

Abschlussbericht

Berichtszeitraum:

18.03.2013 – 31.12.2016

Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der organischen und mineralischen N-Düngung durch Anwendung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens sowie der N-Injektion



Förderinstitution:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt
An der Bornau 2
49090 Osnabrück

Förderzeichen:

31086-34

Förderzeitraum:

18.03.2013 – 31.12.2016

Projektleiter:

Prof. Dr. Olaf Christen

Projektbearbeiter:

Denise Bednorz (MLU)

Anja Schmidt (LfULG)

Benjamin Pietzner (MLU)

Kooperationspartner

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (MLU)
Naturwissenschaftliche Fakultät III
Professur für Allgemeinen Pflanzenbau/Ökologischen Landbau
Prof. Dr. O. Christen, Frau D. Bednorz, Herr B. Pietzner, Dr. B. Koblenz, Dr. J. Rücknagel
Betty-Heimann-Str. 5, 06120 Halle (Saale)
Tel.: (0345)5522628, Fax: (0345)5527023
e-mail: olaf.christen@landw.uni-halle.de

Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau (LLG)
Dezernat 25 – Agrarökologie, EU-Begleitmonitoring
Dr. N. Tauchnitz, Dr. J. Bischoff, Dr. M. Schrödter
Strenzfelder Allee 22, 06406 Bernburg
Tel.: (03471)334231, Fax: (03471)334205
e-mail: nadine.tauchnitz@llg.mule.sachsen-anhalt.de

Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)
Referat 71 - Pflanzenbau
Dr. Michael Grunert, Frau A. Schmidt
Waldheimer Straße 219, 01683 Nossen
Tel.: (35242) 631-7101
michael.grunert@smul.sachsen.de

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH-UFZ (UFZ)
Department für Bodenphysik, Lysimeterstation Falkenberg
Prof. Dr. R. Meißner, Dr. H. Rupp
Dorfstrasse 55, 39615 Falkenberg
Tel.: (0391)8109771
e-mail: ralph.meissner@ufz.de

Hugo Vogelsang Maschinenbau GmbH (Vogels.)
Herr Josef Hinxlage
Holthöhe 10-14, 49628 Essen/Oldb.
Telefon: (05434)83141, Fax (05434)8310
e-mail: hinxlage@vogelsang-gmbh.com

Agrargenossenschaft „Altmärkische Höhe Lückstedt e.G.“ (Praxisb.)
Herr F. Wiese
Gageler Str. 2, 39606 Lückstedt
Tel.: (039391)281, Fax: (039391)394
e-mail: ag-lueckstedt-wiese@t-online.de, ag-lueckstedt-acker@t-online.de

Inhalt

1. Einleitung	5
2. Versuchsdurchführung.....	7
2.1. Standorte Sachsen-Anhalt.....	7
2.1.1. Großversuch in Lückstedt (Altmark) - Gülle-Strip-Till.....	7
2.1.2. Lysimeterexperimente in Falkenberg (Altmark) – Gülle-Strip-Till.....	10
2.1.3. Modellierungen als Kombination aus Lysimeter- und Feldversuchen.....	13
2.1.4. Parzellenversuche – Gülle-Strip-Till.....	15
2.2. Standorte Sachsen	18
2.2.1. Standort Lüttewitz – Gülle-Strip-Till.....	18
2.2.2. Injektionsversuche in Forchheim, Baruth, Nossen und Pommritz.....	25
2.2.3. Lysimeterversuche am Standort Nossen, Sachsen	28
2.4. Methodik zur Erfassung gasförmiger N-Verluste	31
2.4.1 Ammoniakmessung	31
2.4.2. Lachgasmessung.....	32
3. Ergebnisse und Diskussion	35
3.1. Quantifizierung und Bewertung von N-Austrägen mit dem Dränabfluss und dem Sickerwasser	35
3.1.1. Überblick.....	35
3.1.2. Begleitende Untersuchungen.....	35
3.1.3. Ausgetragene Dränabflussmenge, NO ₃ -N-Konzentration und NO ₃ -N-Fracht	38
3.1.4. Ausgetragene Sickerwassermenge, NO ₃ -N-Konzentration und NO ₃ -N-Fracht.....	40
3.1.5. Ergebnisse aus den Modellierungen.....	43
3.1.6. Diskussion und Fazit	45

3.2. Quantifizierung und Interpretation von gasförmigen N-Verlusten	49
3.2.1. Ergebnisse der Messungen in Sachsen-Anhalt.....	49
3.2.2. Ergebnisse der Messungen auf dem Injektionsversuch in Nossen, Sachsen.....	62
3.2.3. Diskussion –Ammoniakemission Strip-Till und N-Injektion	75
3.2.4. Diskussion –Lachgasemission Strip-Till und N-Injektion	79
3.3. N-Verlagerung, Erträge und N-Entzüge.....	84
3.3.1. Gülle-Strip-Till - Parzellenversuche Lückstedt, Kossebau, Burgsdorf, Quellendorf	84
3.3.2. Gülle-Strip-Till Lüttewitz	94
3.3.3. Auswertung der N-Injektionsversuche in Sachsen.....	110
3.3.4. Lysimeter in Nossen.....	132
3.4. Ökonomische Bewertung Gülle-Strip-Till	137
4. Schlussfolgerungen.....	138
5. Themenbezogene Veröffentlichungen, Vorträge und Poster.....	141
6. Literaturverzeichnis.....	146

1. Einleitung

Die landwirtschaftliche Bodennutzung trägt infolge der Anwendung stickstoffhaltiger Dünger und je nach Intensität der Bodenbearbeitung wesentlich zu klimarelevanten Lachgas- und umweltschädlichen Ammoniakemissionen in die Atmosphäre bei sowie zu erhöhten N-Einträgen in die Gewässer. Aus Gründen des Klima- und Gewässerschutzes muss es also das Ziel sein, die landwirtschaftliche Bewirtschaftung so auszurichten, dass eine hohe N-Effizienz erreicht und N-Verluste möglichst vermieden werden. Mittels einer gezielten Applikation des Düngers direkt in die Wurzelzone, durch die Injektionsdüngung, kann die Nährstoffverfügbarkeit vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels verbessert werden. Das Ziel des Projektes ist es, die N-Effizienz durch geeignete Verfahren der Düngapplikation organischer und mineralischer Düngemittel und der reduzierten Bodenbearbeitung zu erhöhen. Projektschwerpunkte sind dabei die Anwendung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens und die Injektionsdüngung mit mineralischem N. Bei dem Gülle-Strip-Till-Verfahren wird eine reduzierte Bodenbearbeitung in Form der Streifenbearbeitung (strip tillage) mit der Gülle-Injektion kombiniert. Aufgrund des geringeren Anteils bearbeiteter Fläche bei der Streifenbearbeitung (nur in der Saatreihe) kann ein im Vergleich zur ganzflächigen Bodenbearbeitung minimierter N-Umsatz und dadurch geringere Nitrat-Austräge erzielt werden. Infolge der gezielten Applikation des Düngers in die Wurzelzone bei Gülle-Injektion werden des Weiteren eine höhere N-Ausnutzung des Düngers sowie reduzierte NH_3 -Emissionen erwartet. Aufgrund der Bedeckung der unbearbeiteten Fläche mit abgestorbenem Pflanzenmaterial resultieren zudem in jedem Fall ein höherer Erosionsschutz und eine Konservierung der Bodenfeuchte. Bei der N-Injektionsdüngung wird der Dünger in tiefere Bodenschichten appliziert und bietet daher insbesondere bei Austrocknung der oberen Bodenkrume im Vergleich zur oberflächigen Applikation den Vorteil einer besseren Nährstoffversorgung. Daher werden stabilere Erträge in Trockenphasen und insgesamt eine verbesserte N-Effizienz erwartet. Die Tiefenapplikation des Düngers kann darüber hinaus erheblich zu einer Reduktion gasförmiger NH_3 -Verluste beitragen. Aufgrund der Steigerung der N-Effizienz besitzt dieses Verfahren ein hohes Potential Düngeraufwandmengen zu reduzieren und damit Umweltbelastungen zu minimieren. Die volatilen Ammoniakverluste aus agrarischen Systemen sind global sehr bedeutsam (Mosier et al. 1998). Die Landwirtschaft verursacht über 90 % der NH_3 -Emission, wobei der Großteil davon aus der Tierhaltung stammt. Der kleinere Teil nimmt die Mineraldüngung ein oder stammt aus dem Boden (Leick 2003). NH_3 ist ein natürliches Nebenprodukt der Harnstoffhydrolyse. Da dies ein mikrobieller Prozess ist,

steigt auch die Verlustrate von NH_3 mit der Temperatur an und sinkt unter trockenen Bodenbedingungen. Die volatilen Verluste nach einer Harnstoffdüngung können signifikant sein (Nash 2010). Sie erreichen Mengen von 1,7 % bis sogar zu 56 % des ausgebrachten Stickstoffes, welche aber stark abhängig sind von Umweltfaktoren, wie der Bodenfeuchtigkeit, Niederschlag, der Temperatur, der Windgeschwindigkeit und die Bestandsentwicklung (Zaman et al. 2008). Aber auch die Bodeneigenschaften wie der organische Bodenkohlenstoffgehalt, pH-Wert, die KAK und von der Form sowie Menge des N-Düngers beeinflussen die Höhe der NH_3 Emission (Leick 2003). Bei einem steigenden pH-Wert im Boden steigt auch die Wahrscheinlichkeit von gasförmigen NH_3 -Verlusten in die Atmosphäre (Zhengping et al. 1991, Leick 2003). Eine Flüssigmistinjektion führt zu einer Minderung der Ammoniakemission, da das Einbringen in den Boden die Grenzfläche zwischen Flüssigmist und Atmosphäre herabsetzt (Dosch und Gutser 1996). Über die Nitrifikation steigt das Risiko des N-Verlustes in Form von volatilen Lachgasemissionen, einem Treibhausgas (Zaman et al. 2008). Diese Methode die Ammoniakemissionen zu reduzieren, kann auf der anderen Seite zur Erhöhung der Lachgasverluste führen (Mattila 1998). Das Lachgas zählt wie CO_2 , CH_4 und Wasserdampf zu den natürlich vorkommenden klimarelevanten Gasen. In der Troposphäre absorbiert N_2O die Infrarotstrahlung in einem Spektralbereich, der nicht von anderen Treibhausgasen absorbiert wird (Nash 2010). Verglichen mit dem CO_2 besitzt es dadurch das 296-fache Wirkungspotential auf das Klima. Das Lachgas ist ein chemisch stabiles und langlebiges Treibhausgas. Eine chemische Reduktion zu molekularem N_2 findet nicht in der Atmosphäre statt und auch durch Niederschlag erfolgt keine Deposition von N_2O (Nash 2010). Durch diese Eigenschaften kann das Lachgas über Dekaden bis sogar Jahrhunderten in der Atmosphäre verbleiben (Fields 2004). Mit steigender N_2O -Konzentration in der Atmosphäre kommt es zu signifikanten Umweltfolgen (Nash 2010). Das Lachgas ist bei dem Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre involviert, die die Biosphäre vor schädlichen Effekten der solaren UV-Strahlung schützt (Mosier et al. 1998). In den letzten 1000 Jahren ist die Konzentration von Lachgas von 270 ppb auf 315 ppb angestiegen, wobei die größte Zunahme erst in den letzten 100 Jahren einsetzte (Albritton et al. 2001). Dies ist das Ergebnis von biotischer und anthropogener Aktivität (Mosier et al. 1998). Der Lachgasanteil bei dem anthropogenen Treibhauseffekt beträgt 6 %. Davon sind allein 81 % auf die Landwirtschaft zurückzuführen (Isermann 1994). Der Großteil dieser Emission aus der Biosphäre in die Atmosphäre stammt aus dem Boden (Houghton et al. 1992). Dies ist der Tatsache geschuldet, dass viele Flächen in landwirtschaftliche Nutzung übergegangen sind und es dadurch zur Störung der Bodenstickstoffprozesse kam.

2. Versuchsdurchführung

2.1. Standorte Sachsen-Anhalt

2.1.1. Großversuch in Lückstedt (Altmark) - Gülle-Strip-Till

Gebietsbeschreibung und Versuchsanlage

Der Großversuch wurde am 12.03.2014 auf zwei Praxisschlägen in Lückstedt (nördliche Altmark), welche durch die Agrargenossenschaft „Altmärkische Höhe“ e.G. bewirtschaftet werden, realisiert (Abbildung 1). Er diente zur Bewertung des potentiell verlagerbaren Stickstoffs und der Nitratausträge über Dränagen in Abhängigkeit vom landwirtschaftlichen Management.

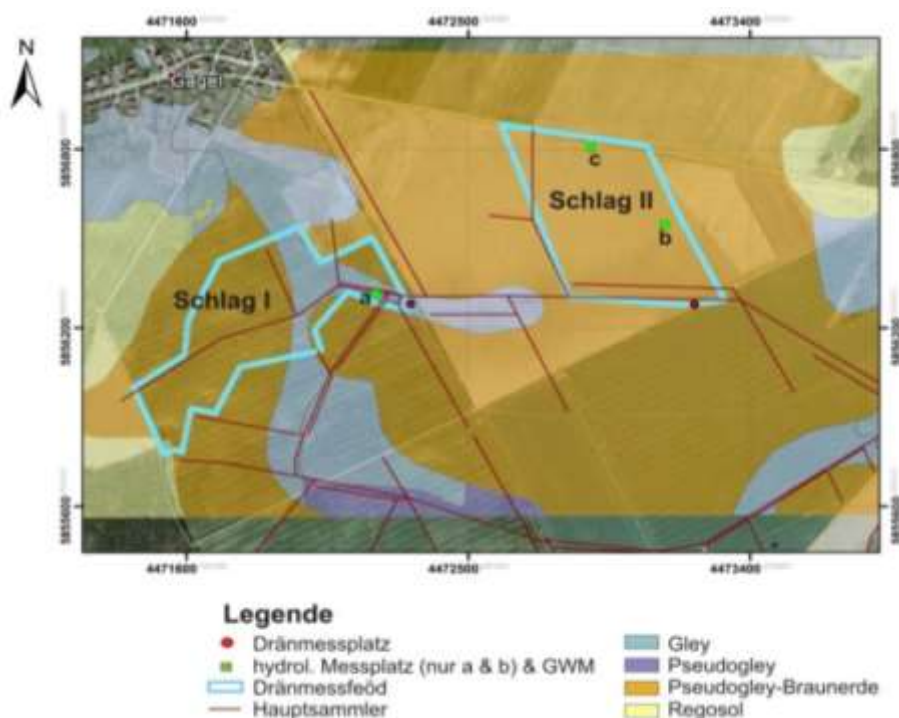


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet Lückstedt.

Bei den Schlägen handelt es sich um zwei, durch quartäre Ablagerungen (Saale-Eiszeit) überprägte, gedränte Flächen. Bereits in den 1970ern wurde aufgrund der geringen Durchlässigkeit des Gebietes eine systematische Dränung installiert. Die Sauger (PVC-Rohre, Durchmesser 63-110 mm) befinden sich zwischen 0.8 und 1 m unter Flur. Sie sind parallel mit einem Abstand von 10 m zueinander angeordnet und münden in die in Abbildung 1 dargestellten Hauptsammler. Im Zuge der Versuchsanlage erfolgte die Applikation von 30 m³ Rindergülle pro Hektar (2,7 kg Nt/ t OS). Auf Schlag I (52 ha) wurde dazu das Gülle-Strip-Till-Verfahren mit Nitrifikationsinhibitor umgesetzt (3 l/ha PIADIN-1 H-1,2,4 Triazol + 3-Methylpyrazol, SKWP,

Deutschland). Die kombinierte Bodenbearbeitung und Gülle-Injektion mit Hilfe des Schlitzgerätes X-Till der Firma Vogelsang wurde nur in der späteren Saatreihe auf 25 cm unter Flur durchgeführt. Auf Schlag II (81 ha) wurde eine ganzflächige flache Bodenbearbeitung (6-8 cm tief) und Gülleapplikation mit Nitrifikationsinhibitor (3 l/ha PIADIN) mittels Scheibenegge realisiert. Die Maisaussaat auf beiden Schlägen erfolgte am 17.04.2014 in Einzelkornsaat. Dabei wurde eine Bestandsdichte von acht Maispflanzen pro m² realisiert. Im Mai 2014 wurde auf beiden Schlägen mit 70 kg N ha⁻¹ mineralisch nachgedüngt (KAS-Kalkammonsalpeter). Die Maisernte erfolgte auf Schlag II am 22.09.2014, auf Schlag I etwa zwei Wochen später. Nach dem Stoppelumbruch wurde Winterweizen auf beiden Schlägen ausgebracht (200 kg ha⁻¹). Eine mineralische Düngung im März 2015 mit 70 kg N ha⁻¹ (Ammoniumsulfatsalpeter - ASS), im April 2015 mit 57 kg N ha⁻¹ (KAS) und im Mai 2015 mit 57 kg N ha⁻¹ (KAS) folgte.

Messtechnik und Beobachtungszeitraum

Im Februar 2014 wurden zusätzlich zur bereits vorhandenen Messtechnik hinsichtlich der Erfassung des flächen- und schlagspezifischen Dränabflusses (jeweils an den Hauptsammlern seit November 2011, vgl. Abbildung 1), Grundwassermesstellen (voll verfilterte HDPE-Rohre, fünf Meter tief) und bodenhydrologische Messplätze installiert (Abbildung 1). Letztere dienen zur qualitativen Bewertung der Bodenlösung in drei verschiedenen Tiefen. Neben Bodenfeuchte-sonden (TDR-Messprinzip, Firma UGT) in 35, 60 und 85 cm Tiefe (zwei Wiederholungen je Horizont) wurden auch Saugkerzen (drei Wiederholungen je Horizont, Firma UGT) zur Entnahme von Bodenlösung installiert. Daraus resultierend wurden neben dem Dränwasser auch Bodenlösung und Grund-/ Stauwasser als potentielle Transportpfade zur integrativen Bewertung der Nitrat-Dynamik beobachtet. Ab Mai 2014 wurde außerdem der Niederschlag durch eine direkt an den Schlägen installierte Wetterstation erfasst.

Der Messzeitraum umfasst zwei komplette hydrologische Jahre (HY - Zeitraum von November bis Oktober). Das HY 2014 (1. November 2013 bis 31. Oktober 2014) ist dabei das Hauptversuchsjahr, während Messungen in HY 2015 (1. November 2014-31. Oktober 2015) aufgrund der gleichen Bewirtschaftung beider Schläge zur Bewertung und Interpretation von Nacheffekten der jeweiligen Verfahren dient. Die Messung der täglichen, flächenspezifischen Dränabflussmenge und die Analyse der darin enthaltenen Nitrat (NO₃-N)-Konzentration erlaubte die Bestimmung der ausgetragenen NO₃-N-Frachten. Durch die zusätzliche Messung von N_{min} in 30, 60 und 90 cm Tiefe sowie NO₃-N in Bodenlösung in 35, 60 und 85 cm Tiefe und im Grund-

und Stauwasser konnte nicht nur der N-Austrag sondern auch die N-Dynamik der Schläge nachvollzogen werden. Des Weiteren wurde der Grund- und Stauwasserstand aller zwei Wochen gemessen, während der tiefenspezifische Verlauf der Bodenfeuchte beider Schläge mit einer täglichen Auflösung erfasst wurde.

Bodenphysikalische Untersuchungen

Die Auswertung von Bodenkarten und Geologischen Karten des Landesamtes für Geologie und Bergbau Sachsen-Anhalt (LAGB) sowie eigens durchgeführte Feldarbeiten zeigten, dass beide Praxisschläge verschiedene Lithologien im Untergrund aufwiesen (Tabelle 1, vgl. Abbildung 1). Diese Heterogenität ist typisch für Quartär überprägte Landschaften, zu denen auch das Bearbeitungsgebiet zählt.

Tabelle 1: Analyzierte bodenphysikalische Parameter von Schlag I und II.

z (cm)	Sand %	Schluff %	Ton %	BD g cm ⁻³	n Vol%	$\theta_{pF1.8}$ Vol%	$\theta_{pF2.5}$ Vol%	$\theta_{pF3.0}$ Vol%	$\theta_{pF4.2}$ Vol%	K_s cm d ⁻¹
Schlag I										
0-20 L1	47.3	46.4	6.3	1.4	47.0	27.2	21.5	18.9	6.9	79.6
10-30 L2	53.5	39.0	7.5	1.5	40.9	25.8	18.6	17.9	6.3	56.6
30-75 L3	59.0	34.3	6.7	1.7	34.3	26.0	20.4	17.2	7.3	15.5
75-100 L6	48.3	34.7	17.1	1.8	32.6	27.1	22.5	20.8	11.9	4.8
100-125 L5	64.9	30.6	4.5	1.6	34.1	34.4	19.6	19.2	3.8	20.3
Schlag II										
0-25 L1	48.5	45.9	5.6	1.6	35.9	25.5	19.8	17.6	6.1	30.7
25-55 L3	52.9	41.0	6.1	1.7	34.2	23.9	18.3	16.0	7.6	16.3
55-75 L6	54.9	34.5	10.6	1.7	33.8	28.6	26.4	24.9	17.7	5.8
75-100 L6	46.0	39.9	14.1	1.8	32.2	28.1	26.1	24.6	24.6	8.9
100-125 L4	37.8	44.7	17.5	1.8	31.1	28.1	25.2	23.3	16.1	4.9
Kombination der Schläge										
Layer 1	47.9	46.2	5.9	1.5	41.4	26.4	20.65	18.3	6.5	55.2
Layer 2	53.5	39	7.5	1.5	40.9	25.8	18.6	17.9	6.3	56.6
Layer 3	55.9	37.7	6.4	1.7	34.3	24.9	19.4	16.6	7.4	15.9
Layer 4	43	39.7	17.3	1.8	31.9	27.6	23.9	22.1	14	4.9
Layer 5	64.9	30.6	4.5	1.6	34.1	34.4	19.6	19.2	3.8	20.3
Layer 6	50.4	37.2	12.4	1.8	33	28.3	26.3	24.8	21.1	7.3

z-Tiefe; BD-Trockendichte; n-Gesamtporenvolumen; $\theta_{pF1.8/2.5/3.0/4.2}$ -Wassergehalt bei den pF-Stufen 1.8; 2.5; 3.0; 4.2; K_s -gesättigte, hydraulische Durchlässigkeit.

Durchgeführte Stechzylinderprobenahmen in acht Tiefen (0-6 cm, 16-22 cm, 24-30 cm, 32-38 cm, 42-48 cm, 60-68 cm, 80-86 cm, 110-116 cm Tiefe) und anschließende Laboruntersuchungen zeigten, dass je Schlag fünf verschiedene Materialschichten (Layer) unterschieden werden sollten. Auf Schlag II ist der Untergrund sehr homogen, wobei die hydraulische Durchlässigkeit K_s mit zunehmender Tiefe aufgrund des ansteigenden Tongehaltes und der höheren Lagerungsdichte abnimmt (vgl. Tabelle 1). Geschiebedecksand liegt hierbei über Geschiebelehm, wodurch dieses Areal stauwasserbeeinflusst ist. Ein signifikanter Unterschied zwischen den Schlägen war, dass auf Schlag I ab ca. 80 cm Tiefe partiell eine sehr sandige Schicht auftritt, welche hier als Grundwasserleiter fungiert und von einer kompakten, lehmigen und nahezu undurchlässigen Schicht überlagert wird (gespanntes Grundwasser). Somit ist weder der Bodenwasserhaushalt noch daraus resultierend die Stickstoffkinetik beider Feldstandorte vergleichbar. Es fiel während der Feldarbeiten und Probenahmen außerdem auf, dass auf Schlag I, vor allem nach Regenereignissen ein verstärkter Oberflächenabfluss sowie eine Bildung von Pfützen in morphologischen Senken auf dem Schlag eintritt. Dies konnte auf Schlag II nicht nachvollzogen werden. Des Weiteren war sowohl der Dränauslass als auch das Dränwasser von Schlag I stark braun verfärbt. Auch dies konnte bei Schlag II nicht beobachtet werden.

Eine vergleichende Bewertung von landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsmaßnahmen ist somit nur auf Grundlage des Großversuches nicht möglich. Deshalb mussten zum einen die unterstützend durchgeführten Lysimeterexperimente und zum anderen numerische Simulationen mit der Software HYDRUS 2D herangezogen werden.

2.1.2. Lysimeterexperimente in Falkenberg (Altmark) – Gülle-Strip-Till

Lysimeterbeschreibung und Versuchsanlage

Die Lysimeterexperimente dienten zur Bewertung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung hinsichtlich Nitratausträge mit dem Sickerwasser und gasförmige N-Verluste.

Sie wurden an der Versuchstation des Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung -UFZ in Falkenberg (Wische) in der nördlichen Altmark, ca. 20 km östlich des Großversuches in Lückstedt angelegt. Dazu wurden einfache, nicht wägbare Gravitationslysimeter (Grundfläche 1 m², Tiefe 1,25 m) verwendet, welche bereits 1983 mit Bodenmaterial aus der Ortschaft Bretsch (5km östlich von Lückstedt) befüllt wurden (Meissner et al., 2010). Bodenphysikalische Daten des

Oberbodens (0-30 cm) und Unterbodens (30-100 cm) aus Godlinski et al. (2005) sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Dabei zeigt sich, dass das Material im Vergleich zum Untergrund des Großversuches einen höheren Sand und somit geringeren Schluffanteil aufweist, während Tongehalt, K_s und Lagerungsdichte vergleichbar sind.

Tabelle 2: Bodenphysikalische Parameter der Lysimeter nach Godlinski (2005).

z (cm)	Sand	Schluff	Ton	BD	n	$\theta_{pF1.8}$	$\theta_{pF2.5}$	$\theta_{pF3.0}$	$\theta_{pF4.2}$	K_s
	%	%	%	g cm ⁻³	Vol%	Vol%	Vol%	Vol%	Vol%	cm d ⁻¹
0-30	73.6	14.3	12.	1.5	31.9	27.2	15.3	8.0	5.9	75
30-100	75.2	17.4	7.4	1.8	32	18.7	11.6	6.6	4.7	19
100-125	Drainage layer									

z-Tiefe; BD-Trockendichte; n-Gesamtporenvolumen; $\theta_{pF1.8/2.5; 3.0; 4.2}$ -Wassergehalt bei den pF-Stufen 1.8; 2.5; 3.0; 4.2; K_s -gesättigte, hydraulische Durchlässigkeit.

Die Versuchsanlage erfolgte bereits im April 2013 (Mais), analog zum Hauptversuchsjahr 2014, um eventuelle Effekte unterschiedlicher Vorbewirtschaftungen zu minimieren. Es wurden die Varianten Gülle-Strip-Till (ST), Gülle-Strip-Till mit Nitrifikationsinhibitor PIADIN (ST+NI) sowie die ganzflächige Bearbeitung und Gülleapplikation (K) als Varianten mit je einer echten Wiederholung realisiert. Je Variante wurden drei Liter Gülle sowie 0.4 ml Piadin für die Variante ST+NI appliziert. Die Implementierung der Versuche 2014 erfolgte analog zum Praxisversuch Lückstedt. Bei der Variante K erfolgte das manuelle Umschlagen der Grasnarbe der kompletten Lysimeteroberfläche mit anschließender breitflächiger Verteilung der Gülle. Für die Varianten ST und ST+NI wurden manuell zwei Furchen mit einer Tiefe von 20 cm und einer Breite von 5 cm gezogen. Innerhalb dieser wurden drei Liter Gülle verteilt und bei der Variante ST+NI zusätzlich die 0.4 ml Piadin/m² dazu gegeben. Der Mais wurde am 17.04.2014 mit einer Bestandsdichte von acht Maispflanzen/m² ausgesät. Nach der Maisernte im September 2014 wurde äquivalent zum Großversuch in Lückstedt Winterweizen ausgesät und mineralischer Dünger in den zum Feldversuch äquivalenten Mengen appliziert. Es erfolgte eine kontinuierliche manuelle Beprobung und Analyse der anfallenden Sickerwässer sowie eine regelmäßige Bonitur der Pflanzen hinsichtlich Bodenbedeckung.

Daten zur Pflanzenentwicklung sowie registrierte meteorologische Daten an der Wetterstation des UFZ-Falkenberg wurden im weiteren Verlauf zur Modellierung der Praxisschläge I und II im speziellen zur Ermittlung der oberen Atmosphärischen Randbedingung und Wurzelwasseraufnahme, verwendet. Zur Gewährleistung einer vergleichbaren Meteorologie auf dem Versuchsstandort Lückstedt und am UFZ in Falkenberg wurde der registrierte Niederschlag an den Lysimetern nicht nur mit dem langjährigen Mittel dieser Wetterstation sondern auch mit dem registrierten Niederschlag an den Schlägen (ab Mai 2014) verglichen (Abbildung 2).

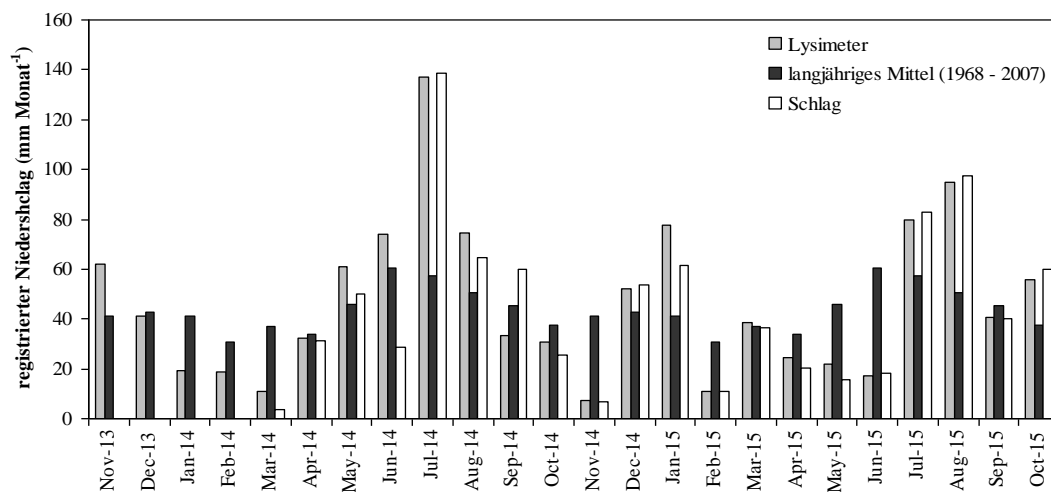


Abbildung 2: Monatlicher Niederschlag registriert an den Lysimetern und den Schlägen im Vergleich zum langjährigen Mittel.

Im Vergleich zum langjährigen Mittel (524.5 mm) war das HY 2015 mit 521.9 mm etwas zu trocken, während HY 2014 mit 595.6 mm deutlich zu nass war. Dieses Niederschlagsplus lässt sich durch Starkregenereignisse im Sommer 2014 erklären, wodurch der in Falkenberg registrierte Niederschlag im Vergleich zum langjährigen monatlichen Mittel ein Plus von 79.8 mm im Juli 2014 und 23.9 mm im August 2014 zeigte. Aus den weiteren, an der Wetterstation Falkenberg registrierten, meteorologischen Daten wie Nettostrahlung, Temperatur, Windgeschwindigkeit und relative Luftfeuchte wurde nach Allen et al. (1998) die potentielle Evapotranspiration (ETp) ermittelt. Diese musste für weitere Modellierungen in potentielle Evaporation (Ep) und Transpiration (Tp) aufgesplittet werden, da aus der Transpirationsrate die Wurzelwasseraufnahme nach Feddes (1978) als potential- und tiefenabhängiger Senkenterm innerhalb des bodenhydrologischen Modells HYDRUS bestimmt wurde. Die Aufteilung von ETp in Ep und Tp erfolgte nach Ritchie (1972) über die Ermittlung von Bodenbedeckungsgrad, Pflanzenhöhe und LAI der angebauten Kultur. Der maximale LAI für Mais wurde im Juni 2014, für

Winterweizen im Mai 2015 ermittelt. Die daraus ermittelte Ep für HY 2014 und 2015 betrug 348.7 mm, Tp und somit die potentielle Wurzelwasseraufnahme 358.5 mm.

2.1.3. Modellierungen als Kombination aus Lysimeter- und Feldversuchen

Der Einfluss der Bearbeitung auf dem jeweiligen Schlag wurde durch zweidimensionale Profilschnittkonstruktionen und numerische Simulationen mit der Software HYDRUS interpretiert. Die entsprechenden Ansätze zur Lösung der Richards-Gleichung (1) sind detailliert im HYDRUS Nutzerhandbuch beschrieben (Simunek et al. 2012).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[K \left(K_{ij}^A \frac{\partial h}{\partial x_j} + K_{iz}^A \right) \right] - S \quad (1)$$

mit θ volumetrischer Wassergehalt ($m^3 m^{-3}$), h Matrixpotential (m), S Senkenterm (Wurzelwasseraufnahme) (d^{-1}), z Tiefe (m), x_i ($i=1,2$) räumliche Koordinaten (m), t Zeit (d), K_{iz}^A Komponenten des Anisotropensors K^A (dimensionslos), und K ungesättigte hydraulische Durchlässigkeit ($m d^{-1}$).

Es wurden beide Schläge miteinander kombiniert und mittels Finiten-Elementen (Dreiecksvermaschung) räumlich diskretisiert. Der konzeptionelle Modellaufbau ist Abbildung 3 zu entnehmen, die entsprechenden kombinierten bodenphysikalischen Parameter aus Tabelle 1.

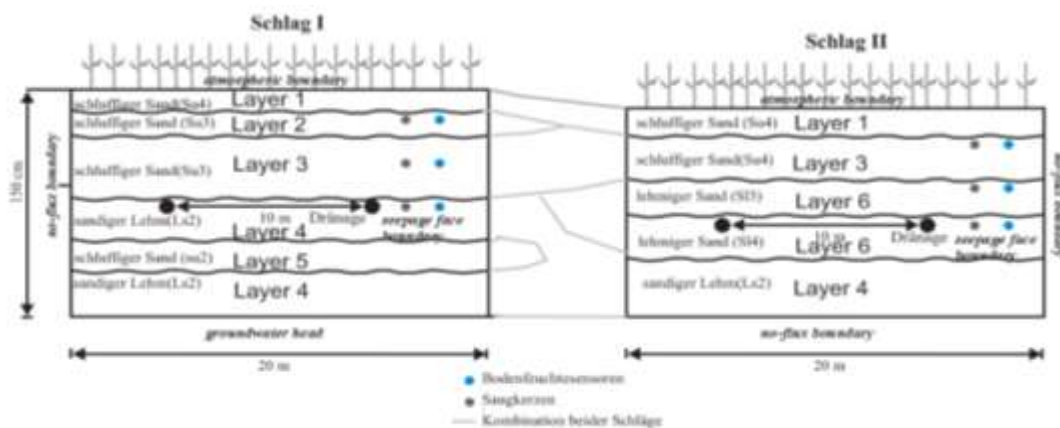


Abbildung 3: Konzeptioneller Modellaufbau.

Die äußeren Ränder sowie der untere Rand von Schlag II wurde aufgrund der geringen Durchlässigkeiten der Schichten als undurchlässig (no-flow-boundary) angenommen, während der

untere Rand von Schlag I durch den zweiwöchentlich gemessenen Grundwasserstand gesteuert wurde (groundwater head). Dränagen wurden als sog. seepage faces (Versickerungsflächen) implementiert, während der obere Rand des kompletten Modellraumes mittels atmospheric boundary (Atmosphärische Randbedingung) beschrieben wurde. Diese beschreibt den Fluss am oberen Modellrand und somit die Differenz aus Niederschlag und Evaporation. Die Transpiration und daraus resultierende Wurzelwasseraufnahme wurde durch die regelmäßige Pflanzenbonitur an den Lysimetern abgeleitet. Aus den ermittelten bodenphysikalischen Daten in Tabelle 1 wurden mit dem im HYDRUS integrierten Rosetta-Module basierend auf Korngrößenanalyse, Lagerungsdichte, Ks sowie Wassergehalt bei pF 2.5 und 4.2 die initialen ungesättigten pedo-hydrologischen Parameter nach van Genuchten (1980) bestimmt (Schaap et al. 2001; Simunek et al.2008). Diese wurden invers in HYDRUS kalibriert durch den Vergleich realer und modellierter täglicher Dränabflussmengen für den Zeitraum Dezember 2013 bis Februar 2014.

Tabelle 3: Initiale und kalibrierte Van Genuchten-Parameter.

	$Q_{r_{in}}$	$Q_{r_{cal}}$	$Q_{s_{in}}$	$Q_{s_{cal}}$	a_{in}	a_{cal}	n_{in}	n_{cal}	$K_{s_{in}}$	$K_{s_{cal}}$	l_{in}	l_{cal}
	(-)		(-)		(1 m ⁻¹)		(-)		(m day ⁻¹)		(-)	
<i>L1</i>	0.02	0.02	0.35	0.35	1.37	1.60	1.40	1.40	0.36	0.52	0.5	0.5
<i>L2</i>	0.02	0.09	0.35	0.43	2.05	1.00	1.37	1.23	0.37	0.01	0.5	0.5
<i>L3</i>	0.03	0.03	0.32	0.28	1.79	1.79	1.34	1.34	0.16	0.14	0.5	0.5
<i>L4</i>	0.04	0.06	0.32	0.39	2.21	3.89	1.25	1.25	0.04	0.04	0.5	0.5
<i>L5</i>	0.02	0.02	0.33	0.35	0.95	0.95	1.45	1.45	0.21	0.22	0.5	0.5
<i>L6</i>	0.08	0.05	0.33	0.30	4.95	3.00	1.27	1.23	0.05	0.07	0.5	0.5

L-layer; in- initiale Werte; cal-kalibrierte Werte; Q_r-residualer Wassergehalt; Q_s-gesättigter Wassergehalt; a; n-Parameter der soil water retention function; K_s-gesättigte hydraulische Durchlässigkeit; l-Tortuosität

Dabei zeigte sich, dass Layer 2, welcher nur den Oberboden von Schlag I charakterisiert mit einer Ks von 0.01 m day⁻¹ fast undurchlässig ist. Dadurch konnte sowohl der Oberflächenabfluss als auch die Pfützenbildung nach Regenereignissen auf diesem Areal im Gegensatz zu Schlag II beschrieben werden. Für den kompletten Modellierungszeitraum von zwei HY, welcher dem Beobachtungszeitraum entspricht, erfolgte die Modellvalidierung anhand des Vergleiches der monatlichen Dränabflussmengen sowie der realen und modellierten Verläufe der Bodenfeuchte auf den jeweiligen Schlägen in 35, 60 und 85 cm Tiefe. Zur Bewertung der Modellvalidierung wurden dabei die umfassend in Literatur diskutierten Gütekriterien NSE –

Nash-Sutcliffe Effizienz und RMSE – Root mean square error (Mittlerer, quadratischer Fehler zwischen gemessenen und modellierten Daten) verwendet (Legates & McCabe, 1999; Krause et al., 2005; Harmel & Smith, 2007; Moriasi et al., 2007).

