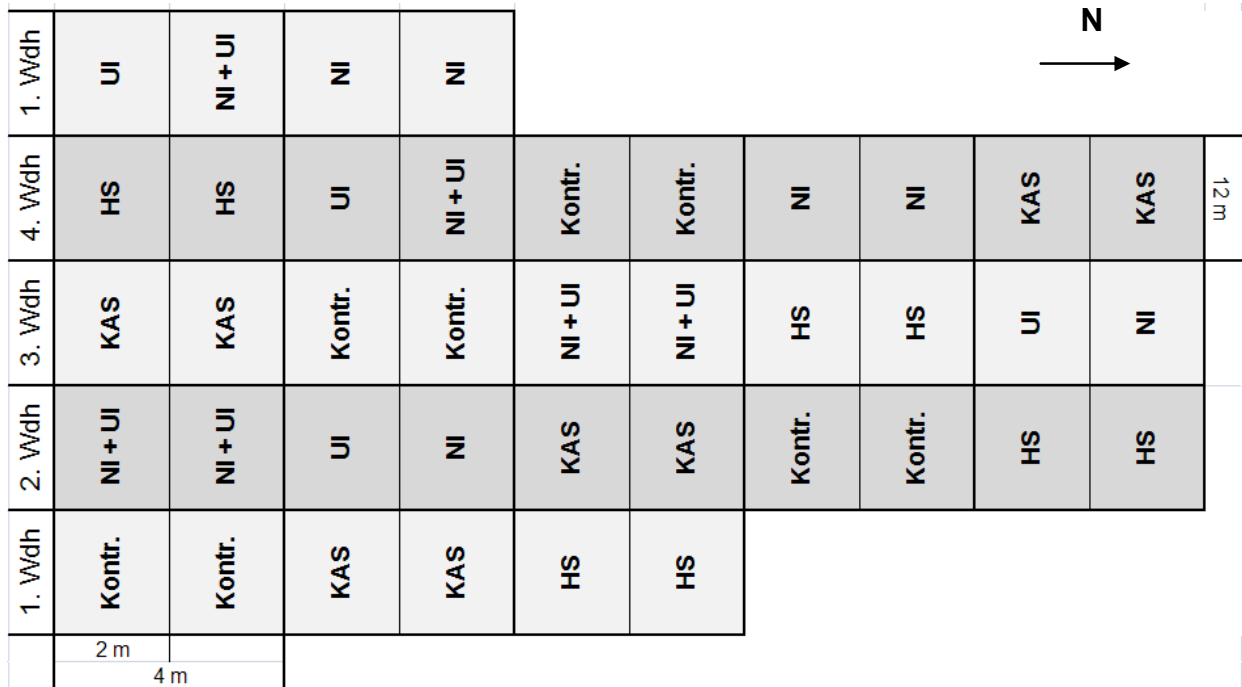


Lu 1 HS b	Lu 2 HS a	Su Kontr a	Lu 1 HS c	Lu 2 HS c	Su HS a	Lu 1 Kontr b	LU 3 HS a
33	34	35	36	37	38	39	40
Su HS a	LU 3 Kontr a	Lu 2 HS c	Su HS b	Lu 1 HS a	Lu 2 Kontr c	Su HS c	Lu 1 HS c
25	26	27	28	29	30	31	32
Lu 2 HS b	Su HS c	Lu 1 Kontr c	Lu 2 HS b	Su Kontr b	LU 3 HS b	Lu 2 HS a	Su HS b
17	18	19	20	21	22	23	24
Lu 1 Kontr a	Lu 2 HS c	Su HS a	Lu 1 HS b	Lu 2 HS a	Su HS c	Lu 1 HS b	Lu 2 Kontr a
9	10	11	12	13	14	15	16
Su HS b	Lu 1 HS c	Lu 2 Kontr b	LU 3 Kontr b	Lu 1 HS a	Lu 2 HS b	Su Kontr c	Lu 1 HS a
1	2	3	4	5	6	7	8

Böden	Varianten	Düngetermine
Su = sandiger Schluff	HS = Harnstoff	a = 1. Termin / Beprobung
Lu 1 = lehmiger Schluff 1	Kontr. = Kontrolle	b = 2. Termin / Beprobung
Lu 2 = lehmiger Schluff 2		c = 3. Termin / Beprobung
Lu 3 = lehmiger Schluff 3		

Anhang 5: Versuchsplan 2013 - Freiland

Freiland: Ammoniakemissionen von Kalkammonsalpeter und Harnstoff mit / ohne Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren



Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die bei der

FAKULTÄT WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN FÜR ERNÄHRUNG,
LANDNUTZUNG UND UMWELT DER TECHNISCHEN UNIVERSITÄT MÜNCHEN
zur Promotionsprüfung vorgelegte Arbeit mit dem Titel:

*Ammoniak- und Lachgasemissionen nach Anwendung von Kalkammonsalpeter und Harnstoff in
Kombination mit Urease- und Nitrifikationsinhibitoren bei Weizen*

Am LEHRSTUHL FÜR PFLANZENERNÄHRUNG
unter der Anleitung und Betreuung durch
UNIV. PROF. DR. URS SCHMIDHALTER

ohne sonstige Hilfe erstellt und bei der Abfassung nur die gemäß § 6 Abs. 6 und 7 Satz 2
angegebenen Hilfsmittel benutzt habe.