2.1.4. Parzellenversuche – Gülle-Strip-Till

2.1.4.1. Versuchsjahr 2014 Lückstedt

Im Versuchsjahr 2014 wurde auf dem Schlag 1 (Abbildung 1) außerhalb des Dränmessfeldes ein Parzellenversuch mit einer Größe von ca. 3 ha eingerichtet. Dabei wurden fünf unterschiedliche Behandlungsvarianten (Tabelle 4) in vierfacher Wiederholung berücksichtigt, die randomisiert in die Versuchsblöcke gelegt wurden (Abbildung 4).

Tabelle 4: Versuchsvarianten im Parzellenversuch.

Var.	Erläuterung
0	Kontrolle ohne Gülle
1	Ganzflächige Gülleausbringung ohne NI
2	Gülle-Strip-Till mit NI
3	Gülle-Strip-Till ohne NI
4	Ganzflächige Gülleausbringung mit NI

NI: Nitrifikationsinhibitor PIADIN (Wirkstoffe: 1H-1,2,4-Triazol + 3-Mehylpyrazol)

Die Parzellen waren 12 m breit (entspricht 2 Arbeitsbreiten) und 20 m lang. Um jede Behandlungsvariante wurde ein Schutzstreifen von 12 m eingehalten, in dem keine Gülleausbringung erfolgte, um Einflüsse der Abdrift auf die Ammoniakmessungen zu vermeiden. Die Gülleausbringung auf den Parzellen erfolgte am 12.03.2014. Es wurden pro Hektar 30 m³ Rindergülle (2,7 kg t Nt OS) mit einem Holmer-Selbstfahrer Terra Variant mit 21 m³ Tankaufbau und Heckanbau einer 6 m-Catros-Scheibenegge (Varianten der ganzflächigen Ausbringung) beziehungsweise eines 6 m-Vogelsang-XTill S-Gerätes (Strip-Till-Varianten) ausgebracht.

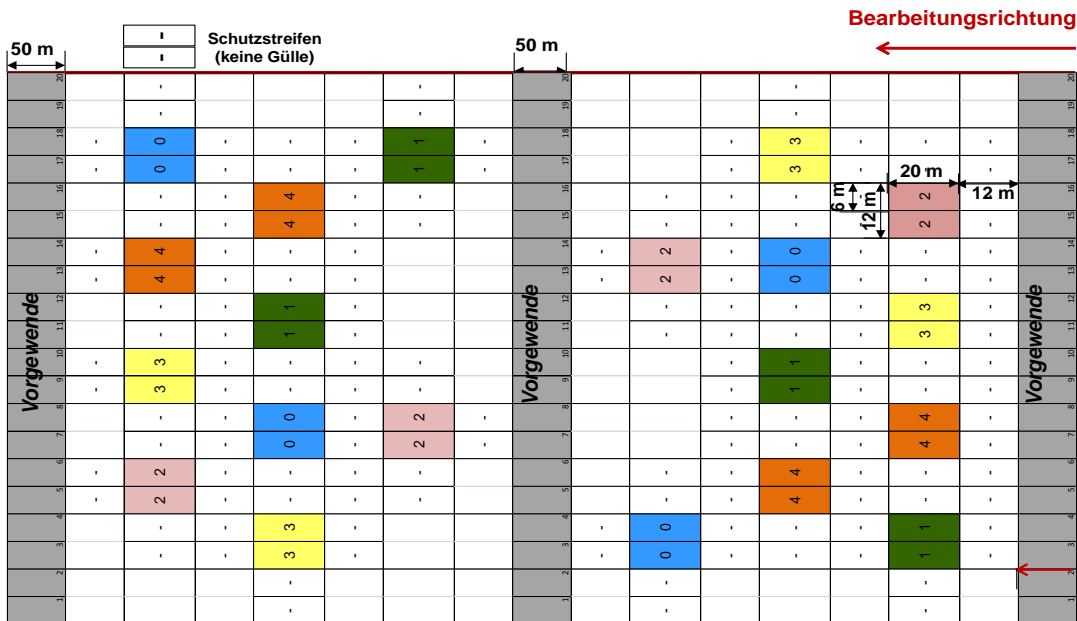


Abbildung 4: Versuchsanlage Parzellenversuch.

Die Düngerablage und Bearbeitungstiefe bei den Strip-Till-Varianten entsprach in etwa 25 cm. Bei den Varianten der ganzflächigen Gülleausbringung wurde der Boden flach bis in ca. 6-8 cm Tiefe bearbeitet. Die Gülle wurde sofort eingearbeitet. Bei den Varianten der Gülle-N-Stabilisierung wurde eine Aufwandmenge von 3 l/ha PIADIN (Fa. SKWP) eingesetzt. Die Maisaussaat auf den Parzellen erfolgte am 17.04.2014 in Einzelkornsaat (8 Pflanzen/m²). Anfang Mai (09.05.2014) wurde eine Nachdüngung mit einer Menge von 70 kg N/ha KAS auf allen Parzellen vorgenommen. Die Ernte der Maispflanzen wurde am 22.09.2014 mit Hilfe einer Parzellenerntetechnik (Fa. PIONEER) realisiert.

Folgende Parameter wurden im Parzellenversuch ermittelt:

Bodenphysikalische Parameter, Bodenfeuchte und –temperatur (0-30 cm), N_{min} (NO₃+NH₄)-Gehalte im Boden in 0-30 cm, 30-60 und 60-90 cm Tiefe, Wurzelwachstum, Trockenmasse(TM)-Erträge und N-Entzüge der Pflanzen (drei Erntetermine), NH₃-Emissionen

2.1.4.2. Versuchsjahr 2015 Kessebau, Quellendorf, Burgsdorf

Im Versuchsjahr 2015 wurden drei weitere Parzellenversuche in Sachsen-Anhalt an den Standorten Kessebau (3 km südwestlich von Lückstedt), Quellendorf und Burgsdorf angelegt (Tabelle 5).

Tabelle 5: Standorte Parzellenversuche 2015.

Standorte	Kossebau	Quellendorf	Burgsdorf
Lage	nördliche Altmark, LK Stendal	LK Anhalt-Bitterfeld	LK Mansfeld-Südharz
Klima¹	Temp.: 9,2 °C Nied.: 562 mm	Temp.: 9,7 °C Nied.: 533 mm	Temp.: 9,0 °C Nied.: 550 mm
Boden	Pseudogley-Braunerde (schwach bis mittel lehmiger Sand)	Salmtieflehm-Gley (lehmiger Sand)	Kolluvisol-Tschernosem (Lehm)
Düngung	30 m ³ /ha Rindergülle (3,3 % Nt), 09.04.2015	20 m ³ /ha Gärreste (6 % Nt), 18.04.2015	20 m ³ /ha Gärreste (4,6 % Nt), 01.04.2015
Technik	Holmer mit Gülletank, Kurzscheibenegge AMAZONE Catros bzw. Vogelsang XTill S	Holmer mit Gülletank, Kurzscheibenegge AMAZONE Catros bzw. KUHN Striger	Holmer mit Gülletank, Kurzscheibenegge AMAZONE Catros bzw. Vogelsang XTill S
NI	5 l/ha PIADIN (SKWP)	5 l/ha VIZURA (BASF)	5 l/ha PIADIN (SKWP)

¹: Langjähriges Mittel (1981-2010), NI: Nitrifikationsinhibitor



Abbildung 5: Gülle-Strip-Till (links) und ganzflächige Gülleausbringung (rechts) am Standort Lückstedt.

Analog zu 2014 wurden die in Tabelle 5 aufgeführten Versuchsvarianten auf die oben genannten Parameter in einer randomisierten Versuchsblockanlage mit vierfacher Wiederholung geprüft (Ausnahme Burgsdorf: hier keine Wiederholungen). Die technischen Details der Versuchsdurchführung sind aus Tabelle 5 ersichtlich. Die gasförmigen N-Verluste (NH₃ und N₂O) wurden nur am Standort Kossebau erfasst.

2.2. Standorte Sachsen

2.2.1. Standort Lüttewitz – Gülle-Strip-Till

Standortbeschreibung

Zur Prüfung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens im Vergleich zum Güllegrubber jeweils mit und ohne PIADIN-Einsatz in Bezug auf Stickstoff-Effizienz wurde eine Fläche der Genossenschaft Agrarland e.G. Lüttewitz ausgewählt. Die Agrargenossenschaft „Agrarland e.G. Lüttewitz“ liegt im Landkreis Mittelsachsen am Rande der Lommatzcher Pflege im Mittelsächsischen Hügelland und repräsentiert die Löss-Standorte. Der Boden, ein Löss-Braunstaugley zählt zu den mittelschweren Löss-Standorten mit vorwiegend sandigem Lehm mit einer Ackerzahl von 70. Der Standort gehört zum Mitteldeutschem Berg- und Hügellandklima, mit mäßig warmem Klima der unteren Lagen. Die mittlere Jahrestemperatur liegt bei 9°C mit mittleren Niederschlägen von ca. 650 mm. Mittlere Monatstemperaturen und Niederschläge als Summe in den Monaten im Versuchszeitraum der Jahre 2013/14 und 2014/15 sind in Abbildung 6 und 7 jeweils von Juli bis zum darauffolgenden Jahr im Oktober dargestellt.

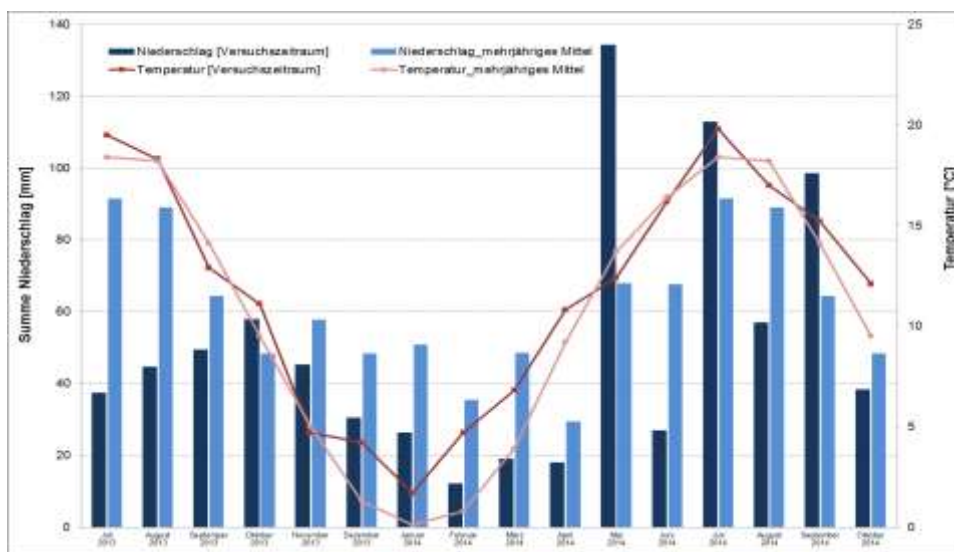


Abbildung 6: Mittlere Monatstemperatur und Niederschlagssummen, Lüttewitz 2013/14.

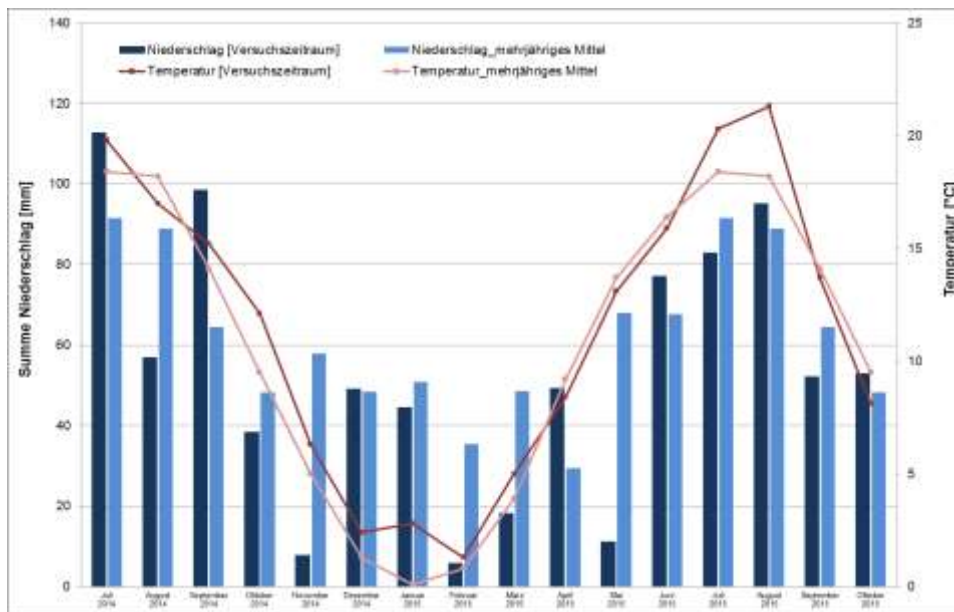


Abbildung 7: Mittlere Monatstemperatur und Niederschlagssummen, Lüttewitz 2014/15.

Das Jahr 2014 ist insgesamt extrem zu warm und zu trocken ausgefallen. Seit dem Beginn der regelmäßigen Temperaturmessungen 1881 ist es das wärmste Jahr in Deutschland gewesen. Nach der Ernte im Jahr 2013 fiel der darauffolgende Winter zu warm und zu trocken aus, so dass im Frühjahr die Bodenwasservorräte aufgebraucht waren. Das Frühjahr fiel ebenfalls zu warm aus, mit gehäuften Regenereignissen im Mai, was einer extremen Vorsommertrockenheit entgegengewirkt hat und die Bodenwasservorräte zum Teil auffüllte. In den Sommermonaten wurde es vor allem im Juli 2014 extrem warm. Zur Maiseernte im Oktober herrschten durchschnittliche Temperaturen und Niederschläge. Ebenfalls große Wärme wurde im Herbst 2014 nach der Ernte verzeichnet, hier besonders der November 2014. Größere Niederschlagsmengen, die lokal als Stark-Regenereignisse auftraten waren bezeichnend für den September 2014. Insgesamt lagen die Temperaturen im Jahr 2015 nicht ganz so warm wie im Vorjahr, reichten aber fast an die Werte heran. Der Temperaturverlauf in Lüttewitz lag im Jahr 2015 in den einzelnen Monaten nahe dem langjährigen Mittel (Abbildung 7). Ausgenommen davon waren die Sommermonate Juli und August, in denen eine außergewöhnlich heiße Phase vorherrschte. In den meisten Regionen Sachsens war das Jahr 2015 zu trocken. Dagegen lag auf dem Untersuchungsstandort in Mittelsachsen die Jahressumme des Niederschlags im langjährigen Mittel. Abbildung 8 zeigt, dass die Monate Februar und März zu geringe Niederschläge aufwiesen, so dass die Bodenwasservorräte sehr aufgebraucht wurden. Mit den einsetzenden Niederschlägen im April füllten sich diese teilweise auf, so dass die wenigen Niederschläge im Mai kompensiert

werden konnten. Ab Ende Mai entspannte sich mit den einsetzenden Niederschlägen die Situation.

Anbau der Zwischenfrüchte

Umgehend nach der Ernte des Winterweizens im Jahr 2013 und 2014 wurde die entsprechende Versuchsfläche mit dem Zwischenfruchtgemenge TerraLife Aquapro in Drilltechnik mit 25 kg/ha ausgesät. TerraLife Aquapro ist eine leguminosen- und kruziferenfreie Mischung der Deutschen Saatveredlung AG, bestehend aus folgenden Komponenten: Rauhafer (37 %), Phacelia (14 %), Buchweizen (12 %), Öllein (10 %), Sonnenblume (10 %), Sorghum (10 %), Ramtillkraut (5 %) und Saflor (2 %). In den Untersuchungsjahren 2013/14 und 2014/15 lief das Saatgut gleichmäßig und zügig auf, so dass sich bis zum Winter gute Zwischenfruchtbestände etablieren konnten, die dann über den Winter abfroren (Abbildung 8).

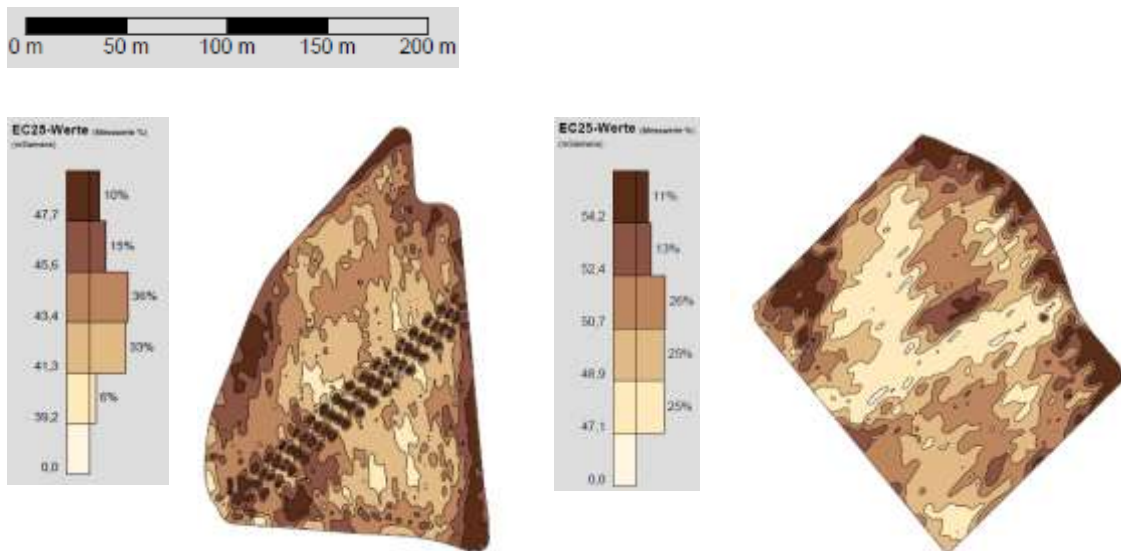
Winterweizenbestand August 2013	Zwischenfruchtbestand November 2013	Zwischenfruchtbestand Januar 2014_abgefroren
		

Abbildung 8: Feldbestand mit Winterweizen bzw. Zwischenfrüchten, Versuchsfläche in Lüttewitz 2013/14.

Leitfähigkeitsmessung mit EM 38

Jeweils im Frühjahr wurde die Versuchsfläche mit einem Bodenscanner- System EM38 (Firma GEONICS LIMITED, Ontario/Canada) von der Firma Agricon abgefahren, um die Bodenheterogenität zu erfassen. Methodisch gehört es zu den Zweispulenverfahren. In einer Sendespule wird ein magnetisches Wechselfeld erzeugt, welches sich im Untergrund ausbreitet und dort einen schwachen Wechselstrom erzeugt. Dieser generiert ein sekundäres magnetisches Wechselfeld, welches an der Empfangsspule registriert wird. Die Werte werden in Milli Siemens pro Meter [mS/m] gemessen und als scheinbare elektrische Leitfähigkeiten (ECa) oder als Leitfähigkeit des Bodens angesehen. Die Leitfähigkeit des EM38 wird als Summenparameter ermittelt und ist für den gesamten Wurzelraum repräsentativ. Die Leitfähigkeitsmessung wurde auf

den Versuchsflächen jeweils vor deren Anlage durchgeführt, um Unterschiede bzw. Störungen des Bodens zu detektieren. Anhand der Bodenkarten wurden die Versuche unter Berücksichtigung der Bodenheterogenität angelegt. Abbildung 9 zeigt die ermittelten Bodenscannerdaten der Versuchsfläche der Versuchsanlagen 2013/14 und 2014/15 in Lüttewitz.



Versuchsfläche 2013/14

Versuchsfläche 2014/15

Abbildung 9: Karte der Leitfähigkeitsmessungen mit EM38 [mS/m], Versuchsfläche der Agrarland e.G. Lüttewitz, (Projektion Gauß-Krüger).

Die Versuchsfläche des ersten Untersuchungsjahres zeigte Bodenunterschiede nicht natürlichen Ursprungs. Bei der Planung der Versuchsanlage mussten diese Zonen aus den Beprobungen herausgenommen werden.

Versuchsanlage in Lüttewitz

Die Anlage der Versuche erfolgte im Frühjahr 2014 und 2015 in den abgefrorenen Zwischenfruchtbestand. Angelegt wurden Langparzellen mit vier Wiederholungen in jedem Streifen (Abbildung 10).

	Standard	Strip Till_ Gülle		Standard	Strip Till_ Gärrest		Standard	Güllegrubber		Standard
	S1	ohne NI a3	mit NI a4	S2	ohne NI a5	mit NI a6	S3	ohne NI a1	mit NI a2	S4
Rand										
r4										
r3										
r2										
r1										
Rand										
	12m	12m	12m	12m	12m	12m	12m	15m	15m	12m

Abbildung 10: Versuchsanlage, Parzellenversuch in Lüttewitz, 2013/14.

NI: Nitrifikationsinhibitor (PIADIN¹); ¹ Wirkstoffe: 1H-1,2,4-Triazol + Methylpyrazol Fa. SKW Piesteritz GmbH

Die Anlage der Versuche erfolgte in den Varianten der Streifenbearbeitung mit einem Kuhn Striger (Abbildung 11).



Abbildung 11: Streifenbearbeitung mit Kuhn Striger, Lüttewitz 2014.

Tabelle 6 zeigt die Inhaltsstoffe der verwendeten Gülle/Gärreste der Versuchsanlagen 2014/2015.

Tabelle 6: Untersuchungsergebnisse von eingesetzter Gülle bzw. Gärrest

Jahr		pH	TS-Gehalt	N _{ges}	NH ₄ -N	P _{ges}	K _{ges}	S _{ges}
		%			kg/m ³ in der FM			
2014	Gülle	7,6	8,1	3,60	1,90	1,57	3,87	-
	Gärrest	7,7	6,1	4,24	2,28	0,70	3,46	0,43
2015	Gülle			3,30	1,50			
	Gärrest	8,0	5,9	4,21	2,35	0,62	3,74	0,39

In Tabelle 7 dargestellt ist die Berechnungsgrundlage für die ausgebrachten Mengen an Gülle/Gärrest in den entsprechenden Varianten für den Standort Lüttewitz aus den Jahren 2014/15.

Tabelle 7: Bedarfsberechnung der Ausbringmenge von Rindergülle bzw. Gärrest bei Silomais

		2014		2015	
		Rindergülle	Gärrest aus Rindergülle	Rindergülle	Gärrest aus Rindergülle
N-Sollwert	kg/ha	180		180	
N _{min} -Gehalt	kg/ha	-33		-18	
N-Nachlieferung aus org. Düngung		-20		-20	
N-Nachlieferung aus ZF	kg/ha	-30		-30	
N-Düngungsbedarf	kg/ha	=97		=112	
Berechnung der org. Düngung		N-Düngebedarf/N _{ges.} /0,7 (MDÄ =70%)			
Ausbringmenge	m³/ha	40	35	40	30

In der Variante Rindergülle wurden im ersten Anlagejahr 40 m³ mit 76 kg NH₄-N/ha 18 cm tief in den Boden als Band abgelegt. Im zweiten Anlagejahr wurden ebenfalls 40 m³ Gülle ausgebracht mit 60 kg NH₄-N/ha. Bei den Varianten Gärrest aus Rindergülle wurden 35 m³ mit 79 kg NH₄-N/ha ausgebracht (1. Anlagejahr) und 30 m³ mit 70 kg NH₄-N/ha im 2. Anlagejahr. In einer weiteren Variante erfolgte die Ausbringung der Rindergülle betriebsüblich mit dem Güllegrubber. Die Standardvarianten erhielten keine organische Gabe, sie wurden nur mineralisch gedüngt. Diese erhielten 35 kg N als Unterfußdüngung zur Aussaat und 85 kg N (1. Anlagejahr) bzw. 100 kg N (2. Anlagejahr) als Kalkammonsalpeter (KAS) zu einem späteren Termin. Zur Stabilisierung des in Streifen ausgebrachten Ammonium-N im flüssigen Wirtschaftsdünger kam ein Nitrifikationsinhibitor zum Einsatz. Zur Anwendung kam hierbei PIADIN (Wirkstoffe: 1H-1,2,4-Triazol + Methylpyrazol Fa. SKW Piesteritz GmbH). Je Kubikmeter Gülle wurden 0,15 Liter Piadin zugesetzt, was bei 40 m³ Gülle 6 Liter Piadin je Hektar entspricht. Bei Gärrest wurden 0,2 Liter Piadin zugesetzt. Das entspricht bei 35 m³ ebenfalls 6 Liter Piadin je Hektar. Die Streifenbearbeitung erfolgte auf einer Tiefe von ca. 20-25 cm mit einer Ablagetiefe des Gülle- bzw. Gärrestbandes von ca. 18 cm (Abbildung 12).



Abbildung 12: Ablagetiefe des Güllebandes, Lüttewitz 2014.

Die Daten zur Bewirtschaftung der Versuchsfläche aus dem Jahr 2014 und 2015 sind der Tabelle 8 zu entnehmen.

Tabelle 8: Bearbeitungstermine der Versuchsfläche, 2014 und 2015

	1.Versuchsjahr	2.Versuchsjahr
Streifenbearbeitung	26.03.2014	14.04.2015
ganzfl. Gülle/Güllegrubber	26.03.2014	14.04.2015
Maislegen und Unterfußdüngung	12.04.2014	21.04.2015
mineral. Düngung der Standardvariante (KAS)	28.04.2014	27.04.2015
Maisernte	08.10.2014	12.10.2015

Für Streifenbearbeitung und Maislegen wurde GPS-Technik genutzt, um spurgenaues Fahren und exakte Aufzeichnung der Fahrspuren zu gewährleisten. Die Ernte des Silomaises erfolgte mit Parzellentechnik der Versuchsstation Nossen. Nach der Ernte wurde auf dem Schlag Winterweizen angebaut.



Abbildung 13: Maislegen, Lüttewitz 2014.

2.2.2. Injektionsversuche in Forchheim, Baruth, Nossen und Pommritz

Das CULTAN-Verfahren (Controlled Uptake Long Term Ammonium Nutrition) wurde von Professor Karl Sommer entwickelt (Felgentreu 2003). Dabei wird Flüssigdünger in Form von Ammonium konzentriert als stark phytotoxisches Depot in den Boden, in Wurzelnähe der Kulturpflanzen injiziert. Ammonium stellt im CULTAN-Depot eine stabile N-Quelle im Boden dar, welche durch Niederschläge nicht ausgewaschen oder in tiefere Bodenschichten verlagert werden kann. Die lokale Konzentration von Ammonium im Depot, welche für Mikroorganismen toxisch wirkt, verhindert mikrobielle Umsetzungsprozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation. Entsprechend ihres N-Bedarfs nehmen die Pflanzen während der gesamten Vegetationszeit über die Wurzelspitzen das Ammonium auf. Dabei umwachsen die Pflanzenwurzeln das Depot und verbrauchen es im Laufe der Vegetationszeit von außen nach innen. Im Injektionsverfahren erfolgt praxisüblich meist eine einmalige zusammengefasste Düngergabe im Frühjahr.

Das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie führt seit 2006 auf seinen Versuchsstationen Exaktversuche zur Injektionsdüngung durch.

Die Injektionsversuche im Rahmen des von der DBU geförderten Projektes wurden im Jahr 2013/14 und 2014/15 auf den Versuchsstandorten des LfULG durchgeführt. Ziel dieser Untersuchungen ist es, die Stickstoffeffizienz der N-Injektion im CULTAN-Verfahren zu prüfen, die Ökonomie des Verfahrens dem herkömmlichen Verfahren gegenüber zu stellen sowie die Stabilität der Depots zu untersuchen. Die ausgewählten Standorte repräsentieren bodenklimatisch unterschiedliche Regionen, welche in Tabelle 9 näher beschrieben sind.

Tabelle 9. Standortbeschreibung der Versuchsstandorte mit Injektionsversuchen.

Parameter	Versuchsstandort			
	Forchheim	Baruth	Nossen	Pommritz
Landkreis	Erzgebirgs- kreis	Bautzen	Meißen	Bautzen
Höhe über NN	565 m	151 m	255 m	230 m
Niederschlag langj. klimat. Mittelwert 1981-2010	831 mm	568 mm	664 mm	656 mm
Temperatur langj. klimat. Mittelwert 1981-2010	6,8 °C	9,6 °C	9,4 C	9,3 °C
Standorttyp	V 8a	D 4c	Lö 4b	Lö 4
Bodenart	sandiger Lehm	anlehmiger Sand	Lehm	Lehm-sandi- ger Lehm
Ackerzahl	33	30	65	61

Die Versuchsstandorte Baruth und Pommritz liegen im Landkreis Bautzen und sind durch mäßig trockenes, mäßig warmes Binnenlandklima beeinflusst. Der Standort Pommritz verfügt über einen tiefgründigen Löß-Lehm. Die Niederschlagssumme beträgt 656 mm im langjährigen klimatischen Mittel. Die Niederschlagsmenge auf dem anlehmigen Sandstandort in Baruth beträgt 568 mm. Forchheim im Erzgebirge ist geprägt durch ein feucht-kühles Klima der mittleren Berglagen. Der Gneis-Verwitterungsstandort mit der Bodenart sandiger Lehm liegt im Mittel bei 831 mm Niederschlag. Die Flächen der Versuchsstation Nossen im Landkreis Mittelsachsen verfügen über Lehmböden und einer Niederschlagssumme von 664 mm.

N-Düngung landwirtschaftlicher Kulturen im CULTAN-Verfahren

Geprüft wurden unterschiedliche N-Aufwandmengen und N-Applikationen sowie Termine auch mit einer Herbst-N-Gabe als zusätzliche oder vorgezogene N-Gabe hinsichtlich Ertrag und Qualität von Winterweizen, Wintergerste und Winterraps (Tabelle 10). Die Verbesserung der N-Effizienz als Beitrag zur Einhaltung der rechtlichen Vorgaben der Wasser-Rahmen-Richtlinie (WRRL) und zur Senkung von Bilanzüberschüssen stand dabei im Fokus der Untersuchungen.

Tabelle 10: Versuchsanlagen zur Injektion, 2014/2015

Versuchs-Nr.	Standort	Fruchtart	Erntejahr
B61	Baruth	Wintergerste	2014; 2015
B61	Forchheim, Baruth, Pommritz	Winterweizen	
B64	Forchheim, Baruth, Pommritz	Winterraps	

Die Anlage der Feldversuche erfolgte als lateinisches Rechteck mit vier Wiederholungen. Als Düngelösung in der Injektionsvariante wurde Domamon® L 26 mit 20 % Gesamtstickstoff (6 % Ammoniumstickstoff und 14 % Harnstoff) und 6 % Schwefel in sofort verfügbarer Sulfatform eingesetzt. Ausgebracht wurde die Düngung mit einer Parzelleninjektionsmaschine mit einer Arbeitsbreite von drei Metern (Abbildung 14), welche ein konzentriertes Punktdepot mit Nadelinjektionstechnik durch Sternräder in 8 cm Bodentiefe realisiert.



Abbildung 14: Parzelleninjektionsgerät des LfULG.

Die Injektionsdüngung wurde mit einer gestreuten herkömmlichen Variante in drei Stickstoffgaben verglichen. Hier wurde Kalkammonsalpeter (KAS) als Stickstoffform verwendet und mit einem Parzellendüngerstreuer ausgebracht. Ebenfalls zur Anlage kamen verschiedene Mischformen aus Injektion und Streuvariante. Zusätzlich wurde in jedem Versuch eine Nullvariante angelegt, in der auf eine Stickstoffgabe verzichtet wurde. Die wendende Bodenbearbeitung und Aussaat wurden standortüblich ausgeführt. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wie Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden erfolgte auf jeder Versuchsfläche einheitlich nach Befalls-

richtwerten des integrierten Pflanzenschutzes. Zur Vermeidung von Lager in den Getreidebeständen erfolgte im Bedarfsfall der Einsatz von Halmstabilisatoren. Termine und Aufwandmengen sind ebenfalls diesen Abbildungen zu entnehmen. Die Analytik der Boden- und Pflanzenproben wurde durch die Sächsische Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft in Nossen durchgeführt. Statistisch ausgewertet wurden die Versuchsergebnisse mit dem Programm SPSS bzw. DAVEP (Datenspeicher Versuchsergebnisse Pflanzenproduktion)

2.2.3. Lysimeterversuche am Standort Nossen, Sachsen

Auf der Lysimeteranlage des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie werden Versuche durchgeführt, welche Langzeiteffekte einer differenzierten Bodenbearbeitung (Direktsaat, Grubber, Pflug) auf Ertragsleistung und Nährstoffverlagerungen in tiefere Bodenschichten/ ins Sickerwasser abhängig von der Bodenart verfolgen. Im Rahmen des Projektes erfolgte die Stickstoffdüngung der Parzellen oberflächlich mit Kalkammonsalpeter und im Vergleich durch Injektion mit Domamon® L 26. In den Lysimeterversuchen werden neben den Erträgen die N-Austräge im Sickerwasser sowie die N-Entzüge der Pflanzen ermittelt.

Method

Die Anlage umfasst insgesamt 60 Lysimeter bestehend aus in den Boden eingelassenen Behältern aus Edelstahlblech mit Steigrohr, mit einer Abmessung von 1 m² Oberfläche und einer Tiefe von 1m (Abbildung 15).

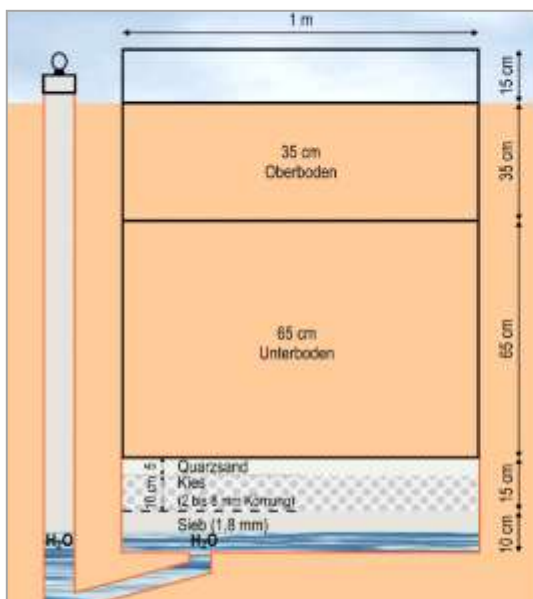


Abbildung 15: Schematische Darstellung eines Lysimeters; LfULG.

Zum Schutz vor Vogelfraß ist die Anlage mit einem engmaschigen Maschendraht eingehaust. Das Sickerwasser wird gravitativ über eine Filterstrecke aus Quarzsand und Kies gewonnen und wird am Boden der Behälter aufgefangen.

Über ein Steigrohr besteht die Möglichkeit, das angefallene Sickerwasser für eine Probenahme und Untersuchung abzupumpen.

Die Sickerwasserentnahme erfolgt zwei Mal jährlich, zu Vegetationsbeginn und am Ende der Vegetationsperiode. Die Lysimeter enthalten drei für Sachsen typische Ackerböden (Diluvialboden,

Lößboden und Verwitterungsboden). Die Eigenschaften der Böden sind der Tabelle 11 zu entnehmen.

Tabelle 11: Charakteristik der Lysimeterböden

	Sandboden	Lehmboden	Verwitterungsboden
Bodenform	Braunerde-Podsol	Löß-Braunstaugley	Hangsandlehm-Braunerde
Bodenart	Anlehmgiger Sand	Lehm	Sandiger Lehm
Bodenschätzung	ls 26	Lö 4b 65	36-50

Bewirtschaftung

Die pflanzenbaulichen Versuche auf der Lysimeteranlage wurden bis 2012 für 16 Jahre am Standort Leipzig durchgeführt. Im Jahr 2013 wurde die Lysimeteranlage an den Standort Nossen umgesetzt und in Betrieb genommen. Im Rahmen dieses Projektes erfolgte die Düngung der Lysimeter mineralisch mit Kalkammonsalpeter (KAS) bzw. Domamon® L 26 mit 20 % Gesamtstickstoff (6 % Ammoniumstickstoff und 14 % Harnstoff und 6 % Schwefel) in sofort verfügbarer Sulfatform. Für jede Bodenart (D, Lö, V) wurden drei Bodenbearbeitungsvarianten (ohne Bodenbearbeitung, Grubber, Pflug) mit zwei Düngevarianten (gestreut, Injektion) realisiert (Abbildung 16).

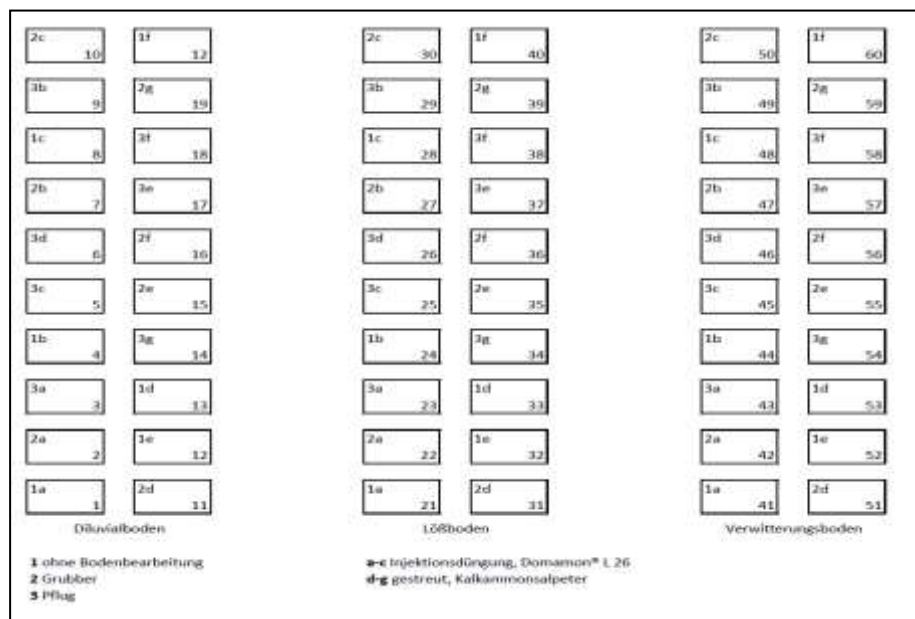


Abbildung 16: Anlagevarianten der Lysimeter im Untersuchungszeitraum; Nossen 2014-2015

Der Versuch ist als Blockanlage mit drei Wiederholungen pro Dünge­stufe für jede Bodenart angelegt. In jedem Anlagejahr wird eine Fruchtart angebaut. Die Fruchtfolge umfasst Silomais, Winterweizen und Wintergerste mit Zwischenfruchtanbau. Im Jahr 2013 wurde Silomais angebaut. Im ersten Untersuchungs­jahr 2014 stand Winterweizen auf den Lysimetern, im zweiten Untersuchungs­jahr Wintergerste. Nach der Ernte der Wintergerste wurde Ramtillkraut als Zwischenfrucht auf allen Lysimetern ausgebracht und im Jahr 2016 folgt wieder Silomais in der Fruchtfolge. Um den N-Entzug durch die Pflanzen zu erfassen, wurde zum Zeitpunkt der Ernte der Kornertrag sowie die N-Gehalte bestimmt. Für die Untersuchungen wurde die Summe der Messungen des Sickerwasseranfalls zu Vegetationsende und zu Vegetationsbeginn herangezogen. Im Sickerwasser wurde entsprechend die NO₃-Konzentration analysiert. Die Witterungsparameter wurden an der Wetterstation Nossen erfasst.

Witterung im Untersuchungszeitraum

Die langjährige Jahresmitteltemperatur (1981-2010) von Nossen (Sachsen) beträgt 9,3 °C und der mittlere Jahresniederschlag 700 mm (Wetterstation, LfULG). In Abbildung 17 sind die Monatsniederschläge und –mitteltemperaturen im Untersuchungszeitraum von September 2013 – Oktober 2015 dargestellt.

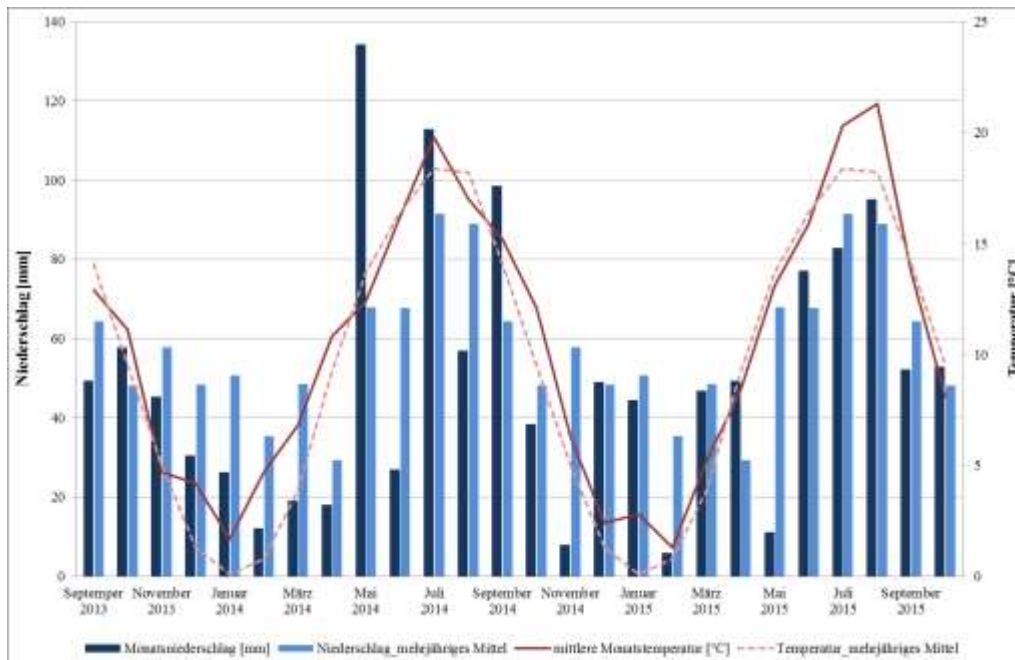


Abbildung 17: Mittlere Monatstemperaturen und Monatsniederschläge sowie langjährige Mittel der Station Nossen, 2013-2015.

In den Untersuchungsjahren 2014 (600 mm) und 2015 (626 mm) wurde deutlich weniger Niederschlag als im langjährigen Mittel gemessen. Mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 10,4 °C lagen die Temperaturen in den Jahren 2014 und 2015 deutlich über dem langjährigen Mittel.

2.4. Methodik zur Erfassung gasförmiger N-Verluste

2.4.1 Ammoniakmessung

Für die NH₃-Messungen im Feld wurde die Passivsammlermethode in Verbindung mit der Dräger-Tube-Methode (DTM) durchgeführt (Pacholski et al. 2006). Die Grundidee besteht in der Kombination von Passivsammlern auf allen Parzellen mit einer quantitativen Methode durch die Dräger Tubes, welche auf einem Block durchgeführt wurde. Diese Messungen erfolgten im Frühjahr 2014 in Lückstedt bzw. 2015 in Kossebau direkt nach der Düngung. Es wurden viermal (in Lückstedt) und dreimal (in Kossebau) über den Tag verteilt NH₃-Messungen vorgenommen. In Lückstedt wurden die Messungen bis zum fünften Tag bzw. in Kossebau bis zum vierten Tag nach der Düngung durchgeführt. Die Messungen erfolgten dabei kontinuierlich von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang. Beide Messverfahren, die DTM und das Wechseln der Passivsammler erfolgten zeitlich parallel (Pacholski et al. 2006). Durch Messungen auf den Kontrollparzellen, welche nicht gedüngt wurden und als Referenzfläche dienten, konnte die Hintergrundemission ermittelt werden, welche von den betrachteten Düngungsvarianten subtrahiert wurde. Das Messgerät X-ACT 5000 (Firma: Dräger, Kiel, Deutschland) fungierte als Pumpautomat. Dieses Messsystem bestand aus vier Bodenringen, die so im Feld positioniert waren, dass jeweils zwei Bodenkammern in die Strip-Till-Reihe und zwei Bodenkammern in die Reihenzwischenraum beziehungsweise jeweils zwei Bodenkammern über den Injektionslöcher und zwei Bodenkammern außerhalb der Injektionslöcher gestellt wurden. Mit den Daten der DTM wurde ein Transferquotient gewonnen, welcher die detektierten Verluste der Passivsammler in Absolutwerte (kg N ha⁻¹) überführt. Die Berechnung der NH₃-Verluste erfolgte gemäß Pacholski et al. (2006).

Die Passivsammler, welche mittig auf die Parzellen gestellt wurden, besaßen von der Unterkante des Passivsammlers bis zur Bodenoberfläche einen Abstand von 15 cm bei den Gülle-Strip-Till-Versuchen bis zum Boden beziehungsweise einen Abstand von 5 cm von der Unterkante des Passivsammlers bis zum Pflanzenbestand bei den Injektionsversuchen. Als Sorptionsmittel im Passivsammler diente 20 ml verdünnte Schwefelsäure in einer Konzentration von

0,05 M (Pacholski et al. 2006). Die Analyse der Passivsammlerdaten erfolgte mittels einer NH_4 Elektrode am Skalar San++ Continuous-Flow Analysator an der Georg-August-Universität in Göttingen.

Für die Berechnung der NH_3 -Verlustraten der Drägermethode wurden Umweltvariablen wie Lufttemperatur in 1 m Höhe, Luftdruck, Windgeschwindigkeit sowie Windrichtung in zwei Meter Höhe benötigt (Gericke et al. 2011). Zwischen den einzelnen Messungen wurde linear interpoliert und die Werte aufsummiert. Für die Berechnung des Emissionsfaktors für NH_3 wurde der kumulierte Endwert der NH_3 -Emission nach dem Messende durch den N-Gehalt, bezogen auf den Ammoniumanteil der Gülle bei den Gülle-Strip-Till-Versuchen beziehungsweise den ausgebrachten N-Gehalt beim Injektionsversuch, geteilt.

2.4.2. Lachgasmessung

Die N_2O -Messung in Falkenberg und in Kossebau erfolgte sowohl in der Maisreihe als auch in der Maiszwischenreihe. Die hierbei angewandte Methode war die Closed Chamber Methode (Hutchinson und Mosier 1981). Es handelt sich um ein konventionelles Verfahren, dass die N_2O -Flüsse von Boden zur Atmosphäre quantifiziert. Dabei wurde ein Bodenrahmen mit einer Breite von 26 cm und einer Länge von 71 cm auf die emissionsaktive Bodenoberfläche gestellt. Der Rahmen wurde vor Beginn der Messung 6 - 8 cm in den Boden eingebaut und verblieb dort bis zum Ende der Messungen. Während der Vegetation wurden zwischen Bodenrahmen und Messhaube Verlängerungen eingefügt, sodass die Pflanzengröße die Messung nicht beeinflusste. Um einen durchgängigen und repräsentativen Überblick über die N_2O -Emissionen zu erhalten, wurden kontinuierliche Emissionsmessungen über die gesamte Vegetationsperiode durchgeführt. Dabei wurden die Intervalle nach Düngapplikationen verkürzt. Nach zwei Wochen wurde auf allen Standorten einmal wöchentlich gemessen. Ab Juli wurde im Gülle-Strip-Till Versuch nur noch alle zwei Wochen gemessen, um die Pflanzen nicht zu schädigen. Im N-Injektionsversuch wurde kontinuierlich weiter gemessen. Zur Messung wurde der Rahmen mit einer Haube luftdicht verschlossen und die Gaskonzentration mittels 30 ml Spritze in vakuumierte LabcoExetainer manuell überführt. Die Messungen erfolgten nach 0, 20, 40 und 60 Minuten, wobei die Gasproben zwischen 9.00 und 12.00 Uhr entnommen wurden (Alves et al. 2012). Während der Gasprobenahme gewährleistete ein Ventilator in der Haube die Homogenisierung der Luft im Kammerinneren. Über die zeitliche Änderung der Gaskonzentrationen

innerhalb der Kammer und unter Verwendung der Kammerinnentemperatur, dem eingeschlossenen Volumen, dem Luftdruck sowie der abgedeckten Flächen des Bodens konnte der Boden-Atmosphäre-Austausch des N₂O errechnet werden. Die Proben wurden gaschromatographisch am GC 450 und am GC 456 der Firma Bruker analysiert. Die Flussraten während der gesamten Messperiode wurden über lineare Interpolation zwischen den einzelnen aufeinanderfolgenden Messtagen berechnet. Auf die Ermittlung des Emissionsfaktors, welcher sich ergibt sich aus dem Quotienten der kumulierten Menge an N₂O von Messbeginn bis zur Ernte und der Menge an ausgebrachtem Dünger (kg pro ha) für die Standorte wurde bewusst verzichtet. Aufgrund der sehr hohen Emissionsmenge im Gülle-Strip-Till Versuch 2014 und der negativen Emissionen in Nossen kann es so zu Fehlinterpretationen bzw. widersprüchlichen Aussagen kommen.

Weitere Parameter

Die Bodentemperatur wurde während der N₂O-Messung mit einem Thermometer (Testo, Deutschland) in 10 cm Bodentiefe gemessen. Für die parallel durchgeführte Messung der Bodenfeuchte wurde das Gerät WET Sensor type WET-2 (Delta-T Devices Ltd, United Kingdom) genutzt. Die Sonde wurde 6 cm tief in den Boden eingebracht. Mit Hilfe folgender Formel wurden die Daten der Bodenfeuchte (%) in die water filled pore space (WFPS) umgerechnet:

$$\text{WFPS} = w * \rho_d / (1 - (\rho_d/\rho_s)) , \text{ mit}$$

WFPS - water filled pore space [%], *w* - Wassergehalt [%], *ρ_d* - Rohdichte [g cm⁻³], *ρ_s* - Feststoffdichte [g cm⁻³]

Für die Feststoffdichte wurde ein Wert von 2,65 g cm⁻³ angenommen (Robertson und Groffman 2007). Über Wetterstationen nahe den Versuchsflächen wurden die Niederschlagsmengen, die Lufttemperatur und der Luftdruck während des Untersuchungszeitraums gemessen.

Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Statistikprogramm SAS 9.3 (2012) nach dem linear gemischten Modell („proc mixed“). Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde mit p ≤ 0,05 festgelegt. Mit dem Shapiro-Wilk-Test wurden die erhobenen Daten auf Normalverteilung geprüft. Es wurde unter anderem eine zweifaktorielle Varianzanalyse für die NH₃-Emission vorgenommen, um den Einfluss der Haupteffekte der Ausbringungsart und des Nitrifikationsinhibitor sowie deren Wechselwirkung zu prüfen. Bei der N₂O-Emission wurden ebenfalls die Haupteffekte der Ausbringungsart und der Position (Reihe bzw. Zwischenreihe) und deren Interaktion

zweifaktoriell geprüft. Für den Standort Nossen wurde ebenfalls eine zweifaktorielle Varianzanalyse bei der NH_3 -Emission, bezogen auf die zwei N-Teilgaben, durchgeführt. Durch den adjustierten Tukey Test ($p \leq 0,05$) wurde auf signifikante Unterschiede zwischen den Varianten geprüft. Für die Untersuchung der Abhängigkeit der N_2O -Flüsse von den Parametern WFPS, Bodentemperatur, Lufttemperatur und Niederschlag wurde eine Korrelationsanalyse nach Pearson durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Quantifizierung und Bewertung von N-Austrägen mit dem Dränabfluss und dem Sickerwasser

3.1.1. Überblick

Zur Bewertung der Nitratausträge und der dabei auftretenden Dynamik über den Dränpfad wurden differenzierte Untersuchungen und Modellierungsarbeiten vorgenommen. Aufgrund der heterogenen Bodeneigenschaften beider Schläge wurden nicht nur die im Feld erhobenen Daten sowie die Resultate aus den Lysimeterexperimenten vergleichend bewertet, sondern auch numerische Modellierungen durchgeführt. Nur durch diese Vorgehensweise war eine ergebnisoffene Bewertung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens möglich.

3.1.2. Begleitende Untersuchungen

Bestandsentwicklung und N-Entzug durch Pflanzen auf Schlag I und II sowie den Lysimetern

Untersuchungen zeigten, dass die Pflanzenentwicklung für Mais in 2014 als auch für Winterweizen in 2015 auf Schlag II (K) gegenüber Schlag I (ST+NI) optimiert war (Mais Schlag I / II: 17.8/ 21.4 t ha⁻¹; Winterweizen 5.4/6.6 t ha⁻¹). Durch die bessere Pflanzenentwicklung ist auch die N-Aufnahme auf Schlag II bei Mais mit 297.5 kgN ha⁻¹ fast 50 % höher als auf Schlag I mit 202.5 kgN ha⁻¹, und mit 163.7 kgN ha⁻¹ noch ca 26 % höher bezüglich Winterweizen (129.8 kgN ha⁻¹). Aufgrund der heterogenen Böden im Gebiet war der Einfluss des Verfahrens auf die unterschiedliche Ertragsentwicklung nicht interpretierbar. Deshalb wurden die Erträge und die N-Aufnahme durch die angebaute Kultur mit den Messergebnissen der Lysimeterexperimente verglichen. Mit umgerechnet 23 t ha⁻¹ zeigt die Lysimeter-Variante ST gegenüber ST+NI (29 t ha⁻¹) und K (28 t ha⁻¹) einen deutlich geringeren Trockenmasseertrag bezüglich Mais in 2014, während mit umgerechnet 7 t ha⁻¹ alle Varianten im Mittel den gleichen Kornertrag für Winterweizen in 2015 zeigen. Dadurch ist auch die N-Aufnahme für Weizen zwischen allen Varianten vergleichbar (ST/ ST+NI/K: 139.5/ 130.3/ 138.4 kgN ha⁻¹). Die N-Aufnahme durch Mais ist bei ST mit 111.2 kgN ha⁻¹ gegenüber ST+NI (177.4 kgN ha⁻¹) sowie K (180.5 kgN ha⁻¹), welche vergleichbar sind, ebenfalls deutlich reduziert.

Die Lysimeterexperimente zeigen, dass kein Unterschied hinsichtlich Ertragsbildung und N-Aufnahme zwischen ST+NI und K besteht. Somit würden die Unterschiede in Ertragsstruktur und N-Entzug auf den beiden Schlägen aus den unterschiedlichen Böden, wahrscheinlich jedoch nicht durch die verschiedenen Applikationsverfahren resultieren.

N_{min}-Untersuchungen und NO₃-N-Konzentrationen in Bodenlösung auf Schlag I und II

Vergleicht man die N_{min}-Gehalte (voranging NO₃-N und zum Teil NH₄-N) in 30, 60 und 90 cm Tiefe auf beiden Schlägen zeigt sich ein unterschiedlicher Trend (Abbildung 18 a und b).

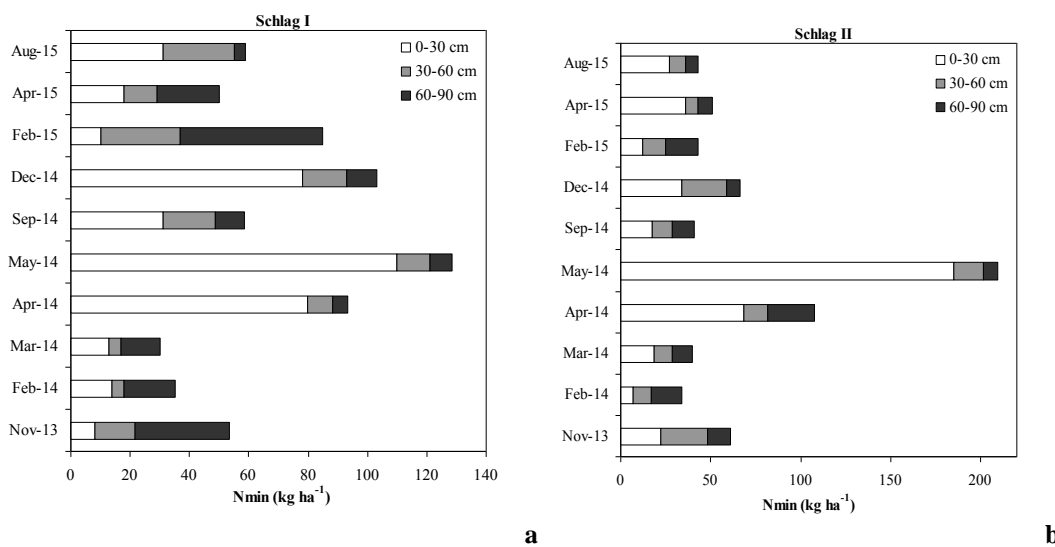


Abbildung 18: N_{min}-Untersuchungen in 30, 60 und 90 cm Tiefe von a) Schlag I und b) Schlag II.

Im hydrologischen Winter von November 2013 bis März 2014 (Vorlaufperiode) wird N_{min} auf Schlag I um 23 kgN ha⁻¹, auf Schlag II um 21 kg N ha⁻¹ reduziert. Nach der Versuchsanlage im März 2014 und anschließender Applikation von KAS im Mai 2014 wird der höchste N_{min}-Gehalt innerhalb des kompletten Beobachtungszeitraums festgestellt (129 kgN ha⁻¹ Schlag I; 209 kgN ha⁻¹ Schlag II), welcher auf Schlag I gegenüber Schlag II jedoch deutlich reduziert ist. Die höchsten Werte wurden dabei im Oberboden gemessen. Während der Vegetationszeit 2014 und der resultierenden N-Aufnahme durch die Maispflanzen nimmt der N_{min}-Gehalt bis September 2014 auf beiden Schlägen ab. Jedoch zeigt sich im Oberboden von Schlag I (ST+NI) eine deutliche N-Akkumulation bis Dezember 2014. Der N_{min}-Gehalt im Oberboden (0-30 cm) beträgt auf Schlag I 78 kgN ha⁻¹ und ist somit im Vergleich zu Schlag II zweimal höher. Messungen im Februar 2014 zeigen sehr hohe N_{min}-Gehalte in 60 und 90 cm Tiefe auf Schlag

I, wodurch hier eine N-Auswaschung geschlussfolgert werden kann. Auch dies lässt sich auf Schlag II nicht nachvollziehen.

Vergleichend zu den N_{min}-Untersuchungen wurde auch die Bodenlösung beider Schläge in 35, 60 und 85 cm tiefe hinsichtlich NO₃-N-Konzentration analysiert. Hierbei ist jedoch hervorzuheben, dass sich innerhalb eines Horizontes die gemessenen Nitratkonzentrationen (drei Wiederholungen je Horizont) sehr unterscheiden und somit äußerst kritisch zu bewerten sind (Abbildung 19 a, b).

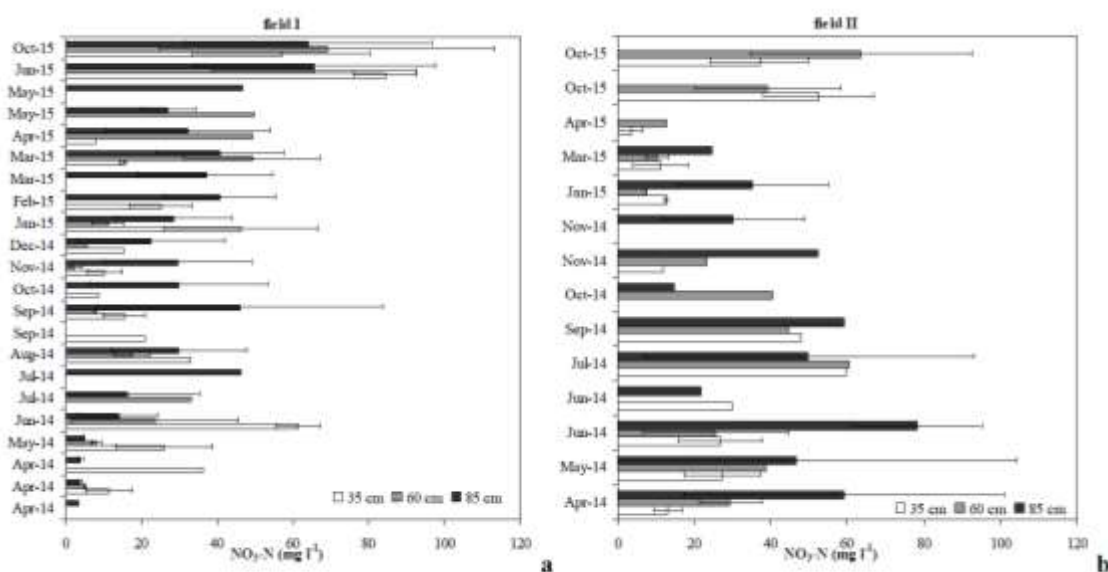


Abbildung 19: NO₃-N-Konzentrationen in 35, 60 und 85 cm Tiefe von a) Schlag I und b) Schlag II.

Die mittlere NO₃-N-Konzentration beider Schläge für den kompletten Beobachtungszeitraum ist jedoch vergleichbar. Sie beläuft sich für Schlag I auf 31.3 mg l⁻¹ in 35 cm, 34.3 mg l⁻¹ in 60 cm und 36.5 mg l⁻¹ in 85 cm Tiefe, während Schlag II 25.2 mg l⁻¹ in 35 cm, 27.5 mg l⁻¹ in 60 cm und einen erhöhten Wert von 44.2 mg l⁻¹ in 85 cm Tiefe zeigt. Auffällig war jedoch auch hier, dass im Januar 2015 die NO₃-N-Konzentration der Bodenlösung in 35 cm Tiefe auf Schlag I dreimal höher als auf Schlag II. Dies korrespondiert mit der angenommenen Nitratakkumulation welche bereits durch erhöhte N_{min}-Gehalte im Dezember 2014 geschlussfolgert werden konnte. In der Vegetationszeit 2015 war außerdem auffällig, das NO₃-N in 85 cm Tiefe von Schlag I höher als auf Schlag II war, was ebenfalls mit den registrierten N_{min}-Gehalten korreliert. Von Mai 2015 bis Oktober 2015 konnte aufgrund dessen, das kaum Sickerwasser anfiel

keine Bodenlösung auf Schlag II beprobt werden, wodurch hier eine Nitratauswaschung oder Verlagerung ausgeschlossen werden kann.

NO₃-N-Konzentration in Grund- und Stauwasser Schlag I und II

Die über den kompletten Beobachtungszeitraum gemittelte NO₃-N Konzentration des Grundwassers auf Schlag I war mit 1.1 mg l⁻¹ sehr gering und gegenüber dem Stauwasser von Schlag II mit 23.2 mg l⁻¹ deutlich reduziert (Abbildung 20). Es konnte im Grundwasser lediglich ein Konzentrationspeak im April 2015 mit 8.7 mg l⁻¹ nachgewiesen werden. Auf Schlag II wurde eine maximale NO₃-N-Konzentration im Stauwasser im Januar 2015 mit 54.6 mg l⁻¹ gemessen.

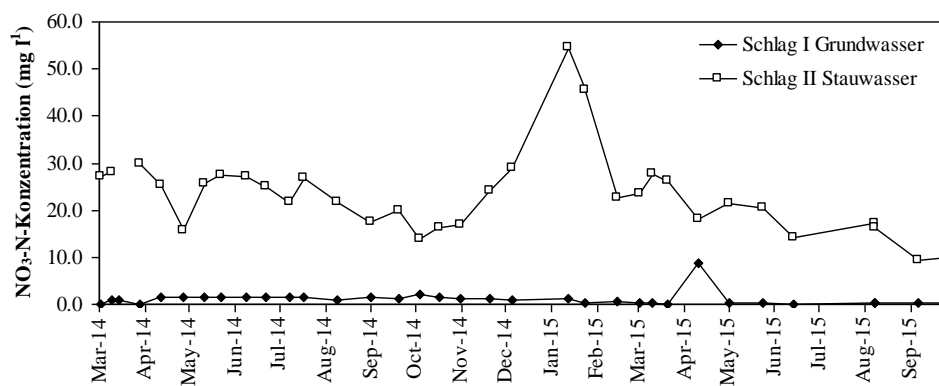


Abbildung 20: NO₃-N-Konzentrationen in Grund- und Stauwasser.

3.1.3. Ausgetragene Dränabflussmenge, NO₃-N-Konzentration und NO₃-N-Fracht

Für den kompletten Beobachtungszeitraum von zwei HY konnte festgestellt werden, dass von Schlag I nur 17.2 mm Wasser über Dränagen abgeführt wird, während von Schlag II 150.2 mm ausgetragen werden. Im Allgemeinen korreliert der Dränabfluss beider Schläge zu Regenereignissen. Aber während von Schlag II auch nach diesen Ereignissen kontinuierlich Dränwasser abgeführt wird, tendierte auf Schlag I für den größten Teil des Beobachtungszeitraumes die Abflussrate gegen Null (Abbildung 21 a, b).

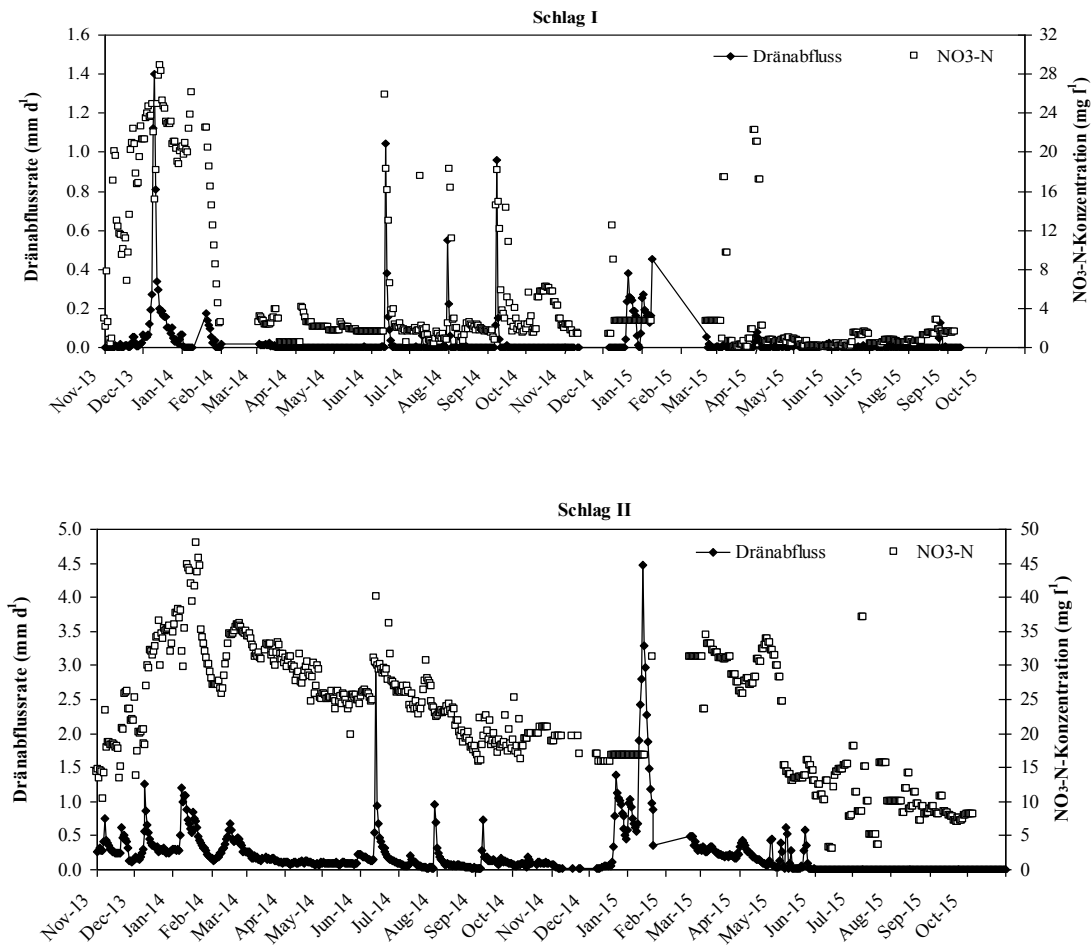


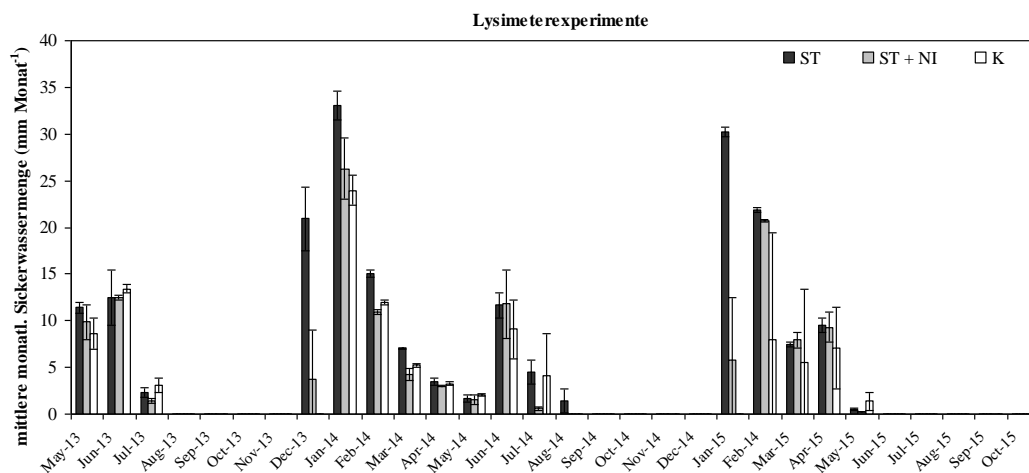
Abbildung 21: Tägliche Dränabflussmenge und NO₃-N-Konzentration im Dränabfluss von a) Schlag I und b) Schlag II.

In diesem Zuge konnte auch festgestellt werden, dass der Großteil des Niederschlages auf Schlag I, im Gegensatz zu Schlag II entweder durch Oberflächenabfluss abgeführt wird oder sich in Depressionen sammelt und nur sehr langsam versickert. Des Weiteren zeigte sich, dass zwischen Regenevent und Dränabflusspeak je nach Niederschlagsintensität eine Zeitspanne von einem bis vier Tagen lag. Nach Starkregenereignissen im Juni 2014 hingegen konnte auf Schlag I ein präferentieller Fluss nachgewiesen werden, da dort Abflusspeaks und Regenevent am selben Tag auftraten. Dies war auf Schlag II nicht der Fall. Während die im Dränabfluss gemessenen NO₃-N-Konzentrationen auf Schlag II mit 20.5 mg l⁻¹ im Mittel generell hoch waren, zeigten diese auf Schlag I nur einen Peak-weisen Anstieg. Dadurch konnte, gemittelt über den kompletten Beobachtungszeitraum eine Konzentration von nur 6.6 mg l⁻¹ berechnet wer-

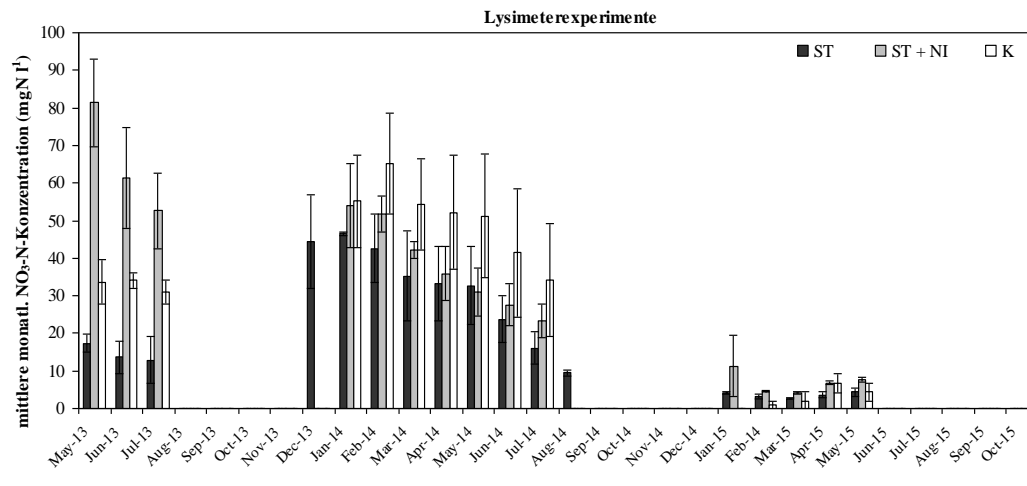
den. Konzentrationspeaks wurden im Dezember 2013 sowie am 11. Juni, 1. August, 8. September 2014 und 8. März und 1. April 2015 festgestellt werden. In der übrigen Zeit lag die Konzentration unter 5 mg l^{-1} . Auf Schlag II hingegen wurde die höchste Konzentration im Januar 2014 gemessen (52.9 mg l^{-1}), welche kontinuierlich bis zum Ende der Vegetationszeit auf 21 mg l^{-1} (Oktober 2014) sank. Ab Januar 2015 erreichte diese bis April 2015 einen konstanten Wert von 30 mg l^{-1} welche im Zuge der N-Aufnahme von Winterweizen bis auf einen Wert von 10 mg l^{-1} sank. Dadurch, dass der gesamte Dränabfluss von Schlag I für beide HY nur etwa 10 % vom Abfluss von Schlag II betrug ergibt sich, dass von Schlag I nur 2.5 kg N ha^{-1} über Dränagen ausgetragen wurden, von Schlag II hingegen $40.4 \text{ kg N ha}^{-1}$. Aufgrund höherer Niederschläge in 2014 ist der Austrag in 2014 höher im Vergleich zu HY 2015 (Schlag I/ Schlag II: 2014 – $11.9 / 81.4 \text{ mm}$; $2.3 / 23.8 \text{ kg N ha}^{-1}$; 2015: $5.2 / 68.8 \text{ mm}$, $0.17 / 16.6 \text{ kgN ha}^{-1}$). Des Weiteren konnte festgestellt werden, dass die Nmin-Abnahme von 21 kgN ha^{-1} auf Schlag II von November 2013-März 2013 mit der ausgetragenen N-Fracht über Dränagen (19 kgN ha^{-1}) recht gut korreliert. Jedoch wurden von Schlag I in diesem Zeitraum über Dränagen nur 1.8 kg N ha^{-1} abgeführt, während auch hier der Nmin-Gehalt um 23 kg N ha^{-1} reduziert wurde.

3.1.4. Ausgetragene Sickerwassermenge, $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht

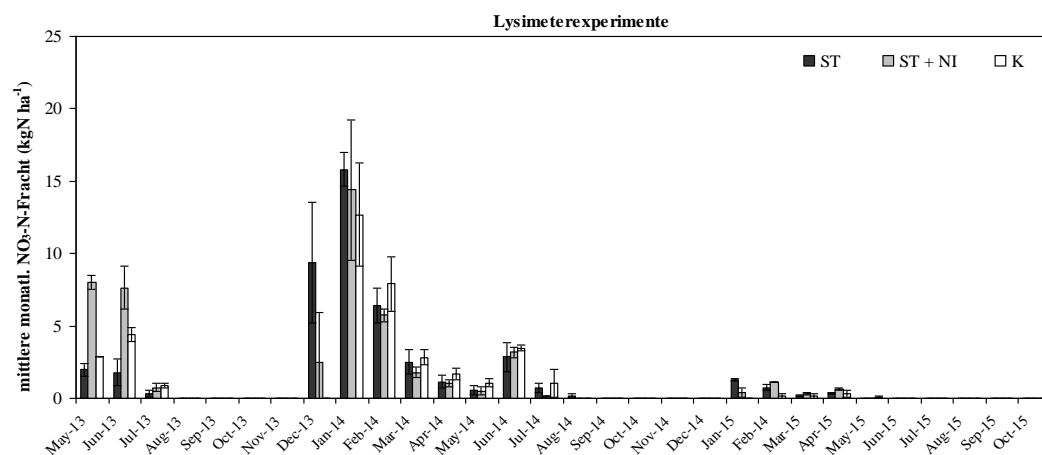
Im Gegensatz zu den Feldversuchen war bei den Lysimeterexperimenten auffällig, dass diese während der Vegetationsperiode trocken fielen (Abbildung 22 a).



a



b



c

Abbildung 22: Gegenüberstellung der Lysimetervarianten ST, ST+NI und K hinsichtlich a) mittlerer monatlicher Sickerwassermenge; mittlerer monatlicher $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser; c) mittlerer monatlicher $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht.