- (X) Ich habe keine Organisation eingeschaltet, die gegen Entgelt Betreuerinnen und
Betreuer für die Anfertigung von Dissertationen sucht, oder die mir obliegenden Pflichten
hinsichtlich der Prüfungsleistungen für mich ganz oder teilweise erledigt.
- (X) Ich habe die Dissertation in dieser oder ähnlicher Form in keinem anderen
Prüfungsverfahren als Prüfungsleistung vorgelegt.
- () Die vollständige Dissertation wurde in.....
veröffentlicht. Die promotionsführende Einrichtung hat der Vorveröffentlichung
zugestimmt.
- (X) Ich habe den angestrebten Doktorgrad noch nicht erworben und bin nicht in einem
früheren Promotionsverfahren für den angestrebten Doktorgrad endgültig gescheitert.
- () Ich habe bereits ambei der Fakultät für.....
der Hochschule
unter Vorlage einer Dissertation mit dem Thema
.....
die Zulassung zur Promotion beantragt mit dem Ergebnis:
.....

Die öffentlich zugängliche Promotionsordnung der TUM ist mir bekannt, insbesondere habe ich
die Bedeutung von § 28 (Nichtigkeit der Promotion) und § 29 (Entzug des Doktorgrades) zur
Kenntnis genommen. Ich bin mir der Konsequenzen einer falschen Eidesstattlichen Erklärung
bewusst.

Mit der Aufnahme meiner personenbezogenen Daten in die Alumni-Datei bei der TUM bin ich

- (X) einverstanden,
() nicht einverstanden.

Freising, den

.....

Manuela P. Gaßner

Curriculum Vitae

Persönliche Daten

Name: Manuela Paloma Gaßner
Geboren: 02.06.1981 in München
Familie: zwei Kinder (4 und 6 Jahre)
Kontakt Daten: Giggenhauser Str. 102, 85354 Freising,
0179 / 7480311, m-gassner@gmx.de
Schulbildung: Fachhochschulreife, FOS für Gestaltung, München

Universitärer Werdegang

- Seit 03/11: **Promotion zum Doktor der Agrarwissenschaften** (Dr. agr.)
Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan
Lehrstuhl für Pflanzenernährung
- 10/04 - 11/06: **Master of Horticultural Science** (M.Sc., Note: 1,4, Grade A)
Technische Universität München und Corvinus University Budapest
Schwerpunkte: Quality Management, Marketing, Plant Nutrition, Active Compounds and Residues in Food, Fruit and Vegetable Production, Medicinal Plants
- 10/00 - 09/04: **Diplom Ingenieur Gartenbau** (Dipl. Ing. FH, Note: 2,5)
Fachhochschule Weihenstephan (Hochschule Weihenstephan-Triesdorf)
Schwerpunkte: Frucht- und Gemüsetechnologie, Zierpflanzen, Freilandzierpflanzen, Baumschule

Berufliche Tätigkeiten (ausgewählt)

- 03/07 - 10/07: Purchasing Agronomist (Vegetable, Spices) for Babyfood, Nestlé Nutrition, Werk Weiding
04/06 - 08/06: Gärtnerin Abt. Zimmerpflanzen, Pflanzen Kölle, München-Untermenzing
06/05 - 09/05: Freelancer Online-Journalismus, FH Weihenstephan
02/05 - 08/05: Gärtnerin IRB, Neuanlage u. Pflege, Fa. Boymann, BMW-Werk München
11/04 - 10/09: Freelancer Innenhof Neugestaltung und Pflege, Hausverwaltung, München
03/02 - 05/02: Reviergärtnervertretung Abt. Nutzpflanzen, Botanischer Garten München

Fachliche Praktika und Auslandsaufenthalte

- 12/06 - 01/07: Äthiopien (Kultur- und Bildungsaufenthalt)
08/03 - 09/03: Ecuador (Sprach- und Kulturaufenthalt)
03/03 - 07/03: Unterstützung der Betriebsleitung, Vivero San Javier, Merida, Venezuela (Praktikum)
08/02: Gärtnerin, Hauenstein-Baumschulen, Rafz, Schweiz (Praktikum)
08/01 - 12/01: Gärtnerin, Freiland und Gewächshaus, Botanischer Garten München (Praktikum)
08/00 - 09/00: Gärtnerin, Freiland, Botanischer Garten München (Praktikum)

Freising, den.....

.....