Dies ist jedoch ein generelles Problem bei der Verwendung von (Gravitations-)lysimetern, da diese über keine gesteuerte untere Randbedingung verfügen und somit vor allem in der Vegetationsperiode den kapillaren Aufstieg von Wasser aus tieferen Bodenschichten verhindern (Flury et al., 1999; Gee et al., 2009; Wegehenkel & Gerke, 2015).

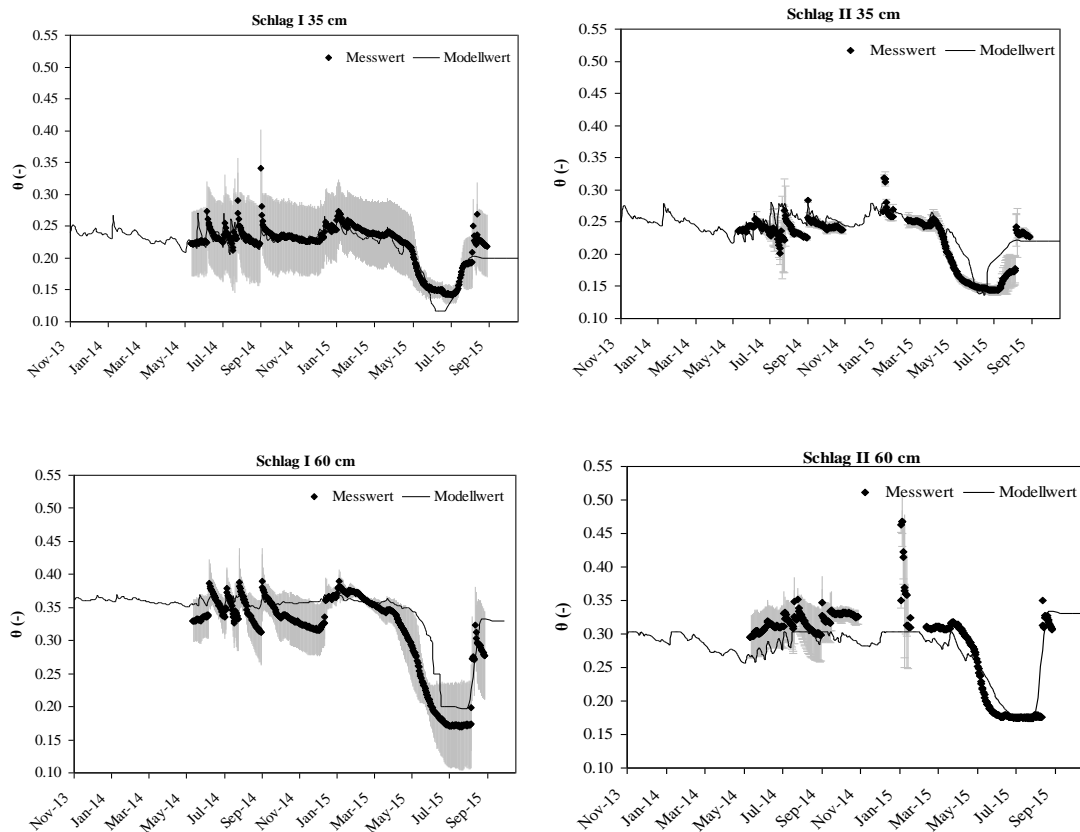
Innerhalb der Vorlaufperiode (Mai bis Oktober 2013) sind die mittleren Sickerwassermengen (Mittelwert aus den Wiederholungen in einer Variante) aller Lysimetervarianten vergleichbar mit 26.2 mm für ST, 23.7 mm für ST+NI und 25.1 mm für K. Im HY 2014 und 2015 ist diese jedoch bei ST mit 98.8 mm und 69.5 mm gegenüber ST+NI (62.1 mm und 43.8 mm) und K

(59.6 mm und 22.0 mm) deutlich erhöht. Es zeigt sich jedoch gleichermaßen, dass die Abflussmengen von ST in beiden Versuchsjahren vergleichbar zu den Dränabflussmengen zu Schlag II sind (2014: 81.4 mm; 2015: 68.8 mm).

Bei der mittleren monatlichen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration im Sickerwasser zeigt sich zunächst, dass die Variante ST+NI mit 32.5 mg l^{-1} in der Vorlaufperiode die höchsten $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen zeigt, gefolgt von K mit 16.5 mg l^{-1} und ST mit 7.3 mg l^{-1} (vgl. Abbildung 16 b). Wie in Abb. 16 b ersichtlich sind die Konzentrationen im Hauptversuchsjahr HY 2014 jedoch miteinander vergleichbar und belaufen sich im Mittel auf 23.7 mg l^{-1} bei ST, 22.2 mg l^{-1} bei ST+NI und 29.5 mg l^{-1} unter K. Im HY 2015 sind alle mittleren Konzentrationen mit Werten von 1.5, 2.9 und 1.2 mg l^{-1} unter ST, ST+NI und K als sehr gering einzuschätzen. Auch diese Resultate zeigen, dass die ermittelten Konzentrationen von Lysimetern und Schlag II (20.5 mg l^{-1}) sehr gut übereinstimmen. Für das HY 2014 (Hauptversuchsjahr) wurde dabei im Dränabfluss eine Konzentration von 30 mg l^{-1} ermittelt, welche mit der Lysimetervariante K übereinstimmt. Auch wenn die $\text{NO}_3\text{-N}$ Konzentrationen unter ST im Vergleich zu K geringer, und mit ST+NI vergleichbar sind, zeigt diese Variante aufgrund der hohen Sickerwassermengen gemäß Abbildung 16 c die höchsten ausgetragenen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Frachten. Diese beträgt für das HY 2014 unter ST $39.5 \text{ kg N ha}^{-1}$ wohingegen ST+NI mit $29.3 \text{ kg N ha}^{-1}$ und K mit $30.7 \text{ kg N ha}^{-1}$ vergleichbar sind. Mit $23.8 \text{ kg N ha}^{-1}$, welche in 2014 von Schlag II ausgetragen wurden lassen sich die Lysimeterergebnisse wieder gut mit diesem Schlag korrelieren. Gleichermäßen muss jedoch hervorgehoben werden, dass die Lysimeter aufgrund ihrer geringen Fläche von nur 1 m^2 nur Punktdaten liefern und somit äußerst kritisch bewertet werden müssen. Dahingehend konnte im Zuge der Untersuchungen festgestellt werden, dass durch Starkregenereignisse im Sommer 2014 eine Art Regenschirmeffekt auf den Lysimetern eintrat. Die Blätter des angebauten Mais, der zu dieser Zeit einen maximalen Blattflächenindex hatte, ragten zum Teil über den Lysimeterrand, wodurch nur ein geringer Teil des Niederschlages die Oberfläche der Lysimeter traf. Durch den fehlenden Wägemechanismus der Lysimeter konnte somit nicht der tatsächliche Bestandsniederschlag ermittelt werden. Es ist jedoch schlüssig, dass die Variante ST aufgrund der schlechteren Ertragsentwicklung nicht nur eine geringere Wurzelwasseraufnahme, sondern auch einen verminderten Regenschirmeffekt zeigt. Somit könnten sich auch daraus erhöhte Sickerwassermengen ergeben.

3.1.5. Ergebnisse aus den Modellierungen

Aufbauend auf den meteorologischen Parametern, registriert an der Wetterstation Falkenberg, und den Pflanzenentwicklungsdaten, berechnet anhand der Lysimetermessungen, zeigte sich, dass die numerischen Simulationen welche beide Schläge in Kombination beschreiben, validiert werden konnten. Dabei war die atmosphärische Randbedingung und somit Niederschlag und Evaporation sowie die Wurzelwasseraufnahme auf beiden Schlägen gleich. Der Grundwasserflurabstand lag im Mittel bei einem Meter unter Flur und wurde als unterer Rand für Schlag I in den Modellraum implementiert. Der zeitliche und tiefenabhängige reale Verlauf der Bodenfeuchte von Schlag I und Schlag II konnte sehr gut durch die Modellierungen beschrieben werden (Abbildung 23).



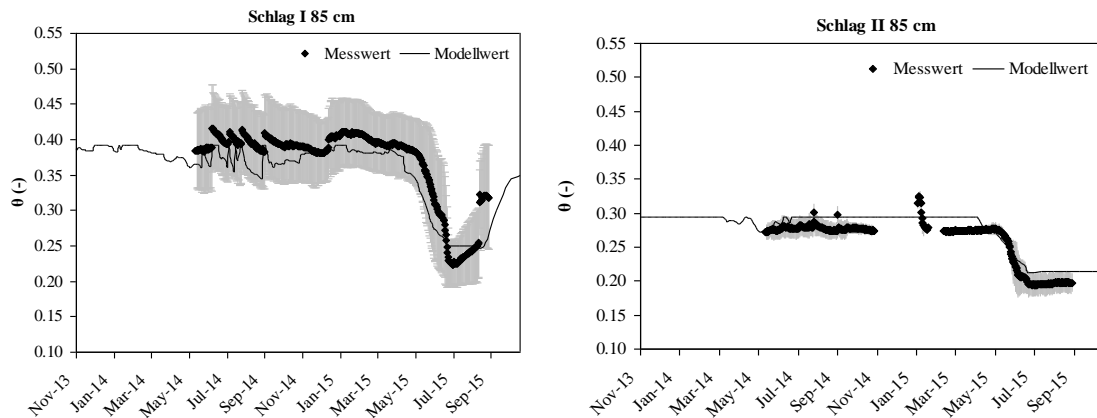


Abbildung 23: Reale und modellierte Bodenfeuchte in 35, 60 und 85 cm Tiefe von Schlag I und Schlag II.

Innerhalb Abbildung 23 ist auffällig, dass die registrierte Bodenfeuchte in ein und demselben Horizont von je zwei Sonden auf Schlag II vergleichbar ist, wodurch die Standardabweichung dieser Werte sehr gering ist. Auf Schlag I hingegen zeigen zwei Sonden im gleichen Horizont sehr unterschiedliche Bodenfeuchten, gekennzeichnet durch hohe Standardabweichungen. Während der mittlere Bodenfeuchtegehalt in 35 und 60 cm Tiefe von Schlag I und II vergleichbar sind ist der Untergrund von Schlag I ab 85 cm Tiefe z.T. gesättigt. Dies lässt sich durch die bereits beschriebenen gespannten Grundwasserverhältnisse und der Heterogenität, welche hier nicht nur vertikal sondern auch horizontal ausgeprägt ist, beschreiben. Im Zusammenhang damit zeigt auch die direkte Gegenüberstellung der monatlichen realen (Summe aus Schlag I und Schlag II) und modellierten Dränabflussmengen innerhalb von Regressionsanalysen die gute Modellanpassung (Abbildung 24).

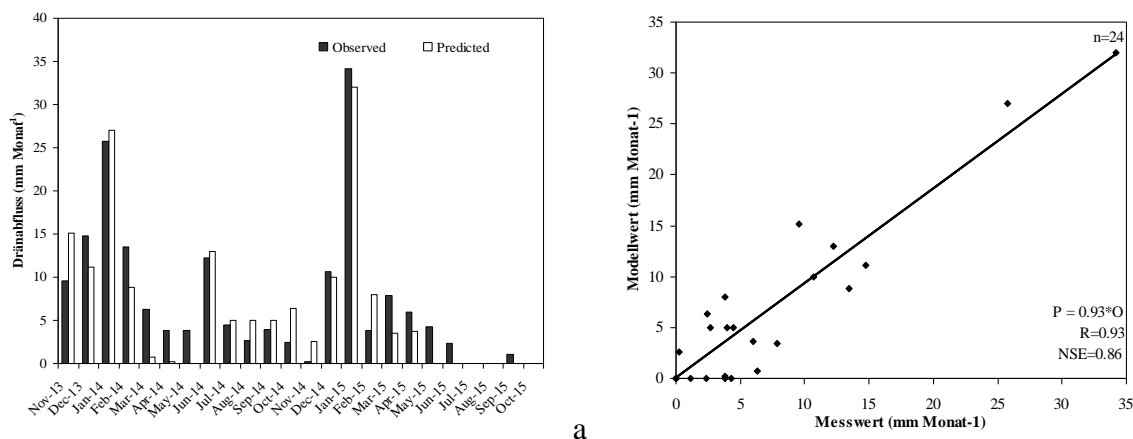


Abbildung 24: a) Reale und modellierte monatliche Dränabflussmengen, b) Regressionsanalysen zwischen den realen und modellierten Dränabflussmengen.

Die insgesamt von beiden Schlägen über zwei HY ausgetragenen 167.3 mm konnten mit 170 mm durch das Modell beschrieben werden. Ein Anstieg der Regressionsgeraden von 0.93, ein Korrelationskoeffizient von 0.93 und ein NSE von 0.86 verdeutlichen die gute Modellanpassung, obwohl die Inputparameter zur Simulation nur aus den Lysimetermessungen resultieren. Aufbauend auf diesen Ergebnissen wurde ein Particle-Tracking aufgebaut. Dabei wurde angenommen, dass eine nicht reaktive, konservative Komponente (Nitrat) nur mit dem Wasser transportiert wird. Zum Modellierungsbeginn wurde am oberen Rand 100% dieser Substanz angenommen. Die in Abbildung 25 zusammengefassten Ergebnisse für das HY 2014 verdeutlichen, dass aufgrund des erhöhten Oberflächenabflusses grundsätzlich auf Schlag I geringere Konzentrationen im Vergleich zu Schlag II auftreten. Die sprunghafte Konzentrationsabnahme auf Schlag I von Bodenlösung zu Grund- und Dränwasser kann dadurch jedoch nicht beschrieben werden, wodurch hier ein erhöhtes Denitrifikationspotential, welches in den Simulationen nicht berechnet wurde, im Gegensatz zu Schlag II geschlussfolgert werden kann.

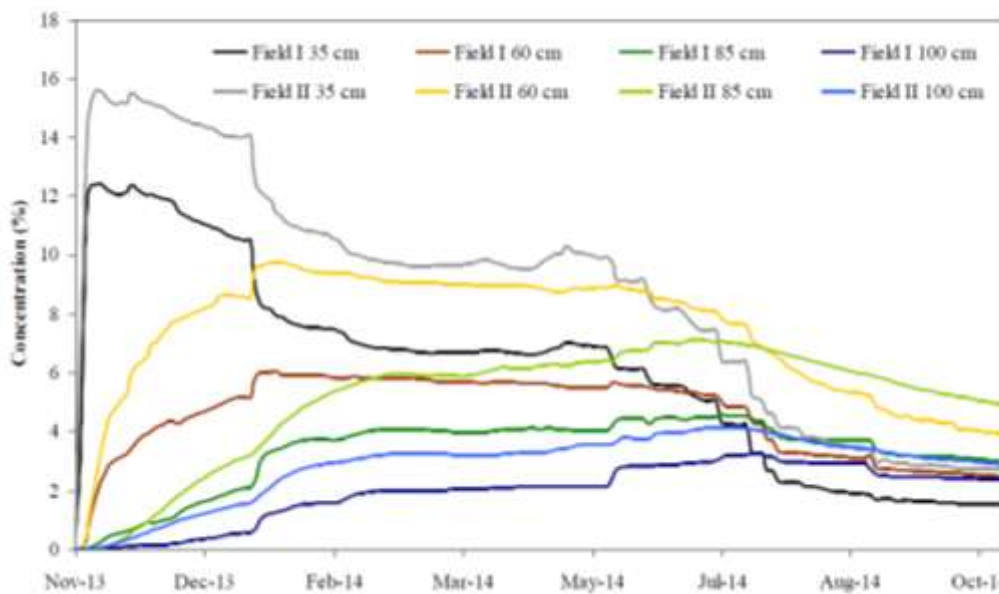


Abbildung 25: Particle tracking innerhalb der numerischen Simulationen.

3.1.6. Diskussion und Fazit

Die Kopplung von Feldexperimenten und Lysimeterexperimenten zeigte zunächst, dass Schlag II hinsichtlich seiner hydrologischen Situation gut durch die Lysimeter beschrieben werden konnte, während Schlag I aufgrund seiner heterogenen Bodenverhältnisse andere hydrologische

Rahmenbedingungen aufwies. In diesem Zusammenhang war es zwingend erforderlich, die variantenspezifischen Merkmale aus den Lysimetern heranzuziehen, um das Gülle-Strip-Till Verfahren im Vergleich zur ganzflächigen Gülleausbringung bewerten zu können.

Die Resultate der Lysimeterexperimente zeigten einen geringeren Maisertrag und somit eine reduzierte N-Aufnahme der Kultur unter ST im Vergleich zu ST+NI und K, welche vergleichbar waren. In Studien von Salem et al. (2015), Übelhör et al. (2014), Al-Kaisi & Licht (2004) und Vetsch & Randall (2002) wurde belegt, dass keine signifikante Beeinflussung des Ertrages in Abhängigkeit vom gewählten landwirtschaftlichen Verfahren auftreten. In diesem Zusammenhang muss nochmals darauf eingegangen werden, das einfache Lysimeter nur Punktdaten liefern und vorrangig für bodenhydrologische Aspekte, jedoch nicht zur Ermittlung von Ertragsstrukturen aufgrund genereller Rand- und Oaseneffekte verwendet werden sollten. Letztere traten innerhalb der Untersuchungen vor allem dann auf, wenn die angebaute Kultur (Mais) mit 2.8 m Maximalhöhe im Juni 2014 eine exponierte Stellung gegenüber dem Grasbewuchs zwischen den Lysimetern aufwies. Dies verstärkt mögliche Fehlerquellen (Bavel et al., 1973). Die unterschiedliche Ertragsentwicklung auf den Schlägen ergibt sich aus der in Tabelle 1 und 3 zusammengefassten unterschiedlichen Bodenphysik der Schläge. Es kann kein Zusammenhang zum landwirtschaftlichen Verfahren festgestellt werden. Vielmehr wird das Wachstum der Pflanzen durch die sehr geringe Durchlässigkeit von Layer 2 (Schlag I, vgl. Tabelle 1 und 3) gehindert. Ebenfalls anhand der Lysimeterstudien konnte festgestellt werden, dass die Variante ST im Hauptversuchsjahr 2014 mit $39.5 \text{ kg N ha}^{-1}$ die höchste ausgetragene N-Fracht aufweist, während ST+NI ($29.3 \text{ kg N ha}^{-1}$) und K ($30.7 \text{ kg N ha}^{-1}$) vergleichbar waren. Dies resultierte daraus, dass die Sickerwassermenge im HY 2014 mit 98.8 mm unter ST 40 % höher war als unter ST+NI oder K (im Mittel 60 mm). Somit war zwar mit 23.7 mg l^{-1} unter ST die registrierte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration geringer als unter K, jedoch wurde aufgrund der höheren abgeführten Sickerwassermenge mehr Nitrat ausgetragen. Dieser Effekt hängt gemäß Zimmermann (2003) damit zusammen, dass durch den Verzicht der Bodenbearbeitung innerhalb der Direktsaat ein erhöhter Anteil von vertikalen Makroporen auftritt (Regenwurmgänge), wodurch erhöhte Sickerwassermengen resultieren. Der Effekt geringerer Nitratkonzentrationen gegenüber konventioneller Bearbeitung wird dadurch negiert. Detailuntersuchungen zu Starkregenereignissen im Sommer 2014 zeigten jedoch eher eine Art Regenschirmeffekt als mögliche Ursache für unterschiedliche Sickerwassermengen. Aufgrund der planophilen Entwicklung von Mais ragten dessen Blätter über den Lysimeterrand, wodurch der Regen (in Kom-

bination mit Wind) an diesen abprallte und nicht zur Wasserbilanz der Lysimeter beitrug. Aufgrund der schlechteren Ertragsentwicklung unter ST kommt es zum einen zu einem weniger ausgeprägten Regenschirmeffekt, und zum anderen zu einer geringeren Wurzelwasseraufnahme im Vergleich zu K und ST+NI. Somit können erhöhte Sickerwassermengen unter ST eher damit als durch die Entwicklung vertikaler Makroporen erklärt werden. Andere Studien von Goss et al. (1993) oder Randall & Iragavarapu (1995) zeigten, dass zwischen Direktsaat und konventioneller Bodenbearbeitung keine signifikanten Unterschiede in den ausgetragenen Stickstofffrachten bestehen. Dies konnte durch den direkten Vergleich ST+NI und K ebenfalls nachgewiesen werden. Die Experimente auf den Versuchsschlägen hingegen zeigten, dass vor allem der Effekt der Bodenheterogenität einen Einfluss auf die Menge an ausgetragenen $\text{NO}_3\text{-N}$ hat und weniger die landwirtschaftliche Bewirtschaftung. Es ist ein bekanntes Problem, dass der Großteil diffuser Nitrateinträge in Grund- und Oberflächenwasser aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung resultiert. Auch dies war einer der wesentlichen Gründe, dass verschiedene Richtlinien wie die Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 oder die Nitratrichtlinie im Jahr 2006 erlassen wurden. Aber wie von Pen-Haro (2014) oder Reefsgard (2014) kritisch hervorgehoben wird, sind die Restriktionen für Landwirte innerhalb der Richtlinien gleich, unabhängig von den Untergrundverhältnissen und der geologischen/ hydrogeologischen Situation auf den bewirtschafteten Flächen. Die durchgeführten Simulationen verdeutlichten, dass der Untergrund beider Schläge deutliche Unterschiede aufweist. Da die Nitratdynamik nach Follet (2004) voranging durch die Hydrologie gesteuert wird, muss diese unbedingt in die Bewertung und Interpretation mit einbezogen werden. Somit hängt gemäß Warsta et al. (2013) die Quantifizierung des Stofftransportes direkt von der Quantifizierung des Dränabflusses ab. Zusätzlich zeigen die Ergebnisse in Übereinstimmung mit aktuellen Studien, dass nicht nur die Nitratdynamik, sondern auch die Nitratumwandlung durch den heterogenen Untergrund beeinflusst wird (Jury and Nielson 1989; Pärn et al. 2012; Filipovic et al. 2014). Auf Schlag II sind nicht nur die Konzentrationen von Nitrat im Stauwasser (23.2 mg l^{-1}) mit den Konzentrationen im Dränabfluss (20.5 mg l^{-1}) vergleichbar. Auch die mittlere (für beide HY) $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration der Bodenlösung in 35 cm, 60 cm und 85 cm korrelieren mit 25.2, 27.5 und 44 mg l^{-1} zu den erfassten Konzentrationen der anderen Kompartimente. Auch auf Schlag I sind die mittleren Konzentrationen in der Bodenlösung für diese drei Tiefen mit 31.3, 34.3 und 36.5 mg l^{-1} sehr hoch und vergleichbar zu Schlag II. Aber mit 6.6 mg l^{-1} im Dränabfluss und 1.1 mg l^{-1} im Grundwasser kann keine Korrelation zu diesen Werten festgestellt werden. Dies hängt damit zusammen, dass das Grundwasser durch die relativ undurchlässige Schicht Layer 2 geschützt wird. Das

abgeführte Dränwasser besteht somit vorrangig aus Grundwasser. Die Konzentration im Dränabfluss steigt nur nach Starkregenereignissen an, wenn ein Teil des mit Nitrat angereicherten Sickerwassers durch präferentielle Flüsse bis zu den Dränagen perkloriert. Auf Schlag II versickert das Wasser relativ schnell, wodurch eine Vergleichbarkeit der Konzentrationen in allen Kompartimenten besteht und kurze Verweilzeiten geschlussfolgert werden konnten. Hier besteht das Dränwasser aus dem perklorierten Sickerwasser, wodurch die Hydrologie von Schlag I mit der im Lysimeter vergleichbar war. Die beschriebenen Annahmen konnten auch durch die hydrologischen Modellierungen belegt werden. Nur aufbauend auf unterschiedlichen Lithologien ergab sich ein unterschiedlicher Bodenwasserhaushalt auf beiden Versuchsschlägen. Ein anderer wichtiger Aspekt, der die sprunghafte Abnahme der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentration auf Schlag I mit zunehmender Tiefe erklärt ist, dass das Wasser auf Schlag I gegenüber Schlag II eine längere Verweilzeit besitzt. Durch die erfasste und modellierte oberflächliche Versiegelung durch die kompakte Schicht Layer 2 kam es zu einer Bildung von Pfützen und zu einer sehr langsamen Versickerung des Wassers. Dies lässt ein erhöhtes Denitrifikationspotential schlussfolgern. Des Weiteren zeigte Schlag I während der Probenahme eine Eisenverockerung. In Kombination mit den sehr geringen $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen liegt eine Nitratreduktion mit einhergehender Pyritoxidation, welches ein typisches Mineral in quartären Sedimenten ist, nahe (Kölle et al. 1983; Ashok and Hait 2015). Auch die durchgeführten Simulationen mit einhergehendem Particle tracking verdeutlichen die Annahme einer erhöhten Denitrifikation auf Schlag I im Vergleich zu Schlag II (Abbildung 25). Aufgrund der fehlenden Implementierung des N-Abbaus in dem Modell konnte zwar eine generell geringere und mit zunehmender Tiefe abnehmende Nitratkonzentration auf Schlag I im Vergleich zu Schlag II modelliert werden, jedoch war es nicht möglich die sprunghafte $\text{NO}_3\text{-N}$ -Abnahme zu erklären. Die Untersuchungen, im speziellen die Lysimeterexperimente zeigten, dass das Gülle-Strip-Till-Verfahren in Kombination mit einem Nitrifikationsinhibitor vergleichbar zur ganzflächigen Gülleausbringung hinsichtlich Ertragsentwicklung und ausgetragener $\text{NO}_3\text{-N}$ -Fracht mit dem Sickerwasser ist. Gleichzeitig verdeutlichen die Ergebnisse eine zeitlich und vor allem räumlich angepasste Bewirtschaftung als Notwendigkeit zur Erreichung der in der Wasserrahmenrichtlinie erhobenen umweltpolitischen Zielstellungen (Robert 2002).

3.2. Quantifizierung und Interpretation von gasförmigen N-Verlusten

3.2.1. Ergebnisse der Messungen in Sachsen-Anhalt

Ammoniakemission in Lückstedt 2014

Im Jahr 2014 zeigten die vier betrachteten Varianten am Standort Lückstedt während der Messung einen ähnlichen Ammoniakemissionsverlauf (Abbildung 26). Bereits 21 Stunden nach der Applikation war die Abfolge der Varianten nach der Emissionsstärke erkennbar und blieb bis zum Ende der Messung gleich. Ab der 70. Stunde nach der Applikation bildeten sich die Unterschiede etwas stärker aus. Bei den Varianten der ganzflächigen Gülleausbringung zeigten sich die größten Emissionen, während die Gülle-Strip-Till Varianten tendenziell etwas geringer emittieren.

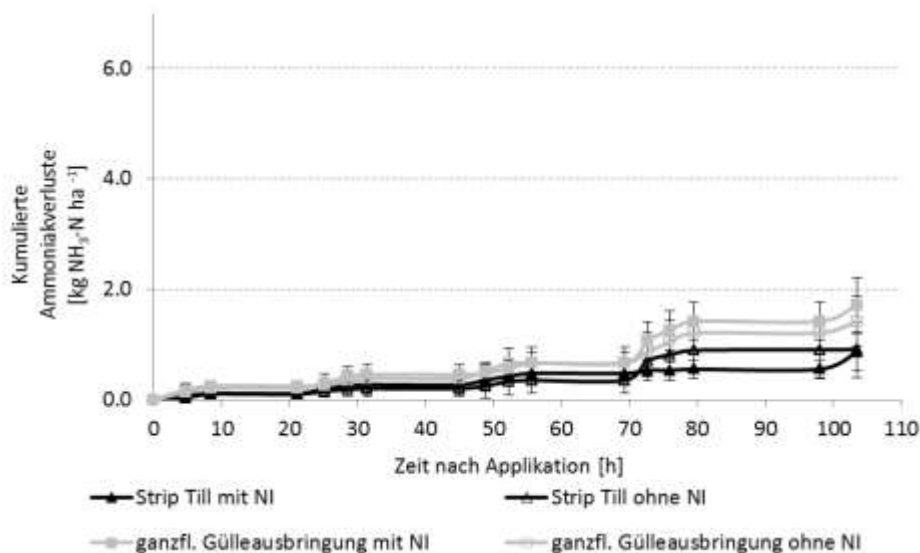


Abbildung 26: Mittelwerte der kumulierten Ammoniakemission nach der organischen Düngung am Standort Lückstedt im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Mit 1,7 kg NH₃-N pro Hektar war die Emission bei der stabilisierten ganzflächigen Gülleausbringung innerhalb der betrachteten Varianten am größten, gefolgt von dem der unstabilisierten Variante der ganzflächigen Ausbringung (Abbildung 26). Die Emissionen der beiden Gülle-Strip-Till Varianten betrug unter 1,0 kg NH₃-N pro Hektar. Generell lässt sich sagen, dass die Emissionen auf einem geringen Niveau lagen. Werden die berechneten Emissionsfaktoren hinzugezogen, ergibt sich das gleiche Bild, allerdings sind relative Verluste auf diese Weise besser miteinander vergleichbar. Bei der ganzflächigen Gülleausbringung mit NI betrug der Emissionsfaktor 4,4 %. Im Vergleich dazu wurden bei der ganzflächigen Gülleausbringung ohne NI 3,7 % des ausgebrachten Stickstoffs als NH₃-N emittiert. Die Emissionsfaktoren für die Gülle-

Strip-Till Varianten betragen für die stabilisierte Variante 2,2 % beziehungsweise für die un-stabilisierte Variante 2,3 %.

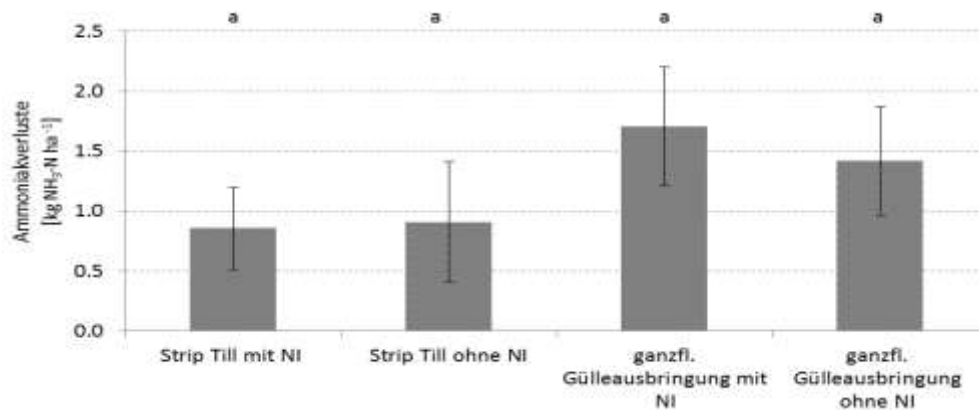


Abbildung 27: Mittelwerte der Ammoniakemission am Ende der Messperiode am Standort Lückstedt im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Ergebnisse der Ammoniakemission in Kosebau 2015

Am Standort Kosebau emittierten im Jahr 2015 die stabilisierten Varianten erst ab der 17. Stunde nach der Applikation (Abbildung 28). Am zweiten Tag der Untersuchung kam es bei allen betrachteten Varianten zu dem größten Anstieg. Die Abfolge der Varianten hinsichtlich der Emissionsstärke war ab der 27. Stunde erkennbar und blieb bis zum Ende der Messung gleich. Dabei kam es jedoch bei allen Varianten noch einmal zu einem leichten Anstieg der Emission.

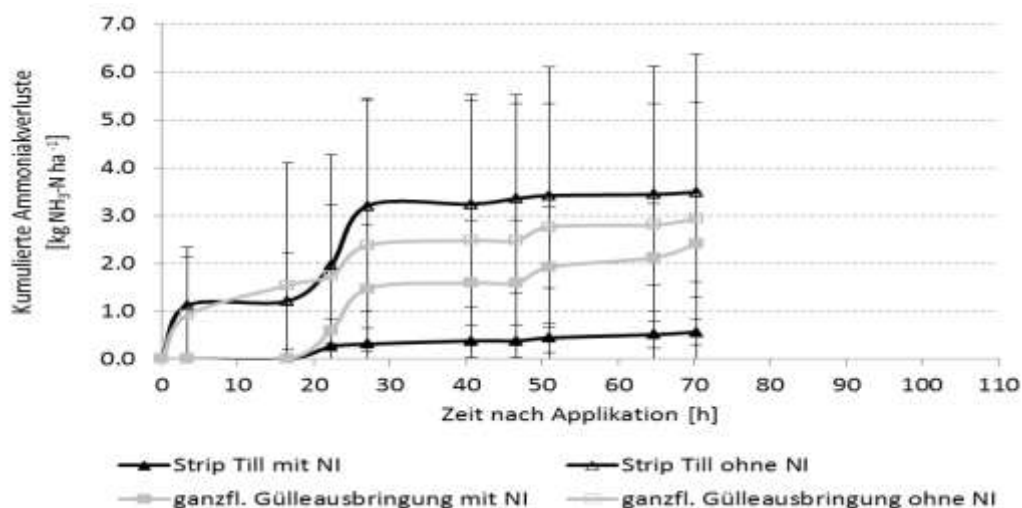


Abbildung 28: Mittelwerte der kumulierten Ammoniakemission nach der organischen Düngung am Standort Kosebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die größten Emissionsverluste am Ende der Untersuchung zeigte die Variante Gülle-Strip-Till ohne NI mit 3,5 kg NH₃-N pro Hektar (Abbildung 29). Die niedrigsten Verluste waren beim Gülle-Strip-Till mit NI mit 0,56 kg NH₃-N pro Hektar zu finden. Der günstigste Emissionsfaktor war in der Variante Gülle-Strip-Till mit NI mit 1,3 % zu finden. Die Variante mit dem höchsten Emissionsfaktor war die nicht stabilisierte Gülle-Strip-Till Variante mit 7,8 %, welcher die absolut höchste Ammoniakemission aller Messungen entsprach. Die beiden ganzflächigen Gülleausbringungsvarianten besaßen einen Emissionsfaktor von 5,3 % bei der stabilisierten Variante und die nicht stabilisierte Variante von 6,5 %. Bei einem Vergleich der Ergebnisse aus beiden Jahren wird deutlich, dass es größere Schwankungen und Standardabweichungen der NH₃-Emission in Kossebau als in Lückstedt gab. In beiden Jahren kam es nur innerhalb der Untersuchungstage zum Anstieg der Emission und nicht in der Nacht. Die Emissionen am Standort Lückstedt aus dem Jahr 2014 waren etwas geringer als die im Folgejahr auf dem Standort Kossebau.

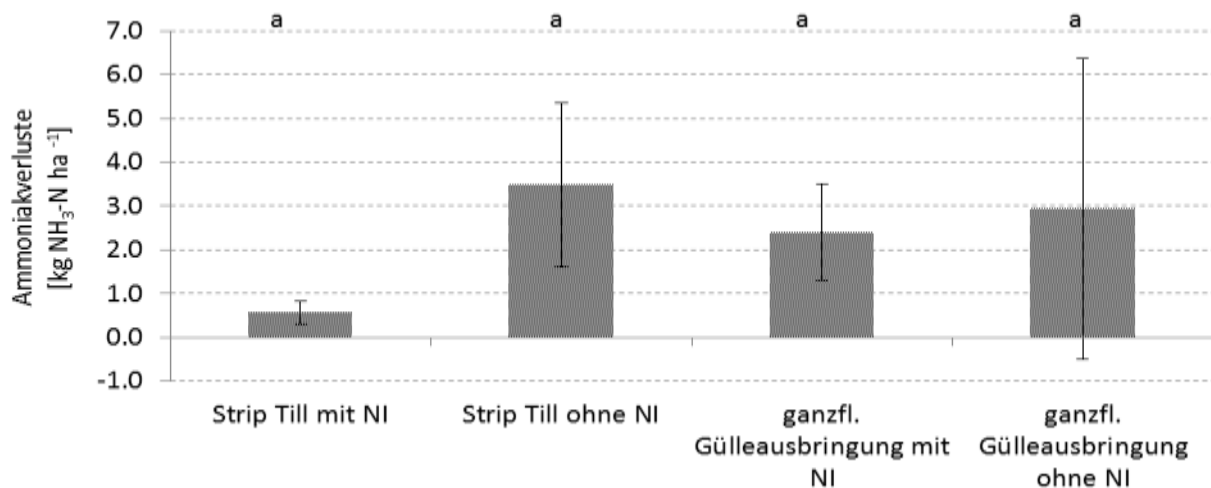


Abbildung 29: Mittelwerte der Ammoniakemission am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die zweifaktorielle Varianzanalyse der Emissionswerte am Ende der Messung zeigte am Standort Lückstedt, dass die ganzflächigen Ausbringungsvarianten stärker als die beiden Gülle-Strip-Till Varianten emittierten (Tabelle 12).

Tabelle 12: Typ 3 Test auf feste Effekte für die Ammoniakemissionen am Ende der Messperiode an den Standorten Lückstedt und Kossebau. Die fett gedruckten Zahlen zeigen Signifikanzen (p <0.05).

Effekt	Lückstedt	Kossebau
	Pr > F	Pr > F
Variante	0,01	0,41
NI	0,39	0,046
Variante*NI	0,75	0,14

Ein Einfluss des Nitrifikationsinhibitors ließ sich nicht nachweisen. Im Jahr 2015 gab es bei der zweifaktoriellen Varianzanalyse der Emission am Ende der Messperiode keine signifikanten Unterschiede der Varianten, allerdings hatte hier der Nitrifikationsinhibitor einen signifikant mindernden Einfluss auf die Ammoniakemission (Tabelle 12). Eine signifikante Wechselwirkung von der Ausbringungsvariante und NI lag in keinem der beiden Versuchsjahre vor.

Ergebnisse der Lachgasemission in Falkenberg 2014

Hohe und zunehmende Lachgasflüsse ließen sich in Falkenberg im Jahr 2014 sowohl in der Reihe als auch in der Zwischenreihe ab Mai nachweisen. Dabei emittierte die ungedüngte Kontrolle in der Reihe oft stärker als die anderen beiden Varianten (Abbildung 30). Dies hielt bis zum August an. Ab August bewegten sich die Flüsse aller Varianten dann wieder um die Nulllinie der Emission.

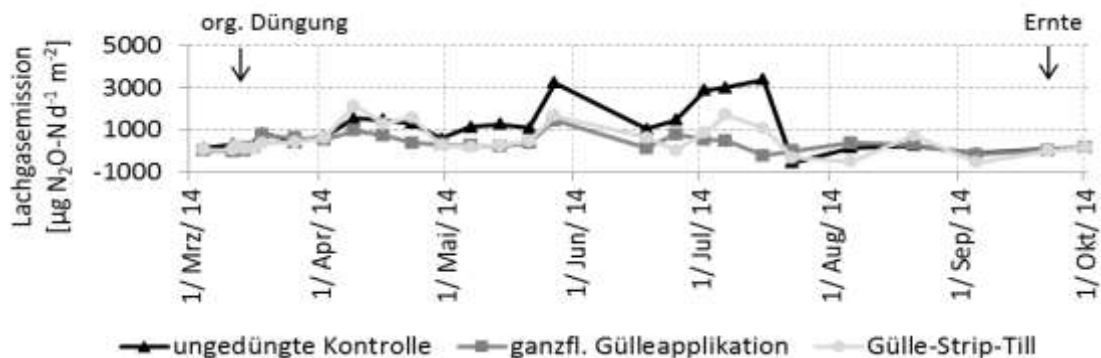


Abbildung 30: Median der Lachgasflüsse in der Reihe im Zeitraum März bis Oktober 2014 am Lysimeterstandort Falkenberg; SA = Gülleausbringung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten

Die Unterschiede zwischen den Varianten der Zwischenreihe waren deutlich geringer als im Vergleich zur Reihe. In der Reihe kommt bei allen Varianten nach der nach Düngung zu einem kontinuierlichen Anstieg der Emissionen (Abbildung 31). Ende Mai ist bei allen Varianten ein

größerer Anstieg vorhanden. Ab August kommt es bei allen Varianten zu keinerlei nennenswerten Anstieg der Emission.

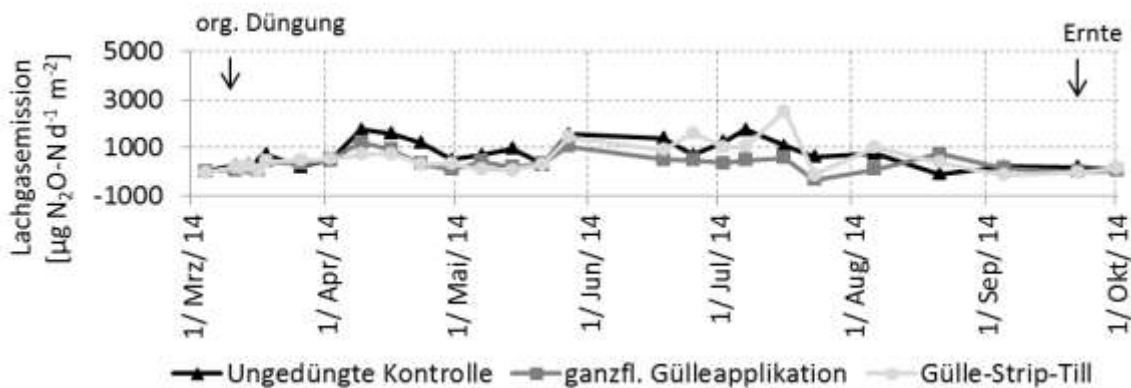


Abbildung 31: Median der Lachgasflüsse in der Zwischenreihe im Zeitraum März bis Oktober 2014 am Lysimeterstandort Falkenberg; SA = Gülleausbringung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten.

Im ersten Drittel des Untersuchungszeitraums waren oft die Emissionen der ungedüngten Kontrolle in der Zwischenreihe am höchsten (Abbildung 32). Die größten Schwankungen des Lachgasflusses wurden im Juli detektiert. Ab August fielen die Emissionen erneut um die Nulllinie ab.

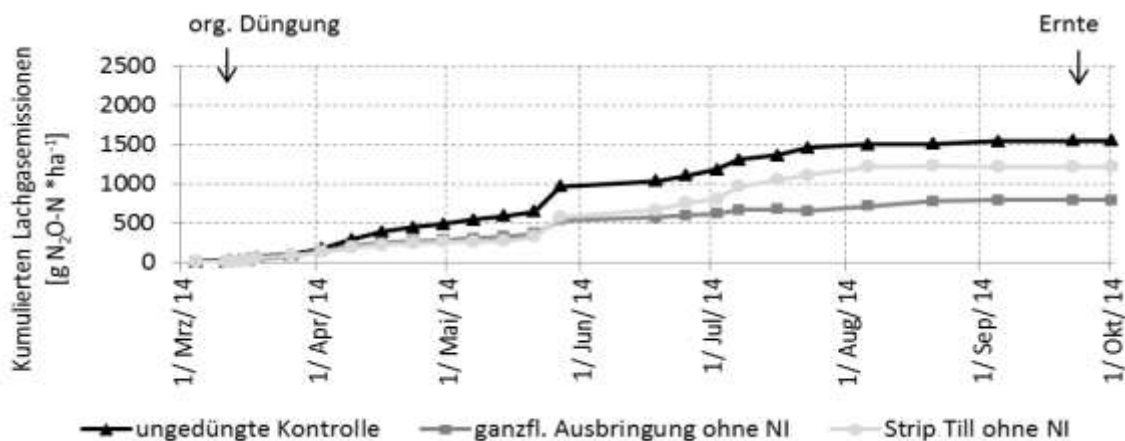


Abbildung 32: Kumulierter Verlauf der Lachgasflüsse in der Reihe im Zeitraum März bis Oktober 2014 am Lysimeterstandort Falkenberg.

Der Emissionsanstieg in der Zwischenreihe ist dem in der Reihe sehr ähnlich. Nach der Ausbringung bis Ende Mai kommt es zu einem gleichmäßigen Anstieg der Lachgasemission aller Varianten in der Reihe (Abbildung 33). Ende Mai und Ende Juni sind bei den betrachteten

Varianten größere Emissionsanstiege aufgetreten. Ab Mitte Juli kam es bei allen Varianten zu keinem Anstieg der Emission der Varianten.

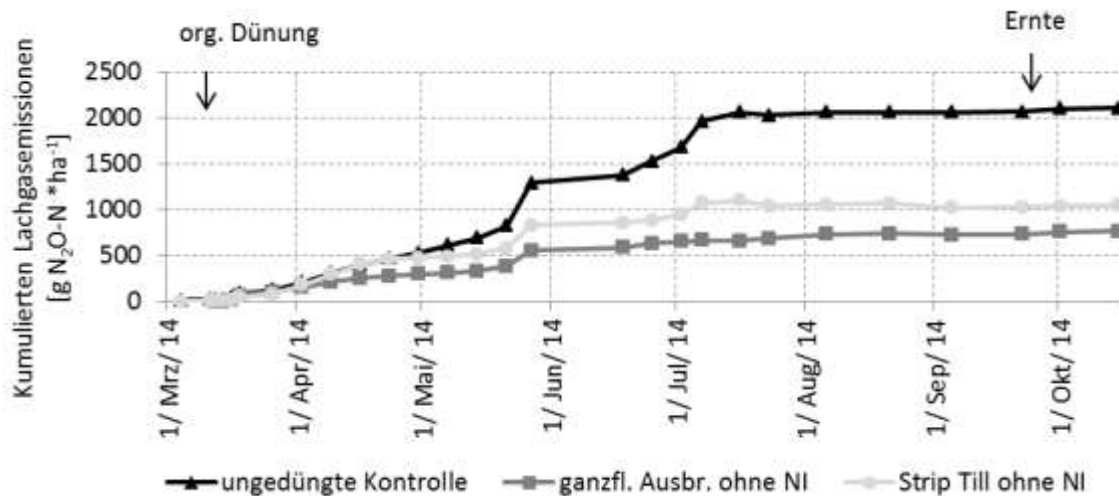


Abbildung 33: Kumulierter Verlauf der Lachgasflüsse in der Zwischenreihe im Zeitraum März bis Oktober 2014 am Lysimeterstandort Falkenberg.

Nach der Ausbringung bis Mitte Mai kommt es zu einem gleichmäßigen Anstieg der Lachgasemission aller Varianten in der Reihe (Abbildung 33).

Ende Mai und Ende Juni sind bei den betrachteten Varianten die größten Emissionsanstiege aufgetreten. Ab Mitte Juli kam es bei allen Varianten zu keinem Anstieg der Emission der Varianten. Die höchsten Emissionen mit 2,1 kg N₂O-N pro Hektar waren in der Reihe der ungedüngten Kontrollvariante zu finden (Abb. 34). Die geringsten Emissionen befanden sich bei der ganzflächigen Gülleapplikation mit 0,8 kg N₂O-N pro Hektar. Die Gülle-Strip-Till Variante besaß eine Emission von 1,2 kg N₂O-N pro Hektar und ordnete sich zwischen beiden anderen Varianten ein.

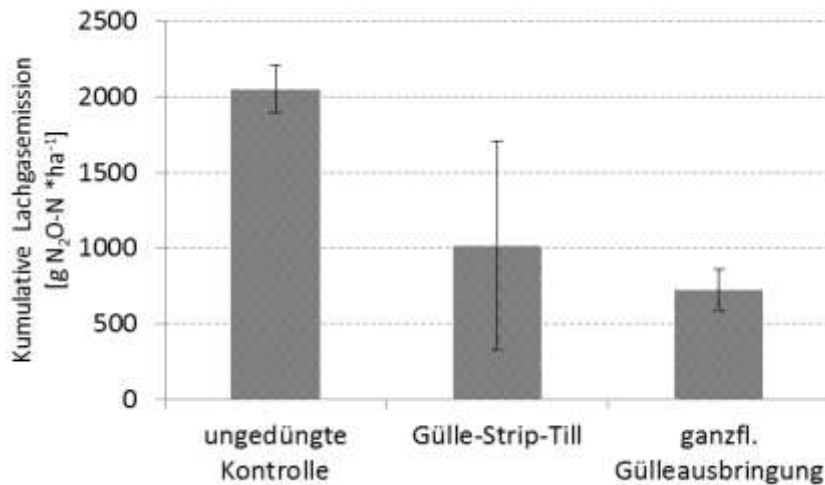


Abbildung 34: Kumulierte Lachgasemission in der Reihe am Ende der Messperiode am Lysimeterstandort Falkenberg im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die ungedüngte Kontrolle in der Zwischenreihe in Falkenberg war mit ca. 1,5 kg N₂O-N pro Hektar die Variante, welche nach dem Ende der Untersuchung am stärksten emittierte (Abbildung 35). Auch in der Zwischenreihe war die niedrigste Emission bei der ganzflächigen Gülleapplikation mit rund 0,8 kg N₂O-N pro Hektar zu finden. Die Gülle-Strip-Till Variante hatte 1,2 kg N₂O-N pro Hektar emittiert.

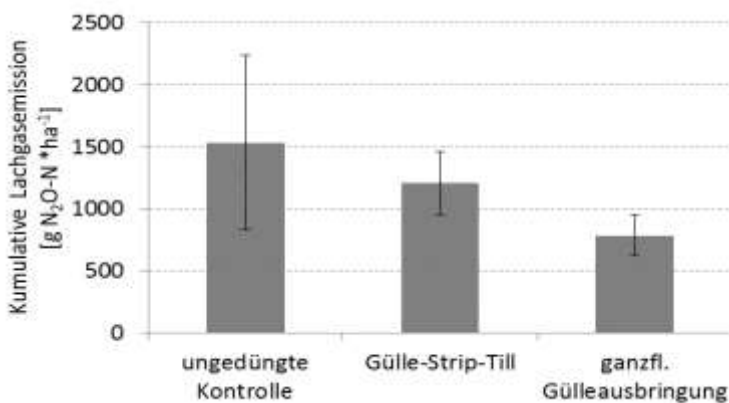


Abbildung 35: Kumulierte Lachgasemission in der Zwischenreihe am Ende der Messperiode am Lysimeterstandort Falkenberg im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Im Juli und August 2014 wurden während der Messungen mit ca. 35 mm die höchsten Niederschläge festgestellt (Abbildung 36). Die Lufttemperatur stieg seit Beginn der Messung kontinuierlich an und erreicht im Juli mit 26 °C den Höchststand und sank anschließend ab. Im Oktober wurde mit 3 °C den niedrigsten Wert.

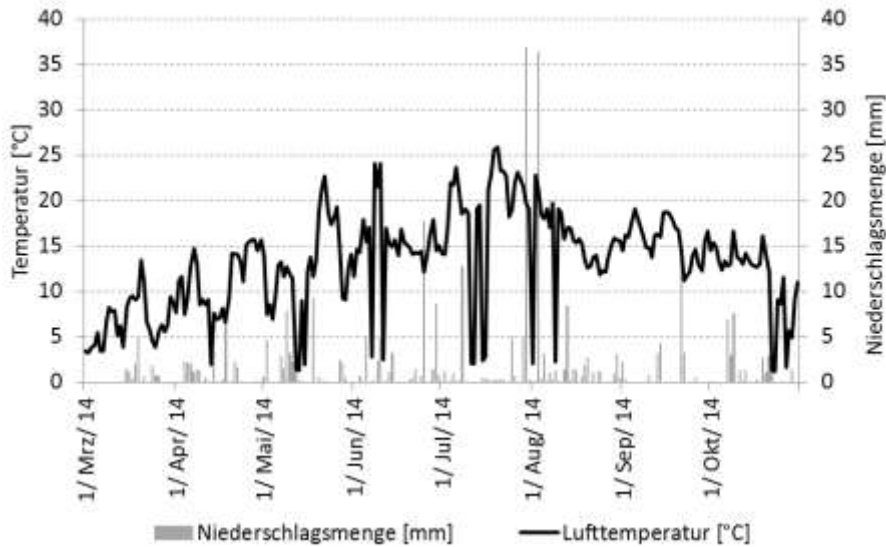


Abbildung 36: Verlauf der Lufttemperatur [°C] in zwei Meter Höhe und Niederschlagsmenge [mm] am Standort Falkenberg von März 2014 bis Oktober 2014.

Die WFPS war am Standort Falkenberg von März bis Mai 2014 fast durchgängig gleich bei 70 % (Abbildung 37). Im Juli und September sanken die Werte, stiegen allerdings im Oktober 2014 noch einmal an. Im März erreichte die Bodentemperatur mit 3 °C ihren geringsten Wert. Bis Mai kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg der Bodentemperatur. Von Juni bis September lagen die Werte fast ausschließlich über 20 °C und sanken danach erneut.

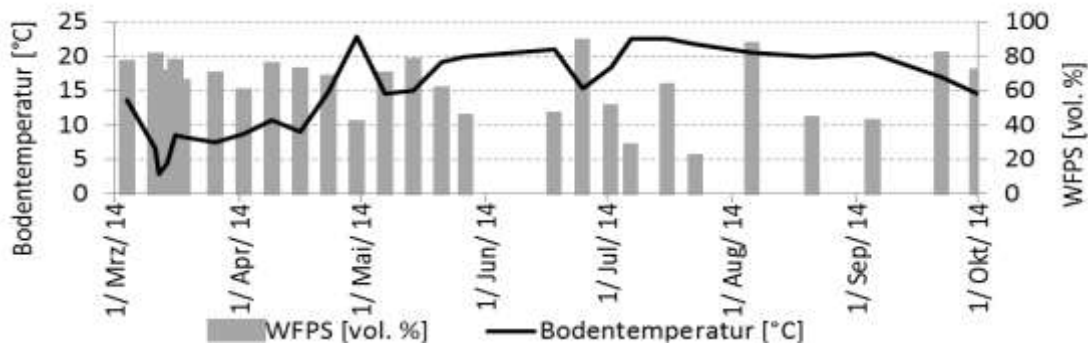


Abbildung 37: Verlauf der Bodentemperatur [°C] und WFPS [vol. %] am Standort Falkenberg von März bis Oktober 2014 über alle Varianten gemittelt.

Ergebnisse der Lachgasemission in Kossebau 2015

In der Reihe war der erste Emissionpeak im Standort Kossebau im Mai 2015 bei der Variante Gülle-Strip-Till zu finden (Abbildung 38). Dieser Peak bildete sich auch bei der Variante ganzflächige Gülleausbringung aus, allerdings erst einen Monat später. Ab August verliefen die

Lachgasflüsse aller drei Varianten synchron, jedoch auf unterschiedlichem Niveau. Es fiel auf, dass ab Juli die ungedüngte Kontrolle fast bei allen Messterminen am stärksten emittierte.

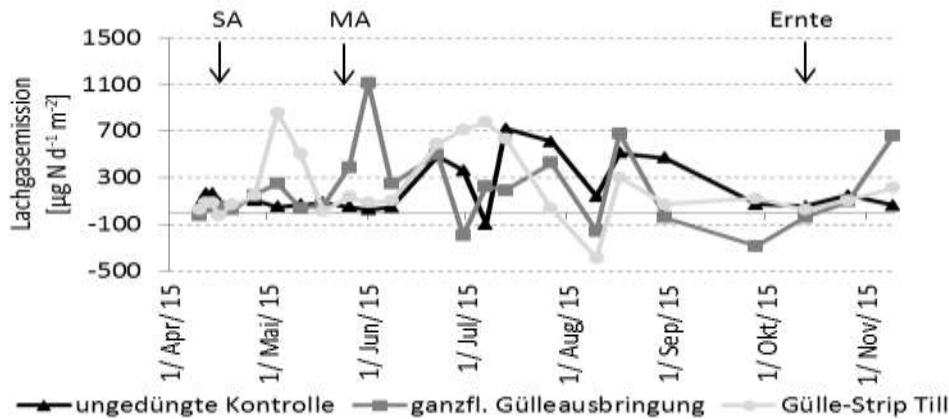


Abbildung 38: Median der Lachgasflüsse in der Reihe im Zeitraum April bis November 2015 am Standort Kossebau; SA = Gülleausbringung, MA= mineralische Düngung.

In der Zwischenreihe war im Standort Kossebau der Lachgasemissionsverlauf bis Mitte Juni bei allen betrachteten Varianten identisch und befand sich um die Nulllinie der Emission (Abbildung 39). Die höchste Emission war Anfang Juli bei der ganzflächigen Gülleausbringungsvariante zu beobachten, wobei es bei allen Varianten zu einem Anstieg der Emission kam. Ab Mitte August nahmen die Emissionen aller Varianten wieder ab und bewegten sich um die Nulllinie der Lachgasemission.

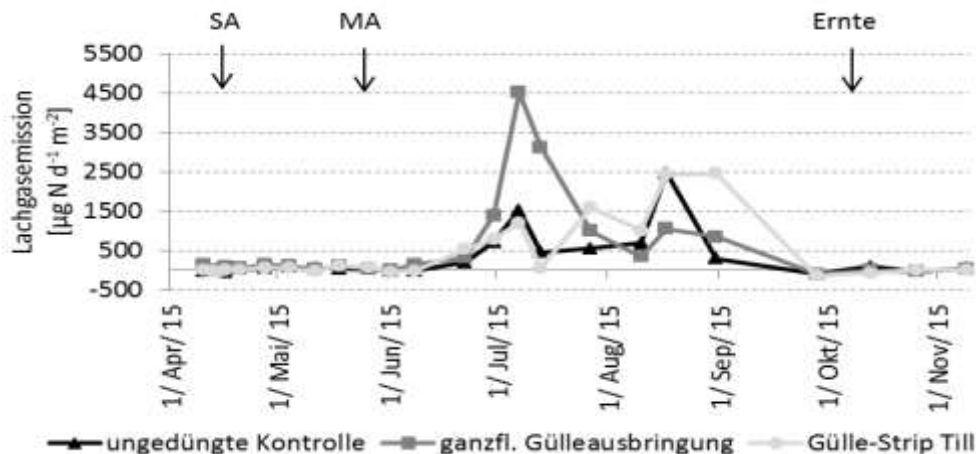


Abbildung 39: Median der Lachgasflüsse in der Zwischenreihe im Zeitraum April bis November 2015 am Standort Kossebau; SA = Gülleausbringung, MA= mineralische Düngung.

In der Reihe kam es bei allen Varianten im Standort Kossebau bis zum Juli 2015 zu einem gleichmäßigen Anstieg der kumulierten Emission (Abbildung 40). Ab September verliefen die

kumulierten Lachgasemissionen aller drei Varianten relativ flach, da es ab dieser Zeit zu kaum Verlusten kam. Die ungedüngte Kontrolle emittierte ab September am stärksten.

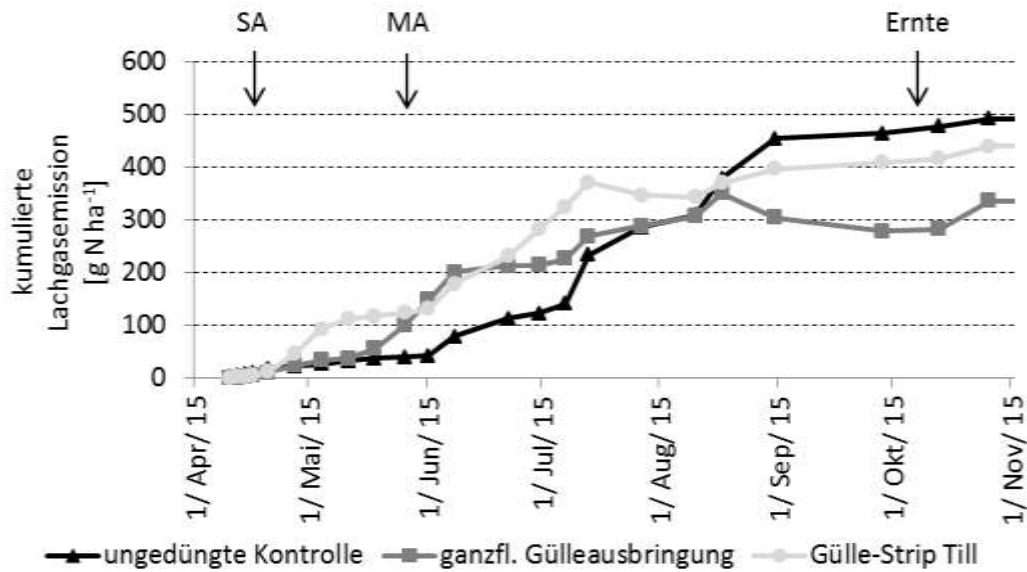


Abbildung 40: Kumulierter Verlauf der Lachgasflüsse in der Reihe im Zeitraum April bis November 2015 am Standort Kosebau; SA = Gülleausbringung, MA= mineralische Düngung.

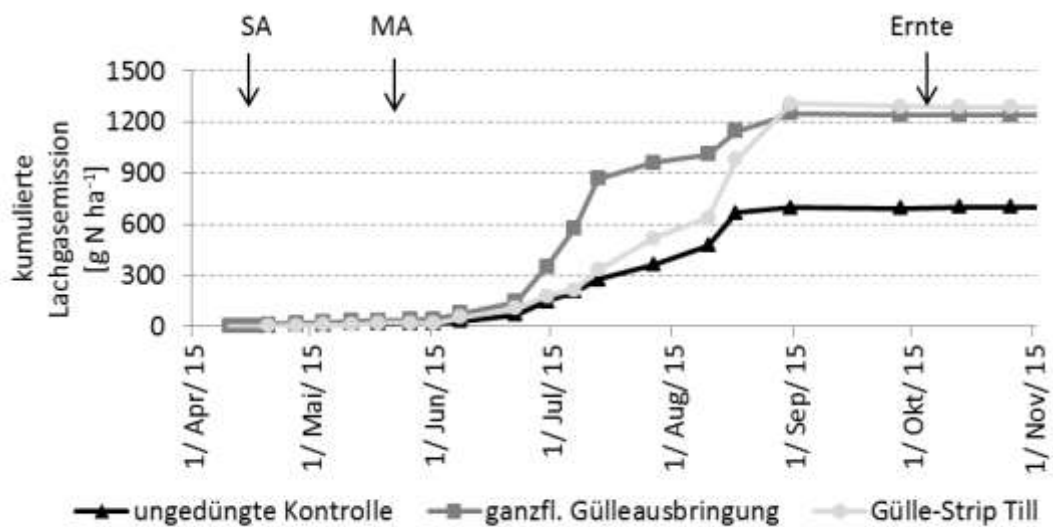


Abbildung 41: Kumulierter Verlauf der Lachgasflüsse in der Zwischenreihe im Zeitraum April bis November 2015 am Standort Kosebau; SA = Gülleausbringung, MA= mineralische Düngung.

Am Ende der Messperiode zeigte sich beim Standort Kosebau in der Reihe die größte kumulierte Lachgasemission bei der ungedüngten Kontrolle mit 0,5 kg N₂O-N pro Hektar (Abbildung

42). Die beiden Varianten der Gülle-Strip Till und der ganzfl. Gülleapplikation besaßen eine kumulierte Lachgasemission von 0,44 kg N₂O-N pro Hektar und 0,34 kg N₂O-N pro Hektar

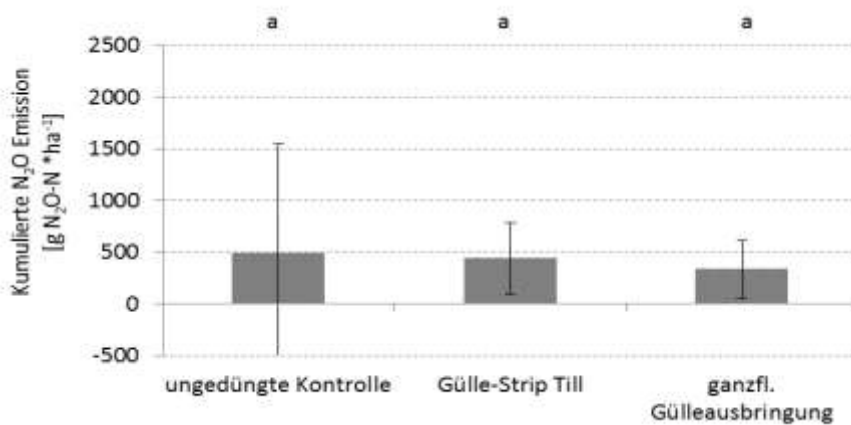


Abbildung 42: Kumulierte Lachgasemission in der Reihe am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

In der Zwischenreihe in Kossebau wurden, im Gegensatz zur Reihe, die geringsten Emissionen bei der ungedüngten Kontrolle detektiert (Abbildung 43). Diese beliefen sich auf rund 0,70 kg N₂O-N pro Hektar. Die höchsten Emissionen wurden bei der Gülle-Strip-Till Variante gefunden (1,3 kg N₂O-N pro Hektar). Mit 1,2 kg N₂O-N pro Hektar emittierte die ganzflächigen Gülleapplikation eine vergleichsweise ähnliche Menge an Stickstoff während der Messung.

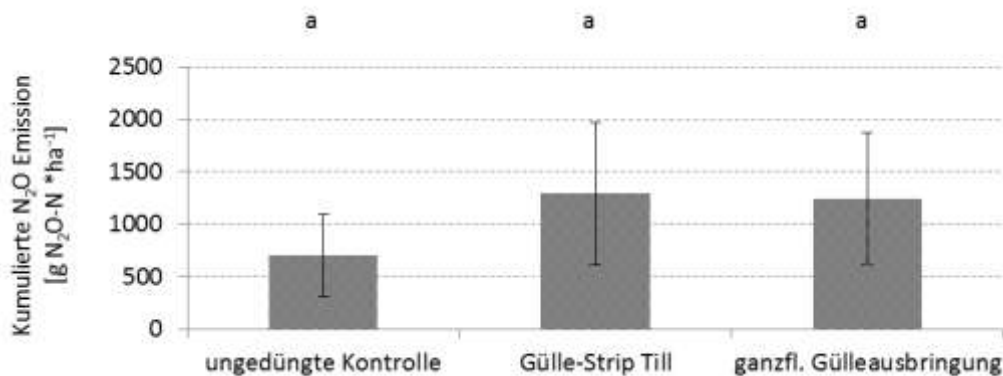


Abbildung 43: Kumulierte Lachgasemission in der Zwischenreihe am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Bei der zweifaktoriellen Varianzanalyse am Ende der Lachgasmessung konnte ein signifikanter Einfluss der Ausbringungsart in Falkenberg nachgewiesen werden (Tabelle 13). Ein Einfluss vom NI war nicht vorhanden. Am Standort Kossebau konnte im Gegensatz zum Standort Fal-

kenberg insgesamt ein signifikanter Reiheneffekt bei der Lachgasemission nachgewiesen werden (Tabelle 13). Zu signifikanten Wechselwirkungen zwischen der Variante und Reihe kam es bei beiden Standorten nicht.

Tabelle 13: Typ 3 Test auf feste Effekte für die Lachgasemissionen am Ende der Messperiode an den Standorten Falkenberg und Kossebau. Die fett gedruckten Zahlen zeigen Signifikanzen ($p < 0.05$).

Effekt	Falkenberg Pr > F	Kossebau Pr > F
Variante	0,04	0,76
Reihe	0,72	0,04
Variante*Reihe	0,50	0,39

Der Verlauf von Lufttemperatur und Niederschlagsmenge während der Untersuchung ist in der Abbildung 44 zu finden. Der April war relativ trocken, erst im Mai folgten regelmäßige Niederschläge die ihr Maximum im August erreichten. Die Lufttemperatur unterlag im Mai deutlichen Tagesschwankungen. Das Temperaturmaximum wurde Anfang Juli erreicht und sank ab August wieder. Im November kam es noch einmal zu einem deutlichen Anstieg der Temperatur sowie des Niederschlags.

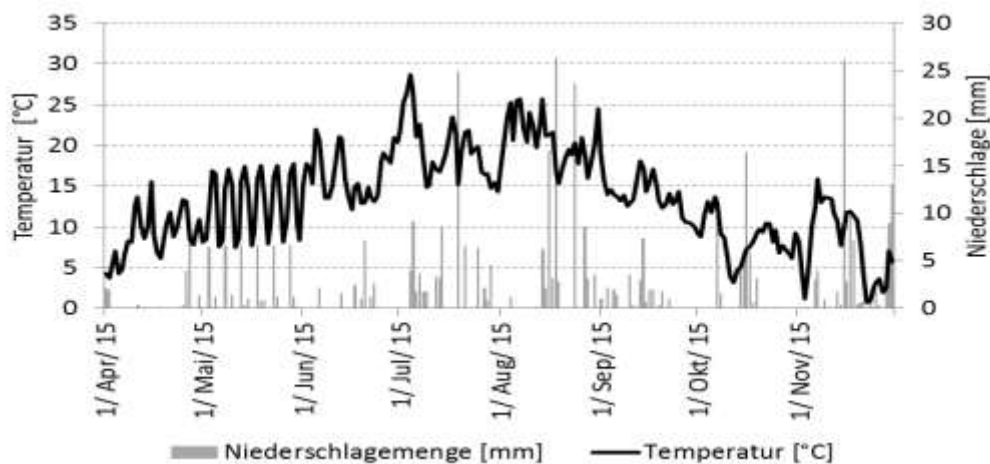


Abbildung 44: Monatlicher Verlauf der Lufttemperatur [°C] in zwei Meter Höhe und Niederschlagsmenge [mm] am Standort Kossebau von April 2015 bis November 2015.

Anfang Mai zeigte die WFPS in 5 cm Bodentiefe in Kossebau den höchsten Wert von 83 % (Abbildung 45). Anschließend sank sie ab und bewegte sich von Juli bis August um 55 %. Die Bodentemperatur in 5 cm Tiefe stieg mit Untersuchungsbeginn kontinuierlich an und erreichte

im Juli den höchsten Wert von 20 °C. Ab August sankt sie stetig ab. Nur kurz vor dem Ende des Versuchszeitraums kam es erneut zu einem Anstieg.

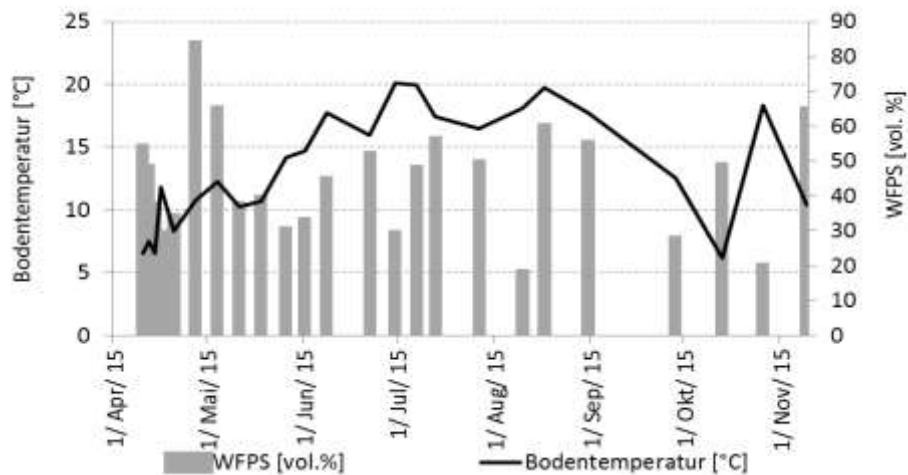


Abbildung 45: Verlauf der Bodentemperatur [°C] und WFPS [vol. %] am Standort Kossebau von April bis Oktober 2015 über alle Varianten gemittelt.

In der Tabelle 14 sind die Pearson Korrelationskoeffizienten (r) und der p-Value für die Standorte Falkenberg (n=81) und Kossebau (n=72) dargestellt.

Tabelle 14: Pearsonsche Korrelationskoeffizienten für die Standorte Falkenberg und Kossebau. Die links aufgeführten Parameter wurden mit dem Lachgasfluss jeden Messtermins korreliert und als r bzw. p value für die Reihe (R) und für die Zwischenreihe (IR) aufgeführt. Das FB steht für den Standort Falkenberg und KB (n=81) steht für den Standort Kossebau (n=72). Die fett geschriebenen Zahlen zeigen die Signifikanzen an (p<0,05).

Standort	FB		KB		FB		KB	
	r	p-value	r	p-value	r	p-value	r	p-value
Position	R	R	IR	IR	R	R	IR	IR
Lufttemperatur	0,10	0,38	0,18	0,112	0,205	0,08	0,611	<0,0001
Bodentemperatur	0,13	0,23	0,22	0,053	0,434	0,0001	0,502	<0,0001
Niederschlag	0,09	0,42	0,18	0,120	0,108	0,36	0,220	0,06
WFPS	-0,09	0,41	-0,05	0,654	0,189	0,11	0,169	0,16

Die Parameter Lufttemperatur, Bodentemperatur, WFPS sowie Niederschlagsmenge wurden mit den erhobenen Daten der Lachgasemission zu jedem Messtermin in Beziehung gesetzt. Das „R“ steht für die Position der Messhaube in der Reihe. Bei „IR“ wurde in der Zwischenreihe gemessen. Am Standort Falkenberg besaßen die betrachteten Parameter in der Reihe keinen

signifikanten Einfluss auf die Lachgasemission. In der Zwischenreihe zeigte sich tendenziell ($p=0,053$), dass mit steigender Bodentemperatur in 5 cm Tiefe zunehmende Lachgasemission vorhanden waren. Demgegenüber zeigte sich am Standort Kossebau für die Position Reihe eine signifikant positive Korrelation ($r=0,43$) der Bodentemperatur mit der Lachgasemission. Die Lachgasemission in der Zwischenreihe wurde neben der Bodentemperatur noch von der Lufttemperatur positiv beeinflusst. Die Korrelationskoeffizienten betragen hierzu 0,50 und 0,61. Der Niederschlag hatte zudem eine Tendenz zur Beeinflussung der Lachgasausbildung was sich allerdings nicht signifikant absichern ließ.

3.2.2. Ergebnisse der Messungen auf dem Injektionsversuch in Nossen, Sachsen

Ammoniakemission in Nossen 2014

Im Jahr 2014 zeigte die erste Gabe der zwei betrachteten Varianten am Standort Nossen während der Messung einen ähnlichen Ammoniakemissionsverlauf (Abbildung 46). 8 Stunden nach der Applikation wurden die ersten Emissionen in beiden Varianten detektiert. Die Variante Injektion emittierte dabei von Beginn an stärker als die Variante Streuen, jedoch besaßen beide Varianten einen ähnlichen Anstieg.

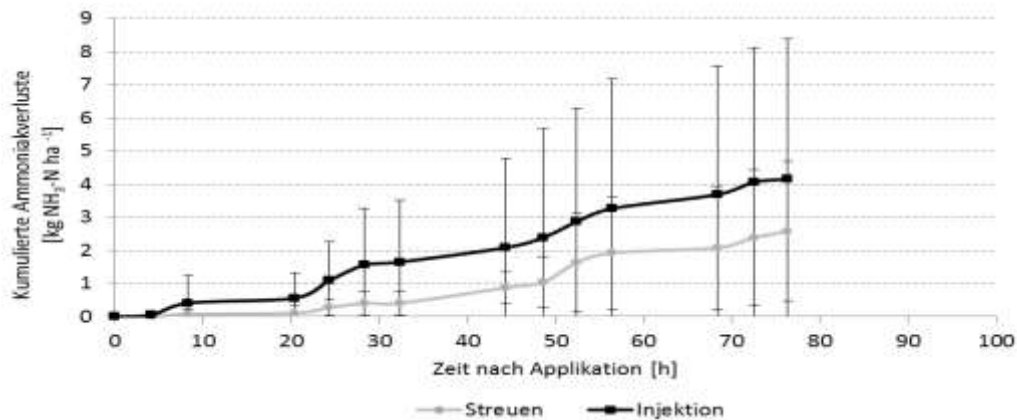


Abbildung 46: Mittelwerte der kumulierten Ammoniakemission nach der 1. mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung ($n=4$).

Mit 4,2 kg NH₃-N pro Hektar war die Emission bei Variante Injektion nach vier Tagen der Messung am größten. Die Variante Streuen emittierte mit 2,6 kg NH₃-N pro Hektar deutlich weniger (Abbildung 47). Wenn die Emissionsfaktoren hinzugezogen werden, ergibt sich das gleiche Bild, allerdings sind relative Verluste auf diese Weise besser miteinander vergleichbar.

Bei der Variante Streuen betrug der Emissionsfaktor 5,7 %. Im Vergleich dazu wurden bei der Injektionsvariante 9,2 % des ausgebrachten Stickstoffs als $\text{NH}_3\text{-N}$ emittiert.

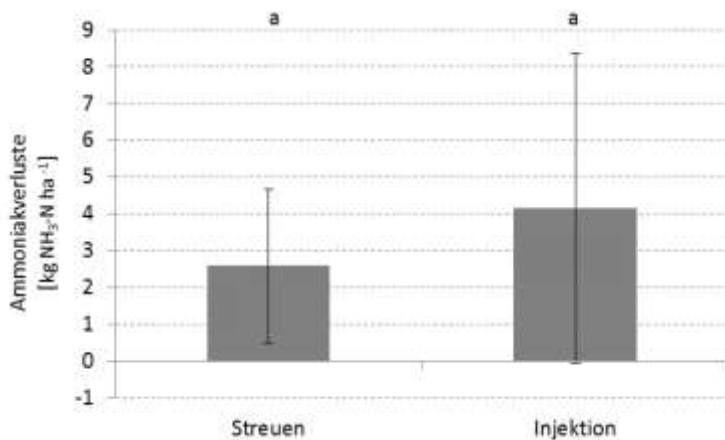


Abbildung 47: Mittelwerte der Ammoniakemission am Ende der 1. Messperiode am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die zweite Gabe am Standort Nossen im Jahr 2014 zeigte einen ähnlichen Ammoniakemissionsverlauf der zwei betrachteten Varianten (Abbildung 48). Direkt nach der Applikation wurden die ersten Emissionen bei den beiden Varianten detektiert. Die Variante Injektion emittierte zu Beginn stärker als die Variante Streuen, flachte jedoch am zweiten Tag der Messung ab und stieg an den letzten beiden Messtagen wieder erneut an. Die Variante Streuen besaß einen deutlichen stufenförmigen Anstieg innerhalb der einzelnen Messtage.

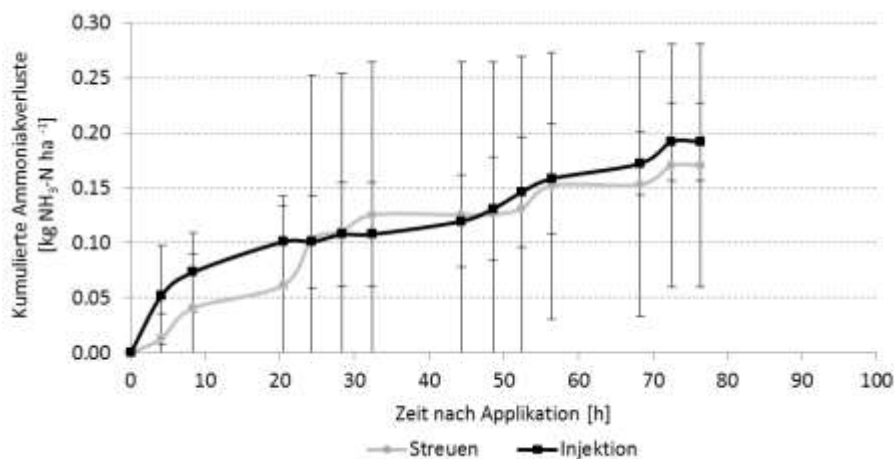


Abbildung 48: Mittelwerte der kumulierten Ammoniakemission nach der 2. mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Am Ende der viertägigen Untersuchung emittierten beide Varianten auf einem ähnlichen Niveau (Abbildung 48). Mit 0,17 kg NH₃-N pro Hektar war die Emission bei Variante Streuen am geringsten. Die Variante Injektion emittierte 0,19 kg NH₃-N pro Hektar etwas mehr als die Variante Streuen. Bei der Variante Streuen betrug der Emissionsfaktor nach der zweiten Gabe 0,34 %. Im Vergleich wurden bei der der Injektionsvariante 0,38 % des ausgebrachten Stickstoffs als NH₃-N emittiert. Die Emissionen am Standort Nossen im Jahr 2014 waren nach der zweiten Gabe deutlich geringer als die zur ersten Gabe am gleichen Standort.

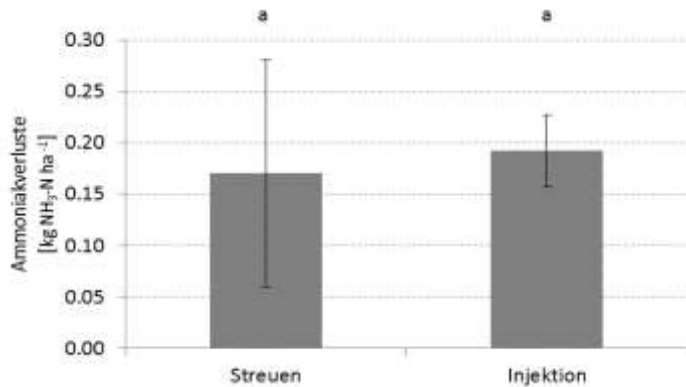


Abbildung 49: Mittelwerte der Ammoniakemission am Ende der 2. Messperiode am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Ammoniakemission in Nossen 2015

Am Standort Nossen emittierten im Jahr 2015 zur ersten Gabe beide Varianten bereits 4 Stunde nach der Applikation (Abbildung 50). An ersten Tag der Untersuchung kam es bei allen betrachteten Varianten zu dem größten Anstieg, wobei die Variante Injektion stärker emittiert als die Variante Streuen. Die Abfolge der Varianten hinsichtlich der Emissionsstärke war aber der 7. Stunde erkennbar und blieb bis zum Ende der Messung gleich, wobei es bei beiden Varianten noch einmal zu einem leichten Anstieg der Emission kam.

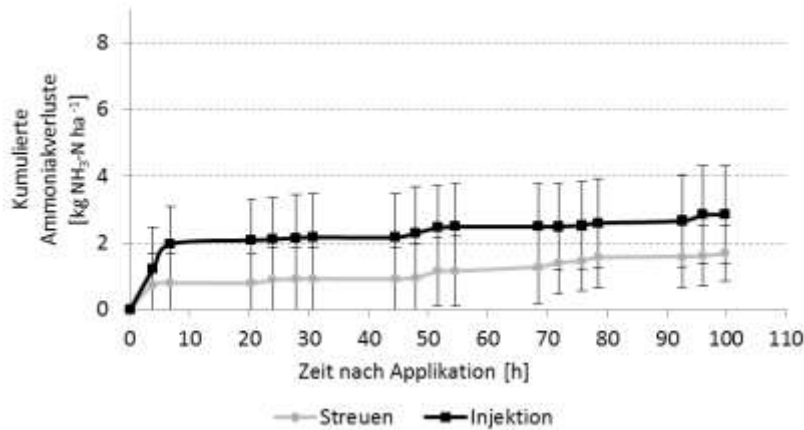


Abbildung 50: Mittelwerte der kumulierten Ammoniakemission nach der 1. mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die größten Emissionsverluste mit 2,8 kg NH₃-N pro Hektar zeigte die Variante Injektion (Abbildung 51). Die niedrigsten Verluste waren bei der Variante Streuen mit 1,7 kg NH₃-N pro Hektar zu finden. Die günstigste Variante war also die Streuvариante mit einem Emissionskoeffizient von 2,8 %. Mit einem Emissionsfaktor von 4,7 % war dieser für die Variante Injektion deutlich größer.

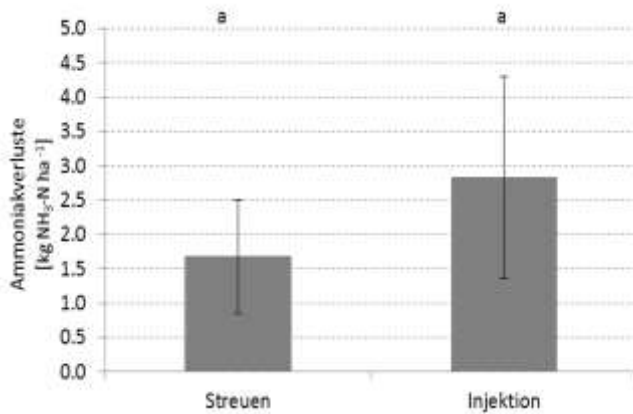


Abbildung 51: Mittelwerte der Ammoniakemission am Ende der 1. Messperiode am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Bei der zweiten Gabe 2015 in Nossen kam es lediglich bei der Variante Streuen zu einem größeren Emissionsanstieg nach der 6. Stunde der nach Applikation. Die Variante Injektion emittiert sehr gering und bleibt deutlich hinter der Streuvариante.

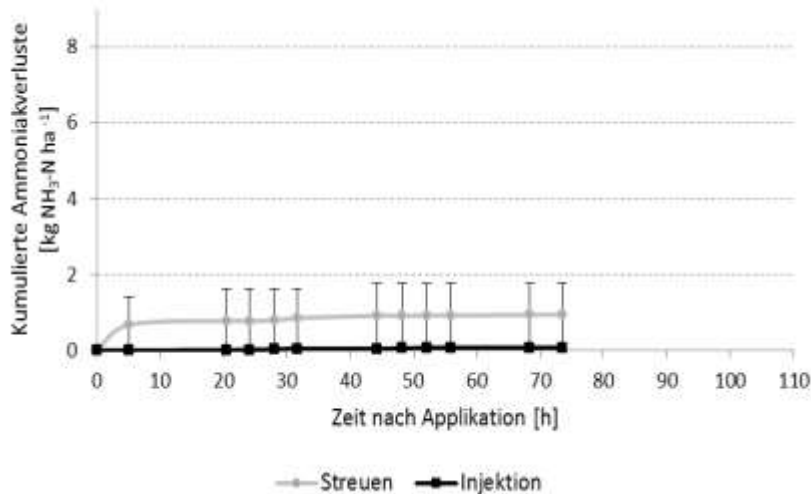


Abbildung 52: Mittelwerte der kumulierten Ammoniakemission nach der 2. mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die größten Emissionsverluste nach der viertägigen Untersuchung zeigte die Variante Streuen mit 0,9 kg NH₃-N pro Hektar (Abbildung 53). Die niedrigsten Verluste waren bei der Injektionsvariante mit 0,1 kg NH₃-N pro Hektar zu finden. Mit einem Emissionsfaktor von 1,9 % war die Variante Streuen deutlicher stärker emittierend als die Injektionsvariante mit einem Emissionsfaktor von 0,1 %. Bei einem Vergleich der Ergebnisse aus beiden Gaben 2015 wird deutlich, dass es in der ersten Gabe, wie schon im Jahr 2014, zu deutlich größeren Emissionen gekommen ist als zur zweiten Gabe.

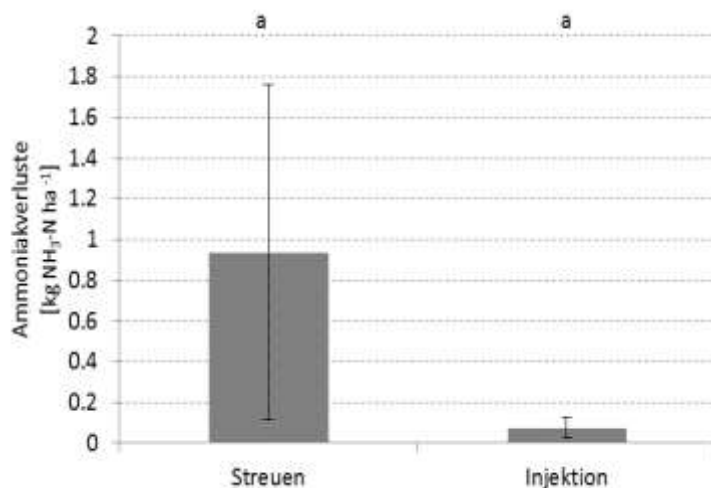


Abbildung 53: Mittelwerte der Ammoniakemission am Ende der 2. Messperiode am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Lachgasemission in Nossen 2014

Hohe und zunehmende Lachgasflüsse ließen sich in Nossen im Jahr 2014 in allen Varianten ab Mai nachweisen (Abbildung 54). Zwischen Juni und Juli kam es bei allen Varianten noch einmal zu einigen, allerdings schwächeren Peaks. Dabei emittierte die Variante Streuen stärker als die anderen beiden Varianten. Ab Mitte August fielen die Emissionen ab und bewegten sich dem Winter über um die Nulllinie.

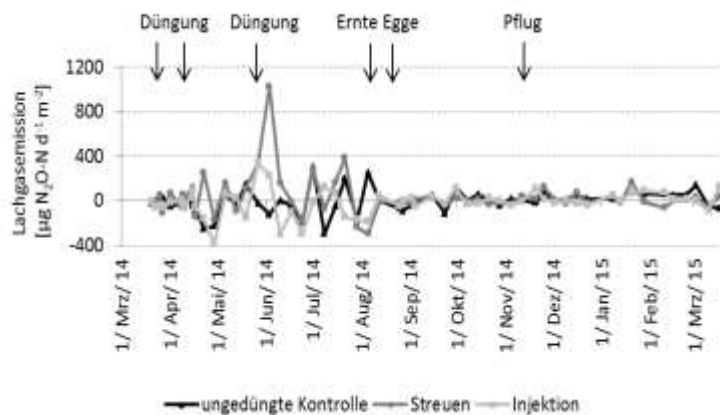


Abbildung 54: Median der Lachgasflüsse im Zeitraum März 2014 bis März 2015 am Standort Nossen.

Ab Mai 2014 kam es bei der Variante Streuen zu einem großen Anstieg der Emission der im August den absoluten Höhepunkt erreicht. Nach der Ernte kam es bis zum November zu einem leichten Rückgang der Emission und stieg anschließend bis zum Ende der Untersuchung erneut leicht an. Die Varianten Streuen und Kontrolle verhielten sich ziemlich ähnlich. Nach der zweiten Applikation sanken beide Varianten ab, so dass diese als Senke angesehen werden können. Nach der zweiten Applikation emittierten beide Varianten kontinuierlich bis zum Ende der Untersuchung. Ab Januar fällt diese Emission etwas stärker aus. Dabei ist die Variante Injektion weniger stark emittierend als die ungedüngte Kontrolle. Erhöhte Lachgasfreisetzung als Folge der Bodenbearbeitung im Herbst 2014 konnten nicht beobachtet werden.

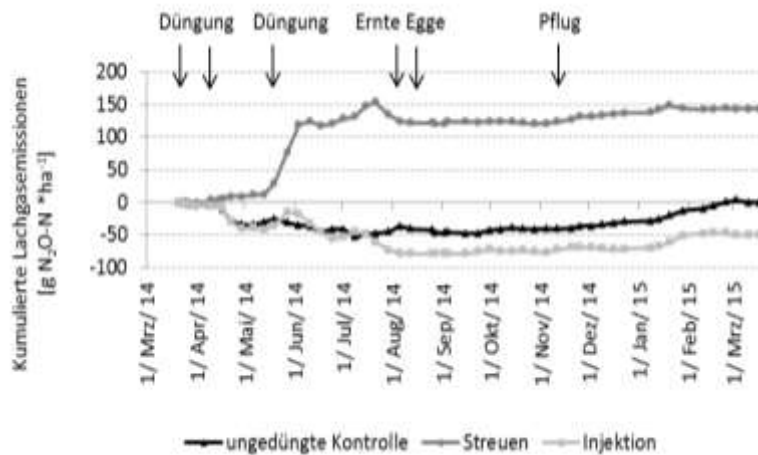


Abbildung 55: Kumulierter Verlauf der Lachgasflüsse im Zeitraum März 2014 bis März 2015 am Standort Nossen.

Die Variante Streuen emittierte von März bis zur Ernte im August 2014 mit 135 g N₂O-N pro Hektar am stärksten. Die Varianten der Kontrolle und der Injektion können mit – 45 g N₂O-N pro Hektar bzw. -73 g N₂O-N pro Hektar als Senken angesehen werden.

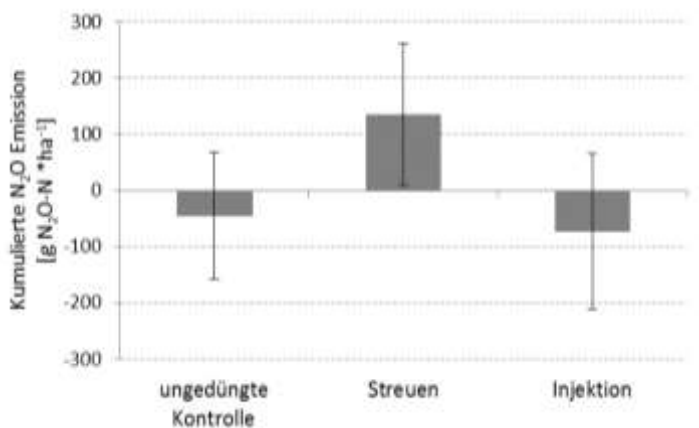


Abbildung 56: Kumulierte Lachgasemission von März 2014 bis zur Ernte im August 2014 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die Verluste der Nachernte umfassen den Zeitraum von der Ernte im August 2014 bis zum Ende der Messung im März 2015. Während dieser Zeit emittierte die Variante Kontrolle mit 45 g N₂O-N pro Hektar am stärksten. Die Variante Streuen besaß mit 8 g N₂O-N pro Hektar die geringsten Emissionen. Mit 23 g N₂O-N pro Hektar ordnete sich die Injektionsvariante zwischen den beiden Varianten ein.

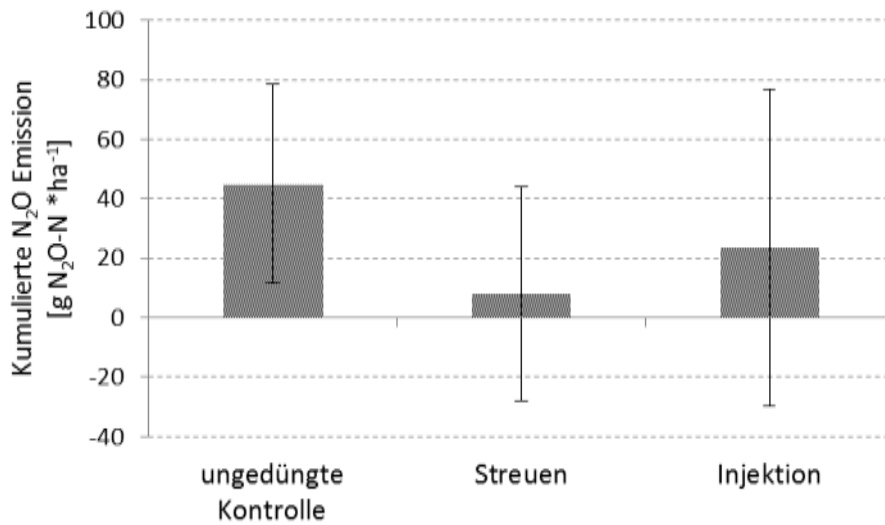


Abbildung 57: Kumulierte Lachgasemission ab der Ernte bis zum Ende der Untersuchung am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Nach einem Jahr der Untersuchung emittierte die Variante Streuen mit 143 g N₂O-N pro Hektar am stärksten. Die Kontrolle sowie die Injektionsvariante waren mit -0,4 g N₂O-N pro Hektar bzw. -49 g N₂O-N pro Hektar erneut als Senke anzusehen.

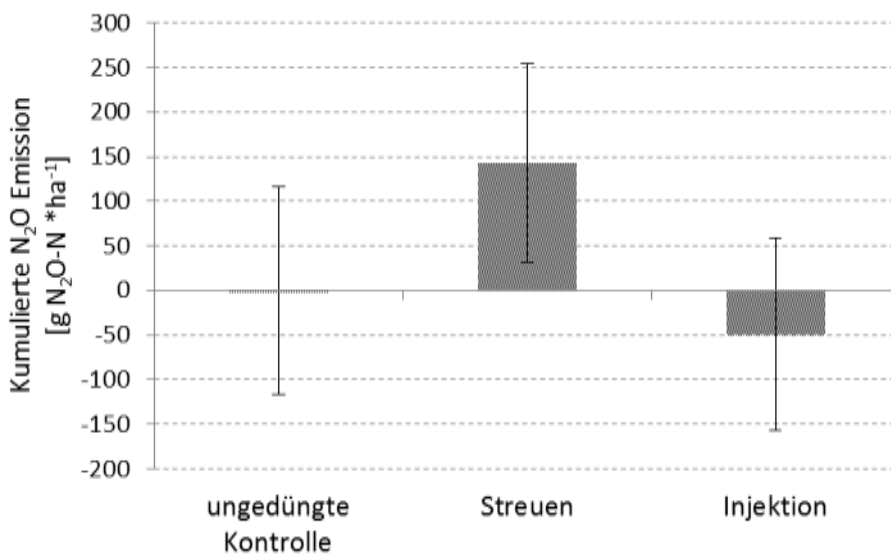


Abbildung 58 Kumulierte Lachgasemission am Ende der Messperiode am Standort Nossen im Untersuchungszeitraum vom März 2014 bis März 2015. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Die Niederschlagsmengen erreichten im Juni mit 28 mm und im Juli mit 46 mm die höchsten Mengen (Abbildung 58). Ebenfalls in dieser Zeit sind die größten Temperaturen mit 25 °C

vorhanden. Nach dem Temperaturpeak im Juli mit 26 °C sank die Temperatur kontinuierlich ab bis sie im Januar mit -7 °C den Tiefstwert erreicht. Ab Februar stieg die Temperatur erneut an.

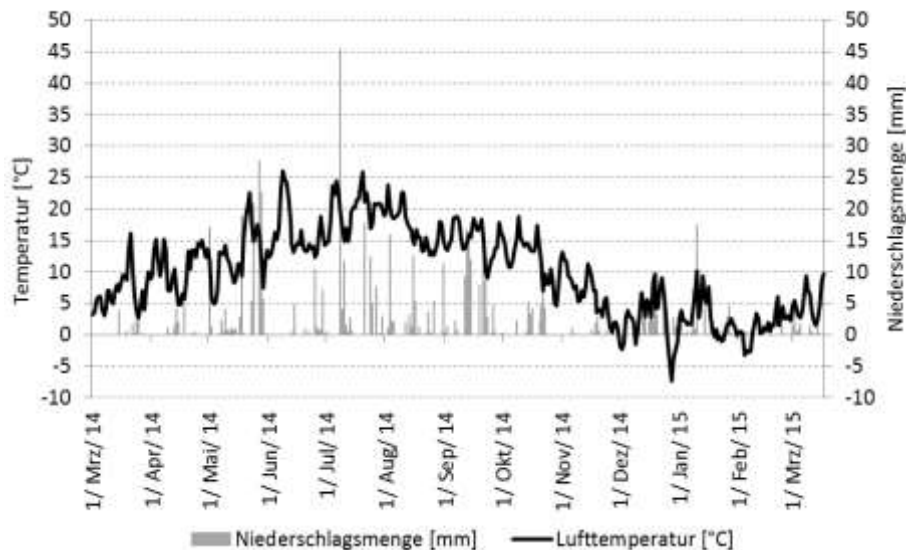


Abbildung 59: Monatlicher Verlauf der Lufttemperatur [°C] in zwei Meter Höhe und Niederschlagsmenge [mm] am Standort Nossen im Untersuchungszeitraum von März 2014 bis März 2015.

Nach dem die Bodentemperatur zu Beginn der Untersuchung relativ gering war, stieg diese ab Mai bis August auf den Höchstwert von 22 °C an (Abbildung 60). Bis Dezember sank die Bodentemperatur kontinuierlich ab. Dem Peak im Mai folgte eine Abnahme der WFPS in 5 cm Bodentiefe in Nossen bis Juli. Nach zwei weiteren Peaks im Juli und August folgte ein feuchter Herbst mit einem absoluten Höchstwert von 85 %. Der Dezember war relativ trocken, wobei ab Januar die WFPS erneut zunahmen.

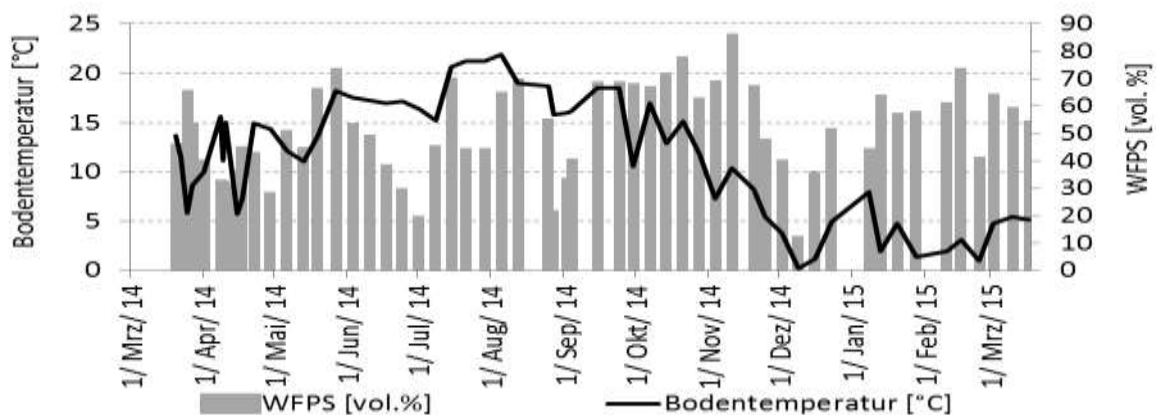


Abbildung 60: Verlauf der Bodentemperatur [°C] und WFPS [vol. %] am Standort Nossen von März 2014 bis März 2015 über alle Varianten gemittelt.

Lachgasemission in Nossen 2015

Bereits nach der ersten Düngergabe kam es bei allen Varianten zu einem Anstieg der Emissionen. Wie bereits 2014 traten allerdings erst nach der dritten Düngergabe die höchsten Flussraten der Lachgasemission auf. Die Varianten der Injektion und Streuen erreichten Mitte Juni ihr jeweiliges Maximum und sanken anschließend. Nach der Ernte im August kam es zu keinen größeren Emissionen. Die Kontrolle emittierte im Juli am stärksten bewegt sich aber sonst um die Nulllinie. Nach der Ernte im August bis zum Ende der Untersuchung im Dezember waren keine nennenswerten Lachgasemissionen vorhanden.

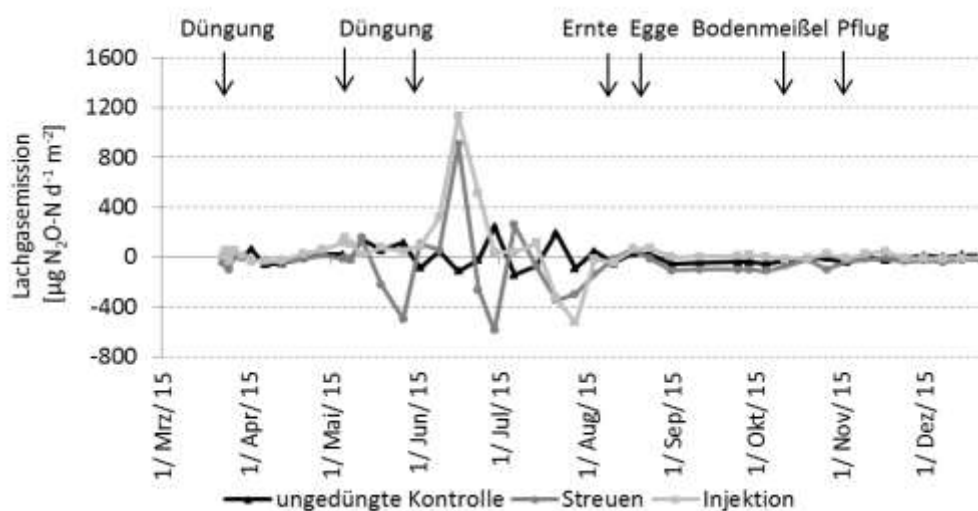


Abbildung 61: Median der Lachgasflüsse im Zeitraum März 2015 bis Dezember 2015 am Standort Nossen.

Nach der dritten Düngergabe kam es bei der Variante Injektion zu einem großen Anstieg. Kurz vor der Ernte sanken die kumulierten Verluste und blieben bis zum Ende der Untersuchung im Dezember auf dem gleichen Niveau. Während der gesamten Untersuchung bewegt sich die Variante der Kontrolle um die Nulllinie. Die Variante Streuen sank bis zur dritten Düngergabe und erreichte im Juni den Höchstwert. Danach war diese Variante bis zum Ende der Untersuchung als Senke anzusehen. Erhöhte Lachgasfreisetzung als Folge der Bodenbearbeitung im Herbst 2015 konnten nicht beobachtet werden.

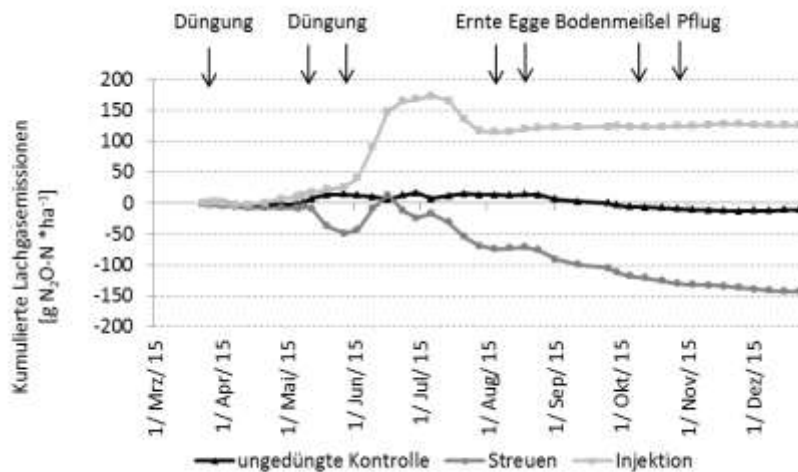


Abbildung 62: Kumulierter Verlauf der Lachgasflüsse im Zeitraum März 2015 bis Dezember 2015 am Standort Nossen.

Von der Düngung im März 2015 bis zur Ernte im August 2015 besaß die Variante Injektion mit 117 g N₂O-N pro Hektar die stärkste Emission aller betrachteten Varianten. Die Variante Kontrolle emittierte im gleichen Zeitraum 14 g N₂O-N pro Hektar. Die Variante Streuen war mit -69 g N₂O-N pro Hektar als Senke zu betrachten.

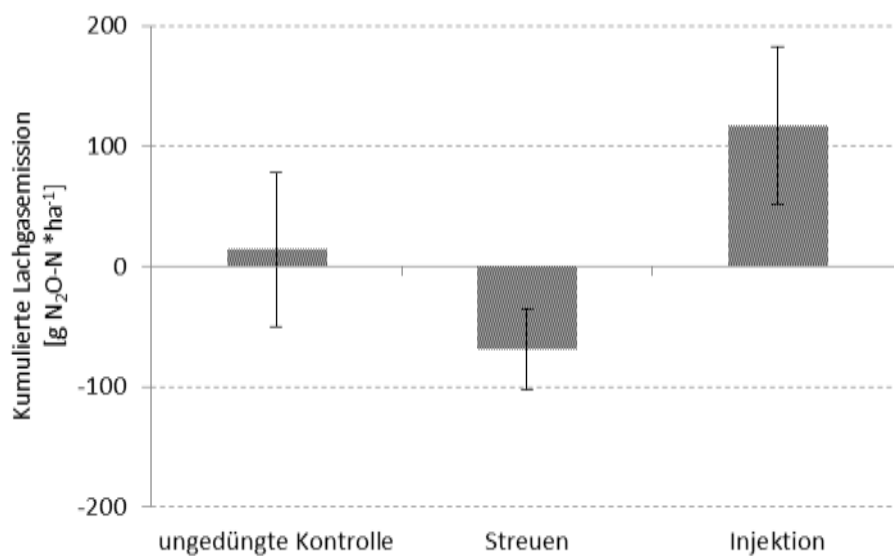


Abbildung 63: Kumulierte Lachgasemission von der ersten Applikation bis zur Ernte im August 2015 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Im Zeitraum von der ersten Applikation im März 2015 bis zum Ende der Untersuchung im Dezember 2015 emittierte die Variante Injektion mit 126 g N₂O-N pro Hektar am stärksten von allen betrachteten Varianten. Die Variante Kontrolle besaß eine Emissionsmenge von -25 g

N₂O-N pro Hektar. Mit -75 g N₂O-N pro Hektar war die Variante Streuen wieder als Senke anzusehen. Im Vergleich der beiden Jahre war zu erkennen, dass im Versuchsjahr 2014 die Variante Streuen die Variante mit der höchsten Lachgasemission während des Untersuchungszeitraums war. Im Jahr 2015 war die Variante Injektion die Variante mit der größten Lachgasemission.

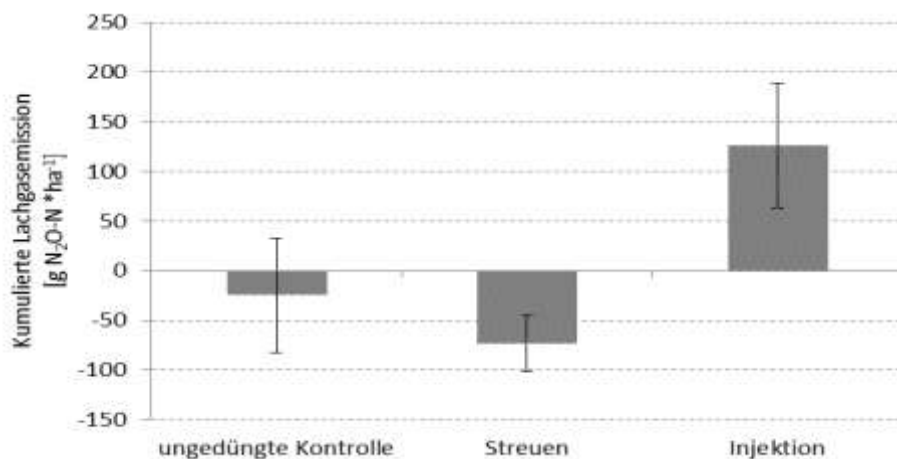


Abbildung 64: Kumulierte Lachgasemission von März 2015 bis zum Ende der Messperiode im Dezember 2015 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen der Standardabweichung (n=4).

Von Beginn der Untersuchung im März 2015 stieg die Temperatur bis zum Juli kontinuierlich an. Ab August sank diese wieder und erreichte Ende November mit 1 °C den Tiefstwert. Anschließend nahm diese erneut wieder zu. Im August wurde mit 39 mm Niederschlag die höchste Niederschlagsmenge gemessen. Die Monate Mai, August sowie Ende Oktober waren von geringen Niederschlägen gekennzeichnet.

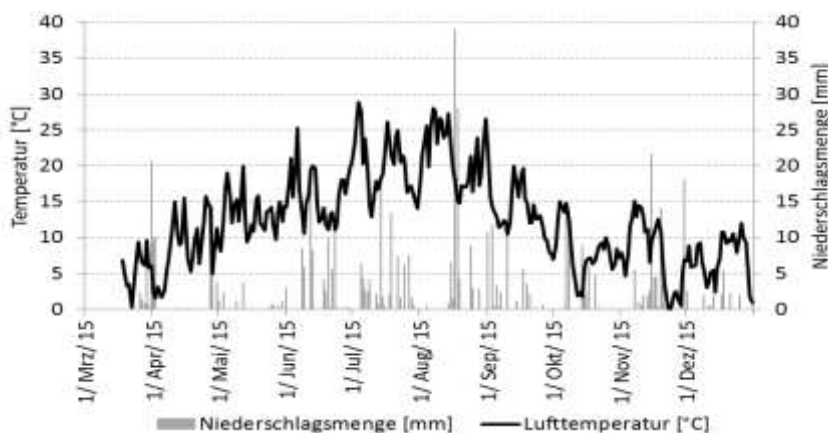


Abbildung 65: Monatlicher Verlauf der Lufttemperatur [°C] in zwei Meter Höhe und Niederschlagsmenge [mm] von März 2015 bis Dezember 2015 am Standort Nossen.

Ab April stieg die Bodentemperatur kontinuierlich bis diese im August 2015 mit 29 °C den Höchstwert erreichte. Anschließend sank diese erneut bis Dezember. Den relativ trockenen Mai und Juni folgen Phasen höherer Bodenfeuchte der WFPS. Die Höchstwerte werden im April, August sowie Anfang Oktober erreicht

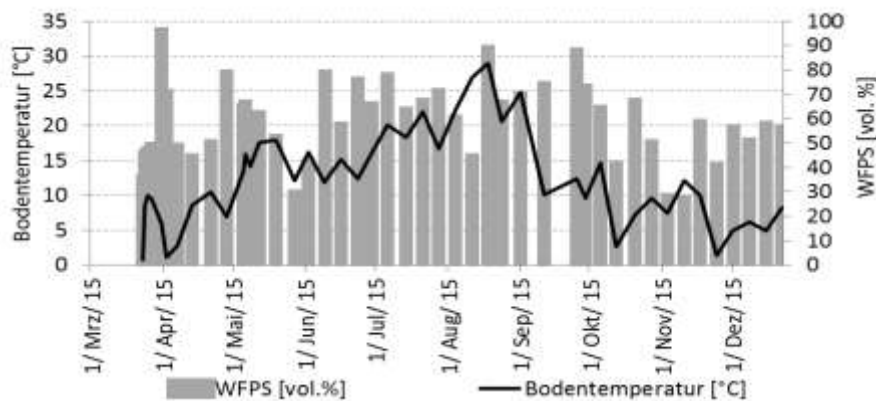


Abbildung 66: Verlauf der Bodentemperatur [°C] und WFPS [vol. %] von März 2015 bis Dezember 2015 am Standort Nossen über alle Varianten gemittelt.

In der Tabelle 15 sind die Pearson Korrelationskoeffizienten (r) und der p-Wert für den Standort Nossen im ersten Versuchsjahr von März 2014 bis März 2015 (n=168) und im zweiten Versuchsjahr von März 2015 bis Dezember 2015 (n=135) dargestellt. Die Parameter Lufttemperatur, Bodentemperatur, WFPS sowie Niederschlagsmenge wurden mit den erhobenen Daten der Lachgasemission zu jedem Messtermin in Beziehung gesetzt. Die Signifikanzschwelle liegt bei $p < 0,05$. Am Standort Nossen besaßen die betrachteten Parameter keinen signifikanten Einfluss auf die Lachgasemission. Nur im ersten Versuchsjahr zeigte sich tendenziell ($p=0,06$), dass mit steigender WFPS zunehmende Lachgasemission vorhanden waren. Es gibt in beiden Jahren allerdings keine signifikante Wechselwirkung.

Tabelle 15: Pearsonsche Korrelationskoeffizienten für die Versuchsjahre 2014 und 2015 am Standort Nossen.

Parameter	Versuchsjahr 2014		Versuchsjahr 2015	
	r	p-Wert	r	p-Wert
Lufttemperatur	-0,05	0,54	0,07	0,42
Bodentemperatur	-0,06	0,44	0,02	0,83
Niederschlag	0,08	0,30	0,08	0,37
WFPS	0,15	0,06	0,09	0,31

3.2.3. Diskussion – Ammoniakemission Strip-Till und N-Injektion

Strip-Till Versuch

In verschiedenen Arbeiten wurde gezeigt, dass es komplexe Wechselwirkungen zwischen der NH_3 -Emissionsrate und der Güllezusammensetzung, den Bodenbedingungen sowie den lokalen Umweltbedingungen gibt (Sommer und Hutchings 2001). Ein weiterer Parameter, der einen Einfluss auf die Emissionsrate ausübt, ist die Applikationsmethode des stickstoffhaltigen Düngers (Dell et al. 2012). Die Versuche in Lückstedt und Kossebau wurden auf ähnlichen geographischen Standorten mit gleichen klimatischen Bedingungen durchgeführt, um die Applikationseffekte und deren Einfluss auf die THG Emissionen herauszuarbeiten. In Lückstedt lag im Untersuchungsjahr 2014 eine signifikant geringere NH_3 -Emission bei der Injektion der Gülle mit dem Strip-Till-Verfahren vor. Diese Variantenemittierten 43 % weniger NH_3 als die Varianten der ganzflächigen Gülleapplikation. Bei Untersuchungen von Hansen et al. (2003) konnte ebenfalls eine Reduktion der NH_3 -Emission, in der Variante Injektion gegenüber der konventionellen Gülleapplikation mittels Schleppschlauch festgestellt werden. Diese NH_3 -Emissionsreduktion betrug 75 % und war somit deutlich höher als die Ergebnisse in dieser Studie für den Standort Lückstedt aus dem Jahr 2014. Der Versuch von Hansen et al. (2003) fand jedoch auf Grünland statt. Auch bei Rubaek et al. (1996) zeigte die Injektion von Rindergülle in einer Tiefe von 5 cm eine Verringerung der NH_3 -Emission von 47-72 % im Vergleich zur ganzflächigen Gülleausbringung. Auf dem ebenfalls sandigen Standort von Rubaek et al. (1996) wurde auf einem fünf Tage vorher gemähten Feld von Ackerfutter die Gülle appliziert. Die sofortige Einarbeitung der Gülle nach der Applikation und besonders deren Injektion führt zu einer starken Reduktion der NH_3 -Emission wie auch weitere Untersuchungen zeigten (Sommer und Hutchings 2001, Webb und Misselbrook 2004). Die Emissionen sinken in der Regel mit zunehmender Applikationstiefe der Gülle (Sommer und Hutchings 2001). Dies ist für die vorliegende Arbeit auch der Fall, allerdings trat dieser Effekt deutlicher im Jahr 2014 in Lückstedt auf. Das Potenzial der NH_3 -Emission aus applizierter Gülle ist abhängig vom Oberflächenkontakt der Gülle und der Atmosphäre. Dieser Kontakt wird geringer, wenn die Gülle in der abgelegten Tiefe bleibt (Hansen et al. 2003). Beim Gülle-Strip-Till-Verfahren wurde die Gülle in einem sogenannten „closed slot“ ablegt, das heißt sie wurde im Boden eingeschlossen und besaß keinen direkten Kontakt zur Atmosphäre. Die NH_3 -Emissionsreduktion ist bei einer closed slot Injektion größer als bei einer open slot Injektion (Hansen et al. 2003, Wulf et al. 2002). Zu berücksichtigen ist allerdings, dass auch bei der ganzflächigen Gülleapplikation eine

Einarbeitung der Gülle unmittelbar nach Applikation in ca. 6-8 cm Tiefe erfolgte. Das erklärt, dass zwischen den geprüften Applikationsvarianten nur geringe Unterschiede bestanden.

Im Versuchsjahr 2015 wurde im Parzellenversuch in Kossebau keine Reduktion der NH_3 -Emission bei Gülle-Injektion im Strip-Till-Verfahren im Vergleich zur ganzflächigen Gülleausbringung nachgewiesen. Es war jedoch ein signifikanter Einfluss des NI vorhanden. Dies könnte daran liegen, dass in diesem Fall mit fünf Liter NI ha^{-1} eine größere Menge NI zugesetzt wurde, als im Vorjahr mit drei Liter NI ha^{-1} . In Kossebau 2015 wurde im Vergleich zur nicht stabilisierten Variante eine 51 % geringere NH_3 -Emission gemessen. Der Nitrifikationsinhibitor verzögert die mikrobielle Oxidation von ammoniumhaltigem Dünger zu Nitratstickstoff im Boden, welches die Quelle für die Emissionen darstellt (Wolf et al. 2014). In Lückstedt 2014 war kein NI Effekt auf die NH_3 -Emission vorhanden, ähnlich wie bei Wolf et al. (2014). Die NH_3 -Emissionen waren in beiden Jahren auf einem insgesamt geringen Niveau. Die tendenziell höhere NH_3 -Emission in Kossebau 2015 könnte durch die wärmere Witterung von fast 5 °C während der Messung beeinflusst sein. Mit steigender Temperatur erfolgt auch einen schnellerer Transport und Austausch des NH_3 vom Boden mit der Luft (Horlacher und Marschner 1990, Sommer und Olesen 1991, Hansen et al. 2003, Mkhabela et al. 2009).

N-Injektionsversuch

Stickstoffhaltige Düngemittel besitzen das Potenzial, signifikante Mengen von NH_3 in die Atmosphäre zu emittieren, wenn diese auf die Bodenoberfläche aufgebracht und nicht eingearbeitet werden (Ferguson et al. 1988, Rochette et al. 2009). In den letzten Jahrzehnten wurden einige Studien über NH_3 -Emission nach organischer und mineralischer Applikation durchgeführt. Dennoch ist das Wissen über den direkten Einfluss von einer Injektionsapplikation auf die NH_3 -Emission in den gemäßigten Breiten begrenzt. In der Regel sind die NH_3 -Emissionen durch den Einsatz von Mineraldüngern im Vergleich zu Gülle und Mist niedriger (Isermann 1990). Die Ergebnisse in dieser Arbeit zeigten dies jedoch nicht. Die gasförmige NH_3 -Emission aus dem Boden stellt einen komplexen Prozess dar, der unter anderen durch Bodentemperatur und der Bodenfeuchte beeinflusst wird, welche beide stark von der Bewirtschaftungsweise abhängig sind (Bouwman 1996, Wulf et al. 1999, Goenster et al. 2015).

Innerhalb von drei Tagen nach der N-Applikation traten mehr als 80 % der NH_3 -Emission auf (van der Weerden und Jarvis 1997, Cai et al. 2002, Wang et al. 2004). Besonders hervorzuheben ist, dass bei den Nossener Injektionsversuchen ebenfalls die höchsten Emissionen direkt nach der mineralischen Düngung im Jahr 2015 auftraten.

Zur ersten N-Gabe in Nossen 2014 fielen eine Woche vor der Applikation 10,3 mm Niederschlag, sodass der Boden sehr feucht war. Während der NH_3 -Messung fielen noch einmal 1,2 mm Niederschlag, verteilt auf zwei Niederschlagsereignisse zu Beginn und gegen Ende der Messung. Während dieses Zeitraums betrug die durchschnittliche Temperatur 13,1 °C. Eine Woche vor der zweiten N-Gabe in Nossen im Versuchsjahr 2014 fiel kein Niederschlag, sodass sehr trockene Bodenbedingungen vorlagen. Während der NH_3 -Messung fielen gegen Ende der Untersuchung 1,3 mm Niederschlag bei einer durchschnittlichen Temperatur von 11,0 °C. Auch zur ersten N-Gabe in Nossen im Versuchsjahr 2015 fiel eine Woche vor der NH_3 -Messung 0,2 mm Niederschlag. Innerhalb des Untersuchungszeitraums fielen noch einmal 3,6 mm Niederschlag die sich auf drei Regenereignisse verteilten. Während der Untersuchung betrug die Temperatur 7,3 °C. Zur 2. N-Gabe in Nossen 2015 fielen eine Woche vor Beginn der NH_3 -Messung 7,1 mm Niederschlag. Während der Untersuchung kam es zu Niederschlägen in Höhe von 0,1 mm. Die durchschnittliche Temperatur betrug 15,1 °C während Messung. Die Unterschiede in der Witterung waren tendenziell auch in der Höhe der NH_3 -Emission zu sehen. Die erste N-Gabe im Jahr 2014 fand zu feuchteren und wärmeren Bedingungen als im Jahr 2015 statt und emittierte globale betrachtet ebenfalls höhere Mengen. Bei der zweiten N-Gabe im Jahr 2014 lagen trockenere und kühlere Bedingungen als im Folgejahr vor, die auch weniger NH_3 -Emission freisetzen.

In beiden Jahren ließ sich ein signifikant geringerer Unterschied der zweiten N-Gabe im Vergleich zur ersten N-Gabe feststellen. Dies kann mit der fortschreitenden Pflanzenhöhe begründet werden. Neben den klimatischen Faktoren beeinflusst die Pflanzenbedeckung während der Anwendung die NH_3 -Emission (Sommer und Hutchings 2001). Je höher ein Pflanzenbestand ist, desto weniger können die Witterungseinflüsse wie Wind, Sonneneinstrahlung auf die Ausbildung von NH_3 -Gradienten zwischen Bodenoberfläche und Atmosphäre wirken (Döhler und Horlacher 2010). Auch Sommer et al. (1997) deuteten die Wichtigkeit einer Pflanzenbedeckung für eine Reduktion von NH_3 -Emissionen an. Bei dem Vorhandensein von Weizenpflanzen kam es ebenfalls bei Black et al. (1989) zu signifikant geringeren NH_3 -Emissionen. Es ist wahrscheinlich, dass die Pflanzen die Luftbewegung an der Bodenoberfläche sowie den Lichteinfall stark reduzierten und somit den NH_3 -Transfer in die Luft minimierten (Freney et al. 1992, Quackernack et al. 2012). Unter diesen Bedingungen wird die NH_3 -Emission durch Diffusion begrenzt (Black et al. 1989).

Im Gegensatz zum Gülle-Strip-Till bei dem der Dünger in einem „closed slot“ abgelegt wurde, wurde bei der N-Injektion der Nährstoff „open slot“ appliziert, da die Injektionsstelle offen

blieb und somit die Witterungseinflüsse darauf wirken konnten. Aus einer injizierten Düngersapplikation entstehen weitaus weniger NH_3 -Emissionen als bei oberflächlich ausgebrachten Düngern (Döhler und Horlacher 2010). Je tiefer die Einarbeitung erfolgt, umso größer ist in der Regel auch die NH_3 -Emissionsminderung (Döhler und Horlacher 2010). Dies kann für die vorliegenden Versuche nicht bestätigt werden, da tendenziell meist höhere Emissionen bei der Injektion zu finden waren. Die größten Emissionen wurden im feuchteren und wärmeren Versuchsjahr 2014 gemessen. Die beiden Parameter könnten die größten Ursachen dafür sein. Sauerwirkende Düngermittel wie KAS emittieren weniger NH_3 als basisch-wirkende Düngermittel wie Harnstoff. Der Harnstoff aus der Injektion wurde schneller zu NH_4 hydrolysiert (Black et al. 1989, Yadvinder-Singh und Beauchamp 1988, Sommer und Jensen 1994).

Die Temperatur beeinflusst auch die NH_3 -Emissionsrate infolge der Harnstoffhydrolyse sowie den Transport von Harnstoff im Boden (Van der Weerden und Jarvis 1997). Bei hohen Temperaturen schreitet die Harnstoffhydrolyse schneller voran (Basten 2010). Höhere Temperaturen im Frühjahr 2014 in Verbindung mit einer höheren Bodenfeuchte führten wie bei Black et al. (1989) zu höheren NH_3 -Emissionen. Geringe Emissionen fanden Sommer und Jensen (1994) bei geringen Luft- und Bodentemperaturen. Dies bestätigte auch Leick (2003) und kann auch für den Standort Nossen übertragen werden. Bei niedrigen Temperaturen verläuft die Emission langsamer, da die Emissionsrate in den ersten Stunden nach der Ausbringung geringer ist (Sommer et al. 1991). Die Emission streckt sich dafür über einen längeren Zeitraum (Leick 2003). Da die Messungen nur jeweils ca. vier Tage stattfanden, könnte die Gesamtemission wohl eher unterschätzt worden sein. Bodenfeuchtigkeit ist entscheidend für die Auflösung des Düngers und die Hydrolyse des Harnstoffs (Freney et al. 1992, van der Weerden und Jarvis 1997, Sommer et al. 2004). Unter trockenen Bedingungen kann es zur Beschränkung der Harnstoffhydrolyse sowie der verminderten Auflösung der Düngergranulate kommen (McInnes et al. 1986, Clayton et al. 1997, Hoffmann et al. 2001). Der hohe Einfluss der Bodenfeuchtigkeit auf die Düngelöslichkeit könnte teilweise die niedrigen NH_3 -Emissionen bei der Variante Streuen und Injektion im Jahr 2015 erklären, da trockene Bedingungen vorlagen und so sich der Harnstoff und der KAS nicht auflösen konnten und folglich die Hydrolyse eingeschränkt wurde (Ferguson et al. 1988, Freney et al. 1992). Im trockenen Boden ist der injizierte Stickstoff vor NH_3 -Emission relativ gut geschützt, da der Wassergehalt zu niedrig war um eine Harnstoffhydrolyse zu ermöglichen (Pacholski et al. 2011).

3.2.4. Diskussion –Lachgasemission Strip-Till und N-Injektion

Strip-Till Versuch

Die saisonalen Variationen von Bodenfeuchtigkeit und -temperatur, Stickstoff- und C_{org} -Gehalt sowie das Vorhandensein von Pflanzen üben neben den Managementfaktoren wie der Applikationstechnik, -menge und der Düngerart einen Einfluss auf die N_2O -Emission aus (Pathak 1999, Stehfest und Bouwman 2006, Ni et al. 2014). In Falkenberg 2014 emittierte die ungedüngte Kontrolle signifikant mehr N_2O als die anderen Ausbringungsvarianten der Gülle. Dies könnte eine Folge der Vorbewirtschaftung in den Lysimetern sein und lässt sich nicht zweifelsfrei klären. In den Parzellenversuchen wurden sowohl bei der Gülle-Strip-Till Variante als auch bei der ganzflächigen Gülleausbringung höhere N_2O -Emissionen aus der Zwischenreihe im Vergleich zur gedüngten Reihe erfasst. Für das Versuchsjahr 2015 waren diese Unterschiede signifikant. Die Unterschiede zwischen der Reihe und der Zwischenreihe könnten durch den N-Entzug der Pflanzen hervorgerufen sein. Die Maispflanzen nehmen in der Reihe über die Wurzeln Wasser und den darin gelösten Stickstoff auf (Schortemeyer et al. 1993). Auf diese Weise enthält der Oberboden weniger Nitrat, welches die Ausgangssubstanz für die De- bzw. Nitrifikation sind. Auf diesen Zusammenhang deuten zumindest die kumulierten N_2O -Emissionen am Ende der Untersuchung. Im Parzellenversuch im Versuchsjahr 2015 in Kossebau wurden signifikante Korrelationen zwischen N_2O -Emission und Bodentemperatur (Reihe und Zwischenraum) sowie N_2O -Emission und Lufttemperatur (Zwischenraum) nachgewiesen werden. Zusätzlich korrelierte die N_2O -Emission positiv mit der Lufttemperatur im Reihenzwischenraum. Die Temperatur spielt eine wichtige Rolle bei der N_2O -Emission in Folge der Mikroorganismenaktivität im Boden. Bei niedriger Temperatur ist die mikrobielle Aktivität gering, sodass nur wenig Stickstoff mineralisiert werden kann (Paillat et al. 2005). Als Hauptquellen für die N_2O -Emission aus dem Boden sind die mikrobiellen Prozesse der gleichzeitig stattfindenden Nitrifikation und der Denitrifikation in Folge mikrobieller Atmung zu nennen (Flessa und Beese 2000, Well et al. 2010). Die Denitrifikation ist dabei die Hauptquelle für die N_2O -Bildung (Flessa und Beese 2000, Well et al. 2010, Ni et al. 2014). Diese Prozesse unterliegen sehr komplexen Regulationen mit verschiedenen Interaktionen bezüglich Bodeneigenschaften und Umweltfaktoren (Henault et al. 1998, Ni et al. 2014). In Falkenberg waren jedoch keine signifikanten Korrelationen des N_2O -Flusses mit den Witterungsparametern nachweisbar, was eine Folge der geringen Wiederholungen sein kann. Im Gegenteil zu anderen Untersuchungen (Halvorson et al. 2011) wurden in vorliegender Studie nicht die höchsten N_2O -Emissionen unmittelbar

nach der Düngung erfasst. Die Ursache hierfür könnte die zu diesem Zeitpunkt in beiden Versuchsjahren erfasste geringe Bodenfeuchte und niedrige Bodentemperatur sein, die eine geringe mikrobielle Bodenaktivität zur Folge hat. Hohe N₂O-Emissionen kommen laut Dittert und Mühling (2009) in Zeiträumen mit hoher Bodenfeuchte und gleichzeitig hoher Verfügbarkeit von Nitrat-N sowie leicht abbaubarer organischer Substanz vor. Im Frühjahr ist der Boden noch kühl und der NO₃-Gehalt ist relativ gering. Auf diese Weise kann eine organische Düngung bei einem gleichzeitig hohen Angebot an leicht abbaubarer organischer Substanz vergleichsweise geringe N₂O-Emission verursachen (Dittert und Mühling 2009). N₂O-Peaks wurden in vorliegenden Untersuchungen im Laufe der Vegetationsperiode erfasst und stehen vermutlich im Zusammenhang mit einer höheren Stickstoffverfügbarkeit im Boden aufgrund verbesserter Mineralisierungsbedingungen bei höheren Temperaturen wie auch in anderen Studien nachgewiesen (v. Bochave et al. 2000, Ruser et al. 2001, Bouwman et al. 2002). Im Sommer kommt es vermehrt zu N₂O-Emissionen bei einem feucht-warmen Bodenklima (Dittert und Mühling 2009). Die sandig lehmigen Böden der beiden Standorte besitzen größere Poren und können das Wasser nach Niederschlagsereignissen nicht lange speichern. Die in vorliegender Studie ermittelten insgesamt geringen N₂O-Emissionen sind vermutlich auch auf die durch die vorherrschenden Bodeneigenschaften bedingten ungünstigen Denitrifikationsbedingungen der Standorte (hoher Sandgehalt, gute Durchlüftung, geringe C_{org}-Gehalte) zurückzuführen wie auch in der Literatur bestätigt (Bouwman et al. 2002, Wolf et al. 2014). Rubaek et al. (1996) sowie Flessa und Beese (2000) zeigten, dass eine Reduzierung der NH₃-Emissionen andererseits zur Emissionssteigerung des THG N₂O führen kann. Dies bestätigten auch Wulf et al. (2002), die zeigten, dass sich mit der Gülleinjektion die NH₃-Verluste reduzierten, sich aber die N₂O-Emissionen um das 2 bis 3-fache steigerten. Als Grund dafür wird vermutet, dass durch Injektion von flüssigem organischem Düngern unter Sauerstoffabschluss die Nitrifikations- und Denitrifikationsbedingungen verbessert werden und somit die N₂O-Freisetzung erhöht wird (Serverin et al. 2015). Dieser Zusammenhang wurde anhand der Ergebnisse im Versuchsjahr 2014 bestätigt. Hier wurden bei der Gülle-Strip-Till Variante signifikant niedrigere NH₃-Emissionen als bei der ganzflächigen Gülleapplikation erfasst. Demgegenüber zeigte die Gülle-Strip-Till Variante tendenziell niedrigere N₂O-Emission als die ganzflächige Gülleapplikation.

N-Injektionsversuch

Bouwman (1996) analysierte Ergebnisse von 88 Publikationen, die zwischen 1978 und 1992 über N₂O-Emissionen auf landwirtschaftlich genutzten Böden veröffentlicht wurden. Insgesamt wies der untersuchte Standort in Nossen über die beiden Versuchsjahre im Vergleich zu anderen Publikationen sehr geringe jährliche N₂O-Emissionen auf, da sich diese unter 1,0 kg N₂O-N ha⁻¹ nach der mineralischer Düngung belaufen. Es zeigte sich jedoch trotzdem ein Einfluss der Düngerapplikation am Versuchsstandort in Nossen. In landwirtschaftlich genutzten Böden stiegen für kurze Zeit nach der N-Düngung typischerweise immer die N₂O-Emissionen an (Whalen et al. 2000, Rochette et al. 2009). Diese Zeitspanne beträgt ca. sechs Wochen. Nach dieser Zeit sanken die N₂O-Emissionen wieder auf das niedrige Grundniveau zurück und zwar unabhängig von der applizierten Düngermenge (Mosier 1998). Die höchsten N₂O-Emissionen wurden dabei in den Versuchsjahren 2014 und 2015 jeweils nach der letzten Düngerapplikation beobachtet. Nach den ersten und zweiten Applikationen kam es nur zu kleineren N₂O-Peaks bzw. keinen größeren N₂O-Flüssen. Dies deckte sich auch mit den Ergebnissen von Bell et al. (2015). Die Verzögerungen der N₂O-Emissionspeaks bis nach der letzten Düngerapplikation in beiden Jahren legen nahe, dass Boden und Umweltfaktoren die für die THG-Bildung erforderlich sind, limitiert waren. Eine mögliche Erklärung hierfür könnten die kleineren Applikationsmengen in den einzelnen Düngergaben sein, da auf diese Weise ein niedriges Level an mineralischen N im Boden für Nitrifikation und Denitrifikation vorhanden war (Bell et al. 2015). Die erhöhten N₂O-Emissionen sind auf lokale und zeitliche Veränderungen in der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz sowie Veränderungen der bodenbiologischen Aktivität zurückzuführen (Hellebrand et al. 2005).

Die N₂O-Hintergrundemissionen aus gedüngten landwirtschaftlichen Böden in Deutschland wurden auf den Standardwert 1,0 kg N₂O-N ha⁻¹ pro Jahr festgelegt (IPCC 1997). In Deutschland beträgt diese N₂O-Emission auf ungedüngten Böden zwischen 0,04 und 3,40 kg N₂O-N ha⁻¹ und Jahr (Jungkunst et al. 2006). Bei Hoffmann et al. (2001) hatte die ungedüngte Kontrollvariante mit 0,30 kg N₂O-N ha⁻¹ pro Jahr eine geringe N₂O-Emission. Deppe et al. (2016) hatten auf der ungedüngten Kontrolle eine kumulierte jährliche N₂O-Emission von 0,26 kg N₂O-N ha⁻¹. In Nossen kam es in beiden Versuchsjahren mit -0,004 kg N₂O-N ha⁻¹ bzw. 0,01 kg N₂O-N ha⁻¹ pro Jahr zu keiner nennenswerten N₂O-Emission. Diese Emissionen sind daher von untergeordneter Relevanz. Landwirtschaftlich genutzte Böden können sowohl Quelle als auch Senke für N₂O sein (Ryden, 1981, Flessa et al. 2002). In vielen Fällen besitzen die Standortfaktoren einen höheren Einfluss auf die THG-Freisetzung als die Applikationstechnik (Mkhabela et al. 2009). Jungkunst et al. (2006) erfasste für 27 Standorte in Deutschland die jährliche

N₂O -Emission. Diese lagen im Bereich von 0,04 bis 17,1 kg N₂O-N ha⁻¹. Wassergestaute Böden sind zum Beispiel durch niedrige N₂O-Emission charakterisiert. Ebenso wie Böden aus trockeneren Regionen mit einer Niederschlagsmenge von unter 600 mm im Jahr (Jungkunst et al. 2006). Nossen lag mit 604 mm bzw. 626 mm für die Jahre 2014 bzw. 2015 nur leicht darüber. Laut Jungkunst et al. (2006) gibt es im Norden von Deutschland weniger Fröste sowie im Osten Deutschlands trockenere Bedingungen, welche ein Grund für die sehr geringen Emissionen sein können. Die vergleichsweise geringen bzw. zum Teil negativen N₂O-Flüsse im vorliegenden Versuch über beide Versuchsjahre hinweg, deuten auf eine exakt kalkulierte und den Pflanzenbedarf zeitliche gut angepasste Düngerstrategie. Der Weizen nimmt mit dem Wachstum schnell hohe N-Mengen auf, so dass den Mikroorganismen das Nitrat, welches die Ausgangssubstanz für die De- bzw. Nitrifikation ist, entzogen wird (Clayton et al. 1997, Mkhabela et al. 2009). In Kombination mit der optimalen Düngermanagement am Standort Nossen und der Tatsache, dass die Böden im Osten von Deutschland allgemein weniger emittieren (Jungkunst et al. 2006), können damit die geringen Emissionsmengen an diesem Standort begründet werden.

Die Wetterbedingungen beeinflussen das N₂O-Emissionsmuster innerhalb eines Jahres. Bei kühlen und feuchten klimatischen Bedingungen erhöht sich die N₂O-Emissionen von nitrathaltigen Düngemitteln, während bei warmen und trockenen Bedingungen die Harnstoff und Ammonium-Düngemittel höhere Emissionen zeigten (Smith et al. 1998, de Klein et al. 2010), wie es auch in den beiden Versuchen in Nossen auftrat. Im Jahr 2014 emittierte die Variante Streuen tendenziell mehr als die Injektionsvariante. Im darauf folgenden Jahr war die Injektionsvariante diejenige, welche am stärksten emittiert. Dies deutet auf einen Jahreseffekt der Witterung auf die N₂O-Emission. Niederschläge und die damit verbundene hohe Bodenfeuchtigkeit können einen hohen N₂O-Fluss provozieren. Zu diesem Faktor ist auch die Düngerform auf die Emissionshöhe einflussübend. Durch das Wasser lösen sich die gestreuten Granulate im Düngemittel KAS schneller auf, die so schneller zu N₂O-Emissionen führen können (Clayton et al. 1997, Hoffmann et al. 2001, Tenuta und Beauchamp 2003). Analog dazu kann sich unter trockenen Bedingungen wie im Versuchsjahr 2015 das KAS-Granulat nicht sofort auflösen und es treten somit geringere N₂O-Emissionen auf. Die Lachgasbildung ist stark an bestimmte Bodenparameter geknüpft (Bouwman 1996). Allerdings lagen allgemein sehr geringe Korrelationskoeffizienten und keine signifikanten Korrelationen der Lachgasflüsse mit den Boden- und Witterungsparametern vor. Es gab lediglich eine Tendenz (p=0,06) mit der WFPS, wobei der Korrelationskoeffizient von r=0,15 eher als sehr niedrig einzuschätzen ist. Die nicht vorhandenen Korrelationen, könnten durch eine hohe zeitliche Dynamik der N₂O-Emissionen erklärt werden,

die durch den Verlauf einer Woche bis zur nächsten Messung auftretenden Schwankungen gestützt wird (Hellebrand et al. 2005). Von der Düngung bis zur Ernte fielen im Versuchsjahr 2014 rund 326 mm Niederschlag bei einer durchschnittlichen Temperatur von 13,4 °C. Für das Versuchsjahr 2015 wurden 254 mm Niederschlag bei 13,8 °C im gleichen Zeitraum gemessen. Harrison und Webb (2001) beobachteten, dass unter trockenen Bedingungen die N₂O-Emissionen im Allgemeinen gering sind. Die positive Ladung von NH₄-Sulfat kann die Wahrscheinlichkeit des Absorptionsvermögens für längere Zeit im Boden ansteigen, wodurch folglich auch die Möglichkeit der Umwandlung in N₂O im trockenen Jahr 2015 angestiegen sein könnte (Martins et al. 2015).

Die Platzierung von mineralischem Dünger in der Nähe der aktiven Wurzelzone kann den oberflächlichen N-Verlust reduzieren, sodass weniger N als N₂O emittiert (CAST 2004). Auch für Liu et al. (2006) war die Konsequenz einer tiefen N Platzierung im Vergleich zur flachen N-Applikation eine geringere N₂O-Emissionen. Auf einem Lehmboden in Colorado fanden Liu et al. (2006) heraus, dass die Injektion von flüssigem Harnstoff und Ammoniumnitrat in eine Bodentiefe von 10 cm bzw. 15 cm eine geringere N₂O-Emissionen von 40 – 70 %, im Vergleich zu einer Injektion von 5 cm Bodentiefe bzw. einer oberflächlichen Streuapplikation ergab. Im Gegensatz dazu stellten Drury et al. (2006) auf einem lehmigen Standort in Ontario fest, dass die N₂O-Emissionen im Durchschnitt um 26 % höher lagen wenn die Injektion von Ammoniumnitrat in eine Tiefe von 10 cm gegenüber einer Injektion von 2 cm Bodentiefe erfolgt. Hultgreen und Leduc (2003) zeigten in Saskatchewan eine leicht höhere N₂O-Emission von Harnstoff, wenn dieser gestreut wurde, als wenn dieser im Band appliziert wurde. Durch den Mangel an konsistenten Ergebnissen ist es nicht möglich, die Injektion als eine reduzierende Applikationsstrategie für die N₂O-Emission zu rechtfertigen. Die Ergebnisse aus Nossen von beiden Versuchsjahren können dabei auch keinen klaren Beitrag leisten. Der Witterungseinfluss über den gesamten Untersuchungszeitraum überdeckt, wie schon in den Gülle-Strip-Till Versuchen, den Einfluss der N-Injektion auf die N₂O-Emissionen. Diese Ergebnisse zeigen, dass Faktoren welche die N₂O-Emissionen steuern schwierig vorherzusagen sind, weil diese über längere Zeiträume variieren können (Kaiser et al. 1998). Kaiser und Ruser (2000) schlussfolgerten bereits aus ihren Ergebnissen, dass die Standortbedingungen vor allem Klima und Boden stärker auf die N₂O-Emissionen wirken als die N-Düngung.

Werden die NH_3 - und N_2O -Emissionen miteinander verglichen, so wird für den Versuch in Nossen festgestellt, dass es nicht wie vermutet, durch die platzierte N-Injektion zu einem Anstieg der N_2O -Emission bei einer gleichzeitigen Reduktion der NH_3 -Verluste kam. Im Gegenteil, bei der Injektion waren die N-Emissionen, besonders im Jahr 2015, sowohl in Form von NH_3 als auch in Form von N_2O erhöht. Einschränkend muss jedoch festgehalten werden, dass die niedrigen NH_3 -Emissionen, bei der Streuung von KAS eine Folge der trockeneren und wärmeren Bedingungen im Jahr 2015 sein könnten, wie es auch die Ergebnisse von Leick (2003) zeigten. Lui et al. (2006) und Mkhabela et al. (2009) stellten dar, dass seine NH_3 -Reduzierung, eine höhere N_2O -Emission nach sich zogen. Diese Studie zeigte, dass unterschiedliche Applikationsformen auf einen Standort über zwei Versuchsjahre ein breites Spektrum an NH_3 - sowie N_2O -Emissionen nach sich zogen. Es besteht noch weiterer Untersuchungsbedarf, den direkten Einfluss der Applikationstechnik auf die Ausbildung der Treibhausgase sowie sich die Emissionen auf die pedoklimatischen Bedingungen im Jahresverlauf auswirken.

3.3. N-Verlagerung, Erträge und N-Entzüge

3.3.1. Gülle-Strip-Till - Parzellenversuche Lückstedt, Kossebau, Burgsdorf, Quellendorf

Die klimatischen Bedingungen für die Versuchsjahre 2014 und 2015 sind aus Abbildung 67 ersichtlich. In beiden Jahren wurden im Frühjahr vergleichsweise niedrige Niederschläge erfasst. In 2014 waren optimale Wachstumsbedingungen für Mais vor allem ab Juni mit hohen Temperaturen und gleichzeitig hohen Niederschlagsmengen gegeben. Im Versuchsjahr 2015 wurden mit einem Jahresniederschlag von 483 mm im Vergleich zum langjährigen Mittel niedrige Niederschläge erfasst. Anhand der modellierten nutzbaren Feldkapazitäten (nFK) wird

deutlich, dass vor allem in den Monaten Mai und Juni 2015 den Maispflanzen wenig Bodenwasser zur Verfügung stand (Abbildung 68). Erst in den Monaten Juli und August führten hohe Niederschläge zu einem deutlichen Anstieg der nFK an den Versuchsstandorten.

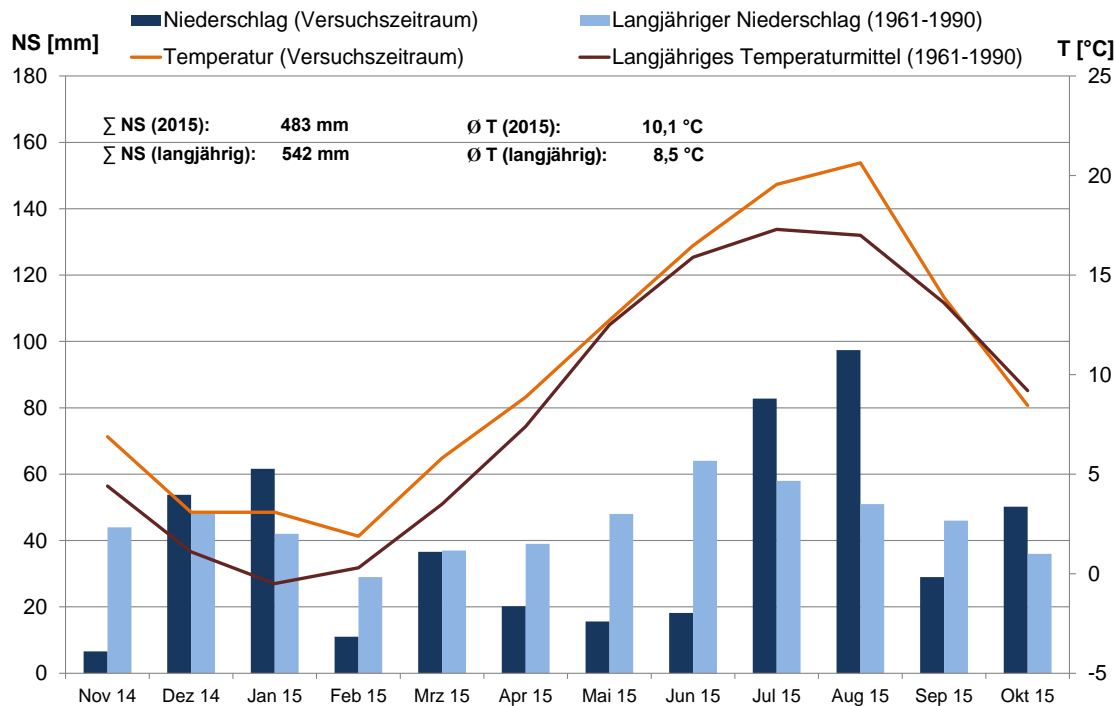
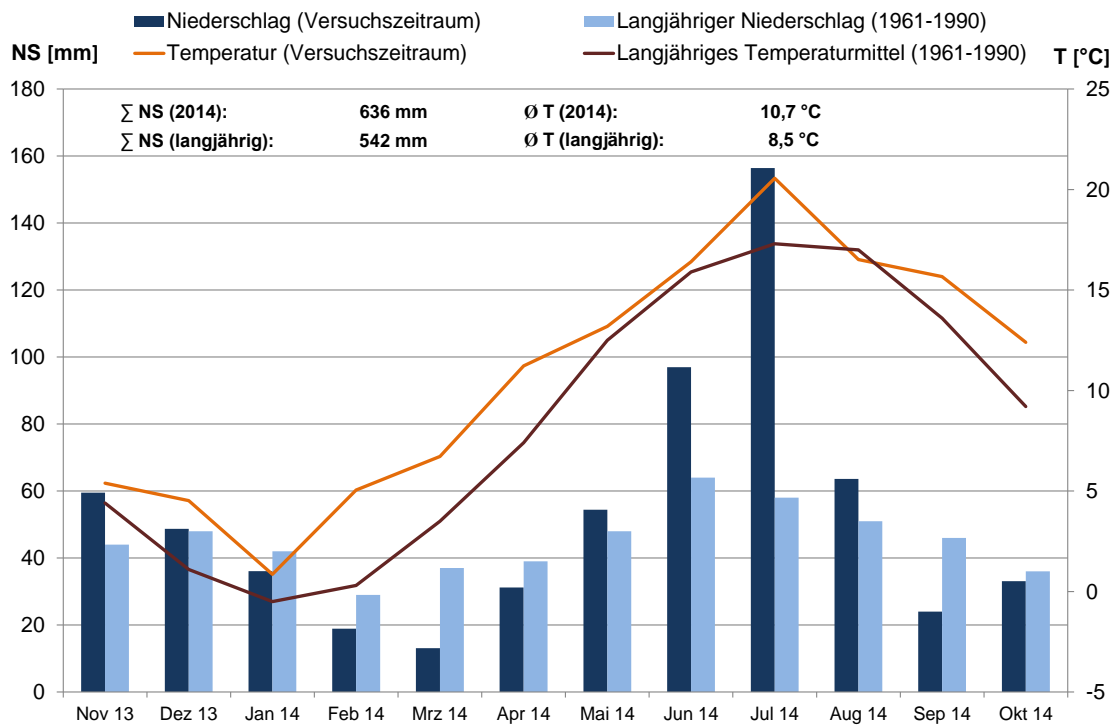


Abbildung 67: Witterungsverlauf am Standort Lückstedt in den Versuchsjahren 2014 und 2015.

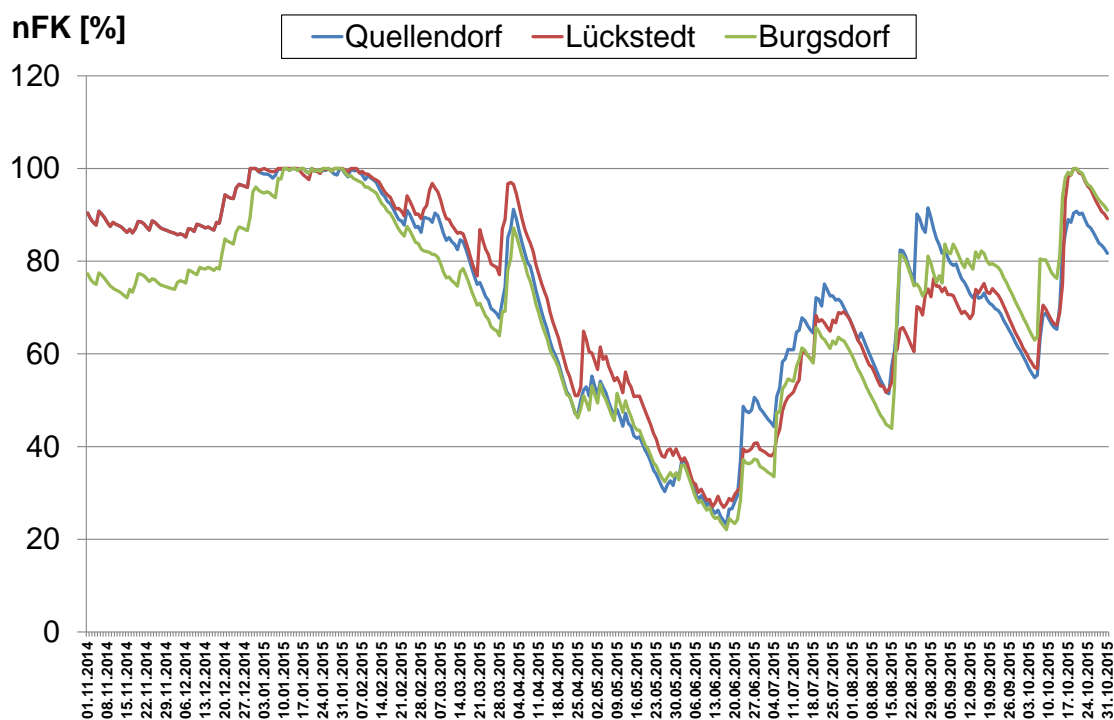


Abbildung 68: Nutzbare Feldkapazitäten an den Standorten der Parzellenversuche 2015 (Modellierungsergebnisse des DWD).

Auf der Grundlage des berechneten NO_3 -Anteils am N_{min} in einer Tiefe von 30 cm lässt sich für die mit NI stabilisierten Strip-Till-Varianten (STR+NI) ableiten, dass die Gülle- NH_4 -Depots an allen Standorten und in beiden Versuchsjahren bis etwa 30 Tage nach der Düngung stabil waren (Abbildung 69). Diese Ergebnisse stimmen sehr gut mit Laboruntersuchungen von Thiel et al. (2016) überein. Die Autoren wiesen eine signifikant geringere Bildung von NO_3 aus dem Gülle- NH_4 bis zu 4 Wochen nach Gülle-Applikation einer mit PIADIN stabilisierten STR-Variante im Vergleich zur nicht stabilisierten Variante nach. Im Zeitraum von 4 Wochen erhöhten sich in den Laborversuchen die NO_3 -Konzentrationen in der Bodenlösung um den Faktor 10 bei der nicht stabilisierten STR-Variante und um den Faktor 2 bei der Variante STR+NI. Die langsamste Abnahme des NH_4 -Anteils am Gülle-N zeigte sich im Versuchsjahr 2015 in Burgsdorf auf einem Lößstandort. Hier waren noch 91 Tage nach der Gülle-Injektion 25 % des N_{min} als NH_4 -N nachweisbar. Eine lang anhaltende Wirkung von NI bei Gülle-Injektion zu Mais wurde auch in anderen Untersuchungen bestätigt. So wiesen beispielsweise Olf et al. (2015) 61 Tage nach der Gülle-Injektion 49 bis 69 % des N als NH_4 -N nach. Mit Hilfe des NI konnte anhand vorliegender Parzellenversuche 30 Tage nach der Düngung noch ein 36 bis zu

60 % höherer NH_4 -Anteil im Vergleich zur nicht stabilisierten STR-Variante erfasst werden. Im Vergleich zu den STR-Varianten zeigte der NI bei der ganzflächigen Gülleausbringung (Konv.+NI) kaum einen Effekt. Bei dieser Variante war der NO_3 -Anteil bereits 30 Tage nach Gülleausbringung bei 74 bis 88 %. Signifikante Unterschiede zwischen der stabilisierten und nicht stabilisierten Variante waren nicht nachweisbar. Die Ursache hierfür ist vermutlich, dass bei der ganzflächigen Gülleausbringung im Vergleich zur konzentrierten Ablage des Güllebandes im Strip-Till-Verfahren eine größere Angriffsfläche für Mikroorganismen besteht. Dieser Zusammenhang wurde auch in anderen Untersuchungen bestätigt (Laurenz, 2014).

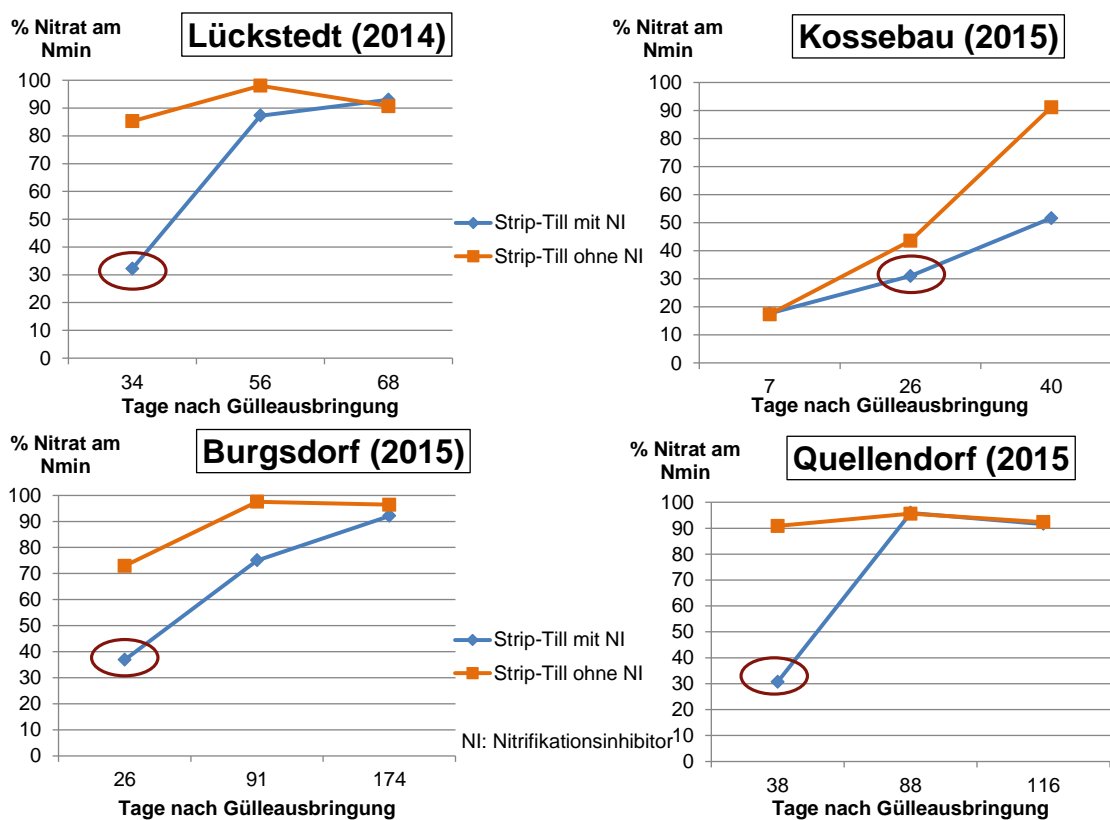


Abbildung 69: Nitrat-Anteil am Nmin bei den Strip-Till-Varianten

Die tiefenabhängigen Nmin-Untersuchungen zeigten bei den STR-Varianten signifikant niedrigere Nmin-Gehalte im Unterboden (30-90 cm) im Vergleich zu den anderen Versuchsvarianten ($p < 0.05$, $n=4$, Tukey-Test), die auf eine geringere N-Verlagerung hindeuten (Abbildung 70). Demgegenüber waren die Unterschiede zwischen den Varianten STR und STR+NI nicht signifikant. Eine geringere NO_3 -Verlagerung auf leichten Böden bei platzierter Gölledüngung

im Vergleich zur breitflächigen Gülle-Einarbeitung stellten auch Federolf et al. (2016) in ihren Versuchen fest.

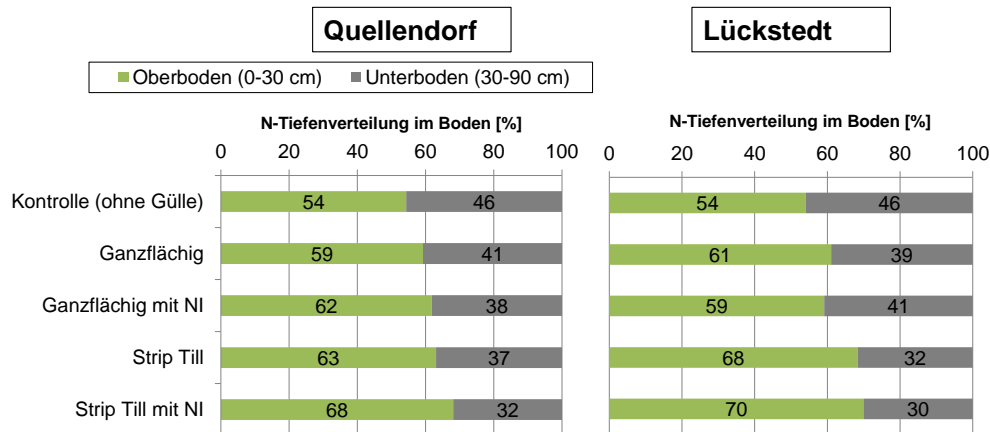


Abbildung 70: N-Tiefenverteilung im Boden gemittelt über den Versuchszeitraum.

Im Versuchsjahr 2014 wurden im Parzellenversuch in Lückstedt die höchsten TM-Erträge mit maximal 207 dt/ha bei den STR-Varianten und die niedrigsten mit 145 dt/ha bei der Nullvariante ermittelt (Abbildung 71).

Hinsichtlich der Ertragsleistung konnte kein signifikanter Mehrertrag durch den Einsatz eines NI erfasst werden. Im Unterschied hierzu wurde in anderen Versuchen eine Ertragssteigerung in den Varianten mit NI bei der Gülle-Unterfußdüngung im Vergleich zu den nicht stabilisierten Varianten nachgewiesen (Laurenz, 2014; Federolf et al., 2016, Thiel et al., 2016). Es ist zu vermuten, dass aufgrund des relativ trockenen Frühjahres auch eine geringere NO_3 -Verlagerungsgefahr im Zeitraum der nachgewiesenen NH_4 -Depot-Wirkung durch den NI bestand (siehe Abbildung 69). Zudem kann bereits durch die gezielte Ablage der Gülle im Strip-Till-Verfahren bei hohen NH_4 -Konzentrationen eine Hemmung der Nitrifikation erwartet werden, wie es auch aus der Anwendung des CULTAN-Verfahrens bekannt ist (z.B. Sommer, 2003). Wie aus Abbildung 71 ersichtlich, waren die größten Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsvarianten zur 1. und 2. Zwischenernte nachweisbar. Bis zur Haupternte im September 2014 war ein deutlicher Ertragszuwachs vor allem bei der Variante der ganzflächigen Gülleausbringung zu beobachten.

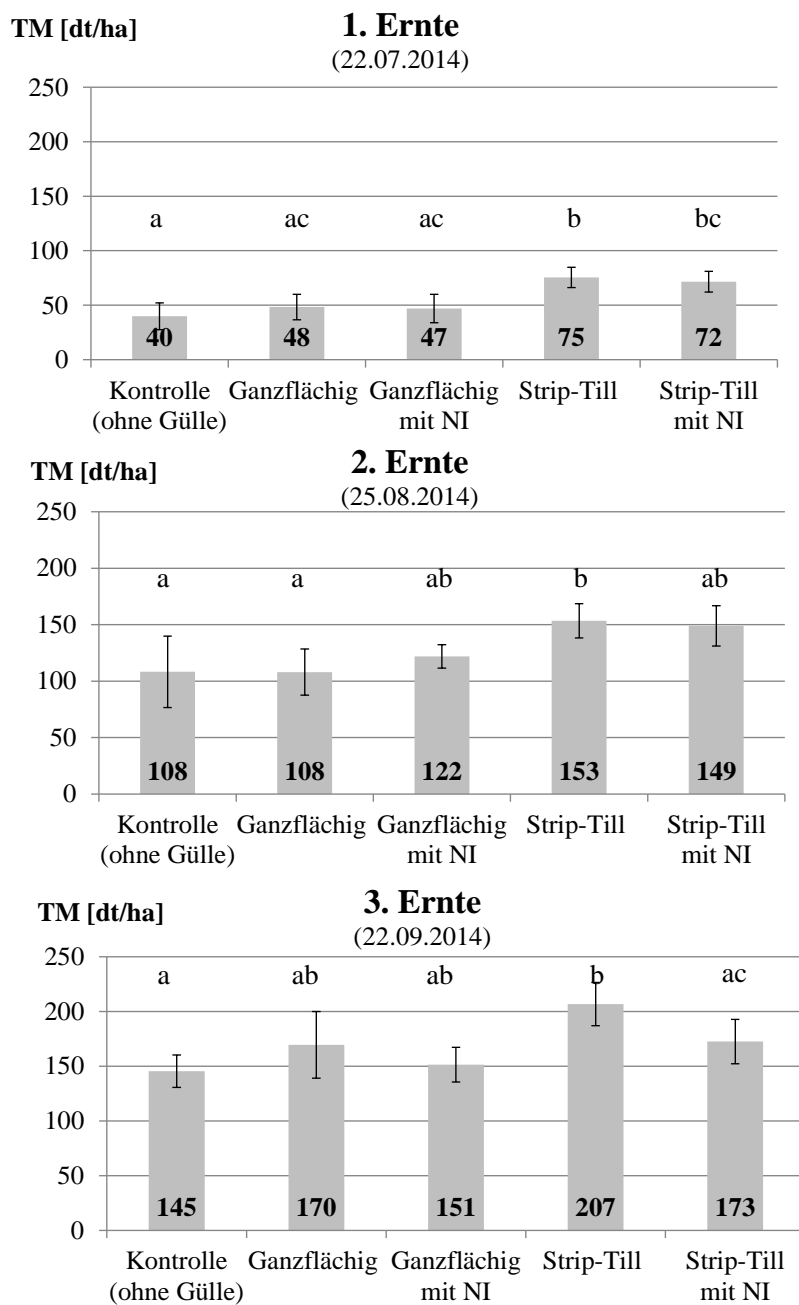


Abbildung 71: Trockenmasse(TM)-Erträge im Parzellenversuch in Lückstedt 2014 (Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten, $p < 0,05$, $n=4$, Tukey-Test).

Es kann angenommen werden, dass die Vorteile der STR-Varianten mit einer verbesserten Konservierung der Bodenfeuchte insbesondere in den trockeneren Frühjahrsmonaten zum Tragen kamen, während in den niederschlagsreichen Sommermonaten die Ertragsunterschiede zwischen den Varianten bis zur Haupternte noch etwas abnahmen. Im Versuchsjahr 2015 konnte

der Trend der Ertragsentwicklung von 2014 für die Parzellenversuche in Quellendorf und Burgsdorf weitestgehend bestätigt werden (Abbildung 72, Tabelle 16).

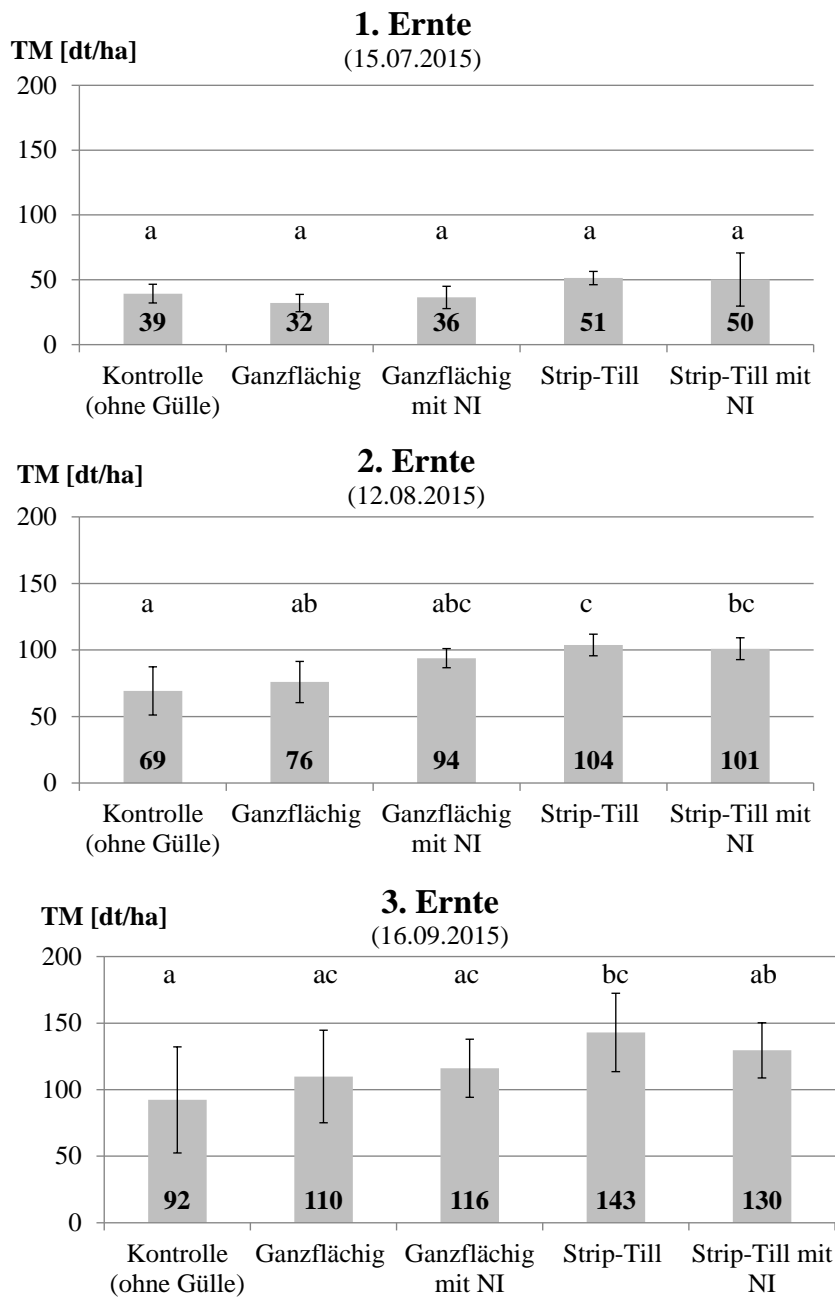


Abbildung 72: Trockenmasse(TM)-Erträge im Parzellenversuch in Quellendorf 2015 (Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten, $p < 0,05$, $n = 4$, Tukey-Test).

Tabelle 16: Trockenmasse-Erträge (TM) und Stickstoffentzüge (NE) der ausgewerteten Parzellenversuche (Mittelwert (\pm Standardabweichung), n=4, außer Burgsdorf).

Versuche	Varianten	TM [dt/ha]	NE [kg N/ha]
Lückstedt (2014)	Kontrolle (ohne Gülle)	145 (\pm 15)	194 (\pm 37)
	Ganzflächig	170 (\pm 30)	178 (\pm 20)
	Ganzflächig mit NI	151 (\pm 16)	195 (\pm 23)
	Strip Till	207 (\pm 20)	209 (\pm 9)
	Strip Till mit NI	173 (\pm 20)	173 (\pm 7)
Quellendorf 2015	Kontrolle (ohne Gülle)	92 (\pm 40)	105 (\pm 51)
	Ganzflächig	110 (\pm 35)	150 (\pm 44)
	Ganzflächig mit NI	116 (\pm 22)	138 (\pm 23)
	Strip Till	143 (\pm 29)	192 (\pm 55)
	Strip Till mit NI	130 (\pm 21)	177 (\pm 14)
Burgsdorf 2015	Kontrolle (ohne Gülle)	155	183
	Ganzflächig	157	194
	Ganzflächig mit NI	153	196
	Strip Till	179	233
	Strip Till mit NI	161	239

Am Standort Kossebau führte eine verspätete Maisaussaat sowie das Auftreten erheblicher Wildschäden dazu, dass keine verwertbare Ertragsauswertung möglich war. Im Vergleich zum Vorjahr waren die TM-Erträge in 2015 vermutlich aufgrund geringerer Niederschläge auf einem insgesamt niedrigeren Niveau. Vergleichbar zu 2014 wurden sowohl am Standort Quellendorf als auch in Burgsdorf die höchsten TM-Erträge bei den STR-Varianten ermittelt (Tabelle 16). Auch hier war kein signifikanter Effekt der Zugabe des NI auf den Ertrag sichtbar. Die Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten waren am Standort Quellendorf zur 2. Ernte (12.08.2015) am größten (Abbildung 72). Hohe Niederschläge wurden unmittelbar nach der 2. Ernte mit 116 mm im Zeitraum von 15.08.-31.08.2015 am Versuchsstandort registriert, die auch zu einem deutlichen Anstieg der nFK führten (Abb. 68) und somit vergleichbar zum Vorjahr die Ertragsdifferenzen zwischen den Versuchsvarianten bis zur Haupternte hin etwas ausgleichen. Beide Versuchsjahre zeigten einen mittleren Mehrertrag der STR Varianten im Vergleich

zur ganzflächigen Ausbringung von 22 bis 37 dt/ha (Tabelle 16). Allerdings muss hierbei berücksichtigt werden, dass die Unterschiede zwischen beiden Varianten aufgrund der großen Streuung nicht statistisch zu sichern sind. In der Literatur wird ein Ertragszuwachs durch Strip-Till von bis zu 11 dt/ha im Vergleich zur ganzflächigen Gülle-Einarbeitung angegeben (Federolf et al., 2016; Thiel et al., 2016).

Die mittleren N-Entzüge der Pflanzen im Versuchsjahr 2014 lagen im Bereich von 178 bis 223 kg N/ha (Abbildung 73).

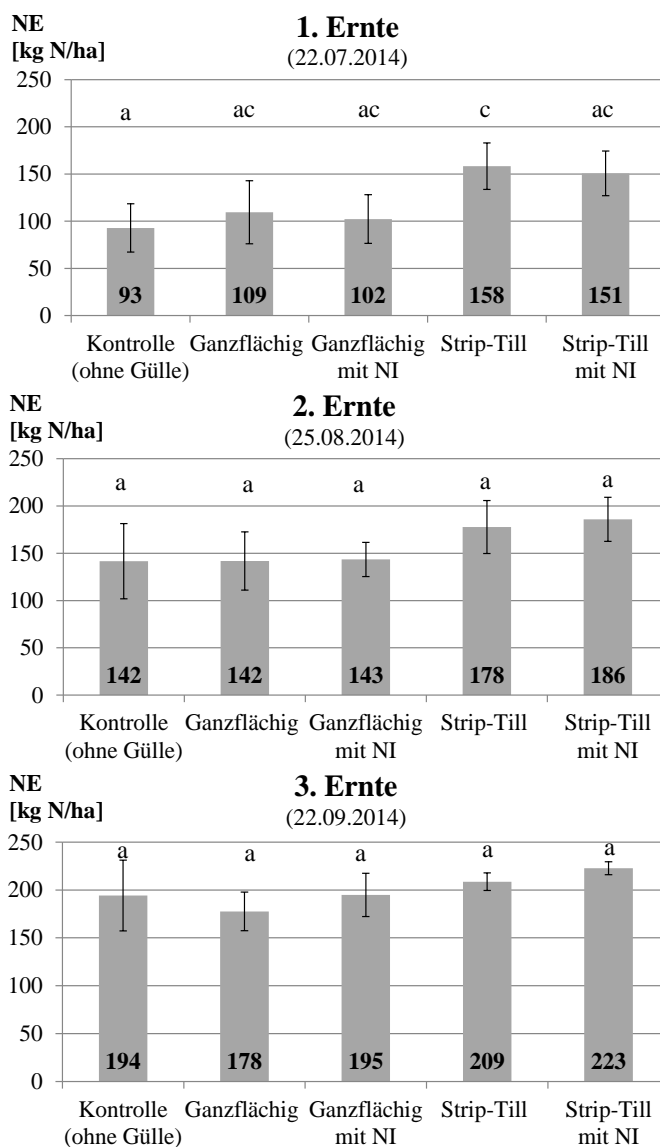


Abbildung 73: Stickstoff-Entzüge (NE) im Parzellenversuch in Lückstedt 2014 (Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten, $p < 0,05$, $n=4$, Tukey-Test).

Die höchsten mittleren Entzüge wurden bei der Variante STR+NI und die niedrigsten bei der ganzflächigen Gülle-Ausbringung ohne NI ermittelt. Signifikante Unterschiede zwischen den Entzügen wurden jedoch nur zur 1. Ernte erfasst. Im Versuchsjahr 2015 waren die höchsten mittleren N-Entzüge im Parzellenversuch in Quellendorf mit 192 (STR) und 177 kg N/ha (STR+NI) bei den STR-Varianten nachweisbar (Abbildung 74).

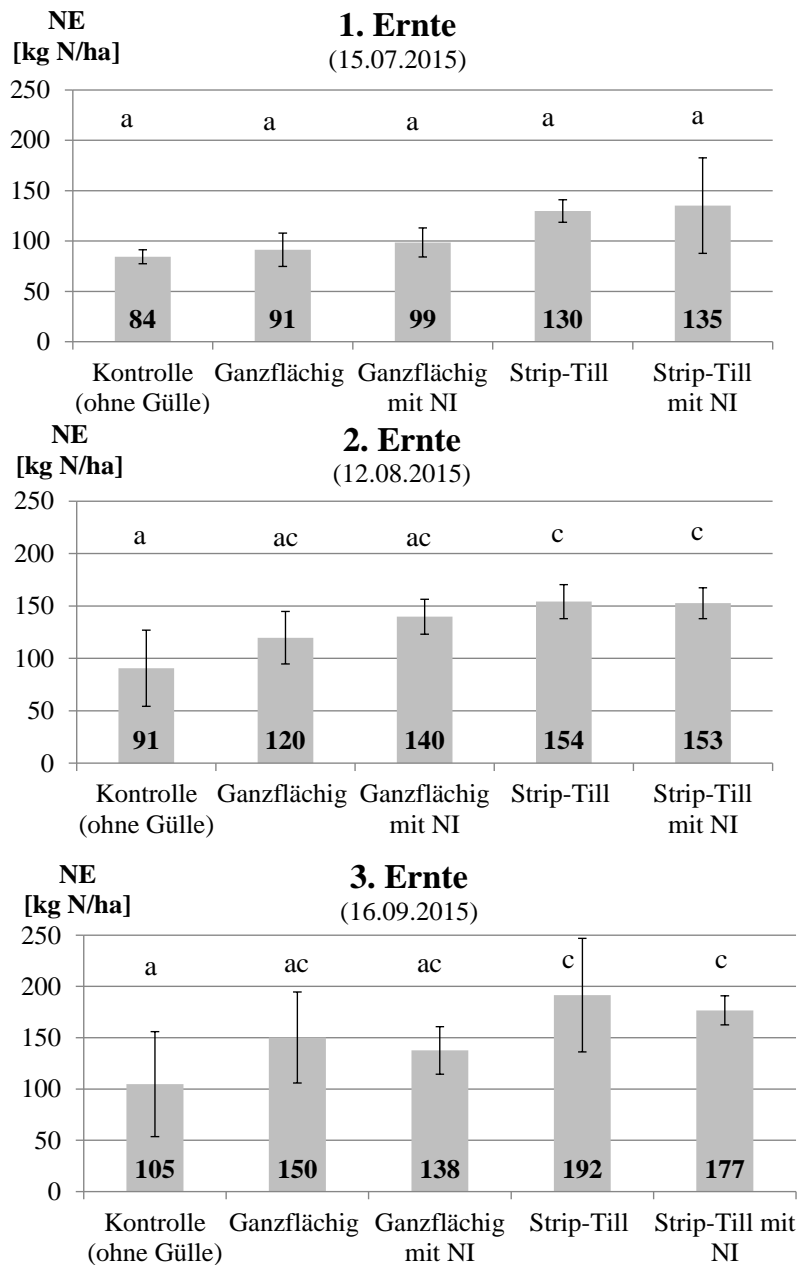


Abbildung 74: Stickstoff-Entzüge (NE) im Parzellenversuch in Quellendorf 2015 (Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten, $p < 0,05$, $n=4$, Tukey-Test).

Im Gegensatz zu anderen Untersuchungen (z.B. Laurenz, 2014; Federolf et al., 2016; Thiel et al., 2016) waren keine signifikanten Unterschiede zwischen der stabilisierten und nicht stabilisierten STR-Variante feststellbar. Im Vergleich zur ganzflächigen Gülleausbringung wurden bei den STR-Varianten bis zu 42 kg N/ha höhere mittlere N-Entzüge ermittelt (Tab. 16). Vergleichbare Ergebnisse werden auch in der Literatur bestätigt (z.B. Thiel et al., 2016).

3.3.2. Gülle-Strip-Till Lüttewitz

Pflanzenentwicklung

Regelmäßig durchgeführte Bonituren des Maisbestandes zeigten in beiden Untersuchungsjahren ein gutes Auflaufen der Maispflanzen. Im Jugendstadium waren im Jahr 2014 in der Standardvariante mit mineralischem Unterfußdünger die kräftigeren Maispflanzen. Nach Erschließung der Düngedepots durch die Wurzeln holten die Maispflanzen der Strip Till-Varianten im ersten Untersuchungsjahr im Wachstum auf. Die Maispflanzen in Mulchsaat mit ganzflächiger Gülleausbringung unterschieden sich im Jugendwachstum nicht von denen der Varianten der Streifenbearbeitung. Der Einsatz eines Nitrifikationsinhibitors hatte keinen Einfluss auf das Bestandesbild. Im Laufe der Vegetationszeit glichen sich die Wachstumsunterschiede im ersten Versuchsjahr bis zur Ernte in allen Varianten aus.

Im Zweiten Untersuchungsjahr (2015) zeigten die Strip-Till-Varianten mit Nitrifikationshemmer eine bessere Bestandesentwicklung im Jugendstadium als die Strip-Till-Varianten ohne Nitrifikationshemmer und auch die der Standardvariante. Die Mulchsaatvarianten mit und ohne Nitrifikationshemmer zeigten ebenfalls ein gutes Bestandesbild. In beiden Versuchsjahren entwickelten sich die Pflanzen mit ganzflächiger Gülleausbringung/Mulchsaat gut. Im zweiten Untersuchungsjahr zeigten sich zu der Standardvariante bzw. zur Mulchsaat keine optischen Unterschiede im Wachstum.

Wurzelentwicklung im 5-Blattstadium, Lüttewitz 2014

Abbildung 76 zeigt die Wurzelentwicklung der Maispflanzen im 4-5 Blattstadium der angebauten Varianten. Pflanzenbonituren zu diesem Zeitpunkt zeigten einen deutlichen Wachstumsvorteil der Standardvarianten, begünstigt durch die Unterfußdüngung. Hier waren die Pflanzen von Jugendentwicklung an optimal mit Stickstoff versorgt. Die Wurzeln zeigen in diesen Varianten

ein massives Wachstum mit vielen Feinwurzeln. In den StripTill- Varianten mussten die Pflanzenwurzeln das Depot erst erwachsen. Somit zeigten sich hier deutliche Wachstumsrückstände im Vergleich zur Standardvariante. Die Wurzelmasse war hier geringer, jedoch mit sehr ausgeprägtem Wurzeltiefgang. Ein Unterschied mit und ohne Nitrifikationshemmer (Piadin) war im Wurzelbild nicht erkennbar. Ebenfalls konnten keine optischen Unterschiede im Wurzelwachstum zwischen Gülle und Gärrest bei Streifenbearbeitung ausgemacht werden. Bei der ganzflächigen Einarbeitung der Gülle mit und ohne Nitrifikationshemmer zeigen sich im Vergleich zu allen anderen Varianten weniger gut ausgebildete Pflanzenwurzeln im 5-Blattstadium des Silomaises. In diesen Varianten zeigen die Wurzeln jedoch eine starke Seitenausbreitung, so dass von Anfang an der gesamte Wurzelraum durchwachsen wird.



Abbildung 75: Wurzelbilder im 5-Blattstadium, Lüttewitz 2014.



Abbildung 76: Wurzelbilder im 5-Blattstadium, Lüttewitz 2015.

Untersuchungen der N_{min}-Gehalte

Die Analytik der Bodenproben erfolgte nach den Methoden und Richtlinien des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) in der Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) in Nossen. Die Beprobungen erfolgten mit dem Standard-Bohrstockverfahren.

Zur Aussaat der Zwischenfrucht, zum Vegetationsende sowie zu Vegetationsbeginn, zur Maisaussaat, im 4-5 Blattstadium und nach der Ernte des Silomais wurden N_{min}-Proben gezogen. Ab dem Zeitpunkt der Maisablage erfolgten die Bodenprobenahmen sowohl in der Reihe, als auch im Reihenzwischenraum. Die Analyse der Bodenproben im Labor erfolgte nach NH₄-N- und NO₃-N-Gehalten in kg/ha und Berechnung der Konzentration in mg/kg Boden. Untersuchungen zu Bodenstickstoffgehalten unter der Zwischenfrucht zeigen, dass mit dem Anbau der leguminosenfreien Zwischenfruchtmischung der Rest-N_{min} nach der Ernte des Winterweizens von 77 kg N/ha in 0-60 cm Bodentiefe auf 27 kg N/ha im Anlagejahr 2013 bzw. von 48 kg N/ha auf 18 kg N/ha im Jahr 2014 bis zum Winter deutlich gesenkt werden konnte. Im Frühjahr 2014 lag der N_{min}-Wert auf der Fläche bei 33 kg N/ha, im Frühjahr 2015 bei 18 kg N/ha. (Tabelle 17). Es zeigt sich, dass mit der Begrünung der Stickstoff über die Wintermonate weitgehend in der Bodenschicht 0-60 cm gehalten werden konnte.

Tabelle 17: N_{min}-Gehalte [0-60 cm] unter Zwischenfrüchten, Lüttewitz 2013/14 und 2014/15.

N _{min}	2013/14			2014/15		
	0-30 cm	30-60 cm	0-60 cm	0-30 cm	30-60 cm	0-60 cm
	kg N/ha					
Aussaat der ZF	59	18	77	40	8	48
Vegetationsende	17	10	27	35	10	45
Vegetationsbeginn	28	5	33	13	5	18

Nmin-Gehalte zu Versuchsanlage

Nachfolgend abgebildet (Abbildung 77 und Abbildung 78) sind die Nmin-Werte vor Versuchsanlage in den entsprechenden Prüfgliedern der Untersuchungsjahre 2014 und 2015. Damit wurde das Niveau an mineralischem Stickstoff in den anzulegenden Prüfgliedern geprüft. Im Anlagejahr 2014 lagen auf allen Parzellen die NO₃-N-Werte in 0-90 cm um die 25 kg/ha in 0-90 cm Bodentiefe, die NH₄-N-Werte erreichten bis zu 18 kg/ha.

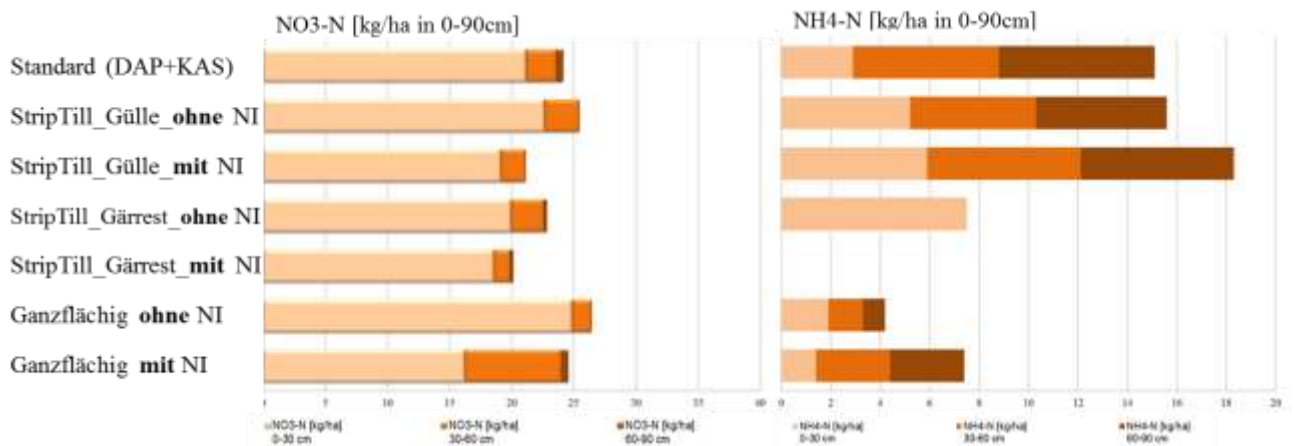


Abbildung 77: Nmin-Werte zu Versuchsanlage, Lüttewitz 2014.

Im Versuchsjahr 2015 lagen die NO₃-N-Werte in 0-90 cm in den Prüfgliedern auf ähnlichem Niveau. Der Bodenvorrat an NH₄-N war im Frühjahr ausgeschöpft.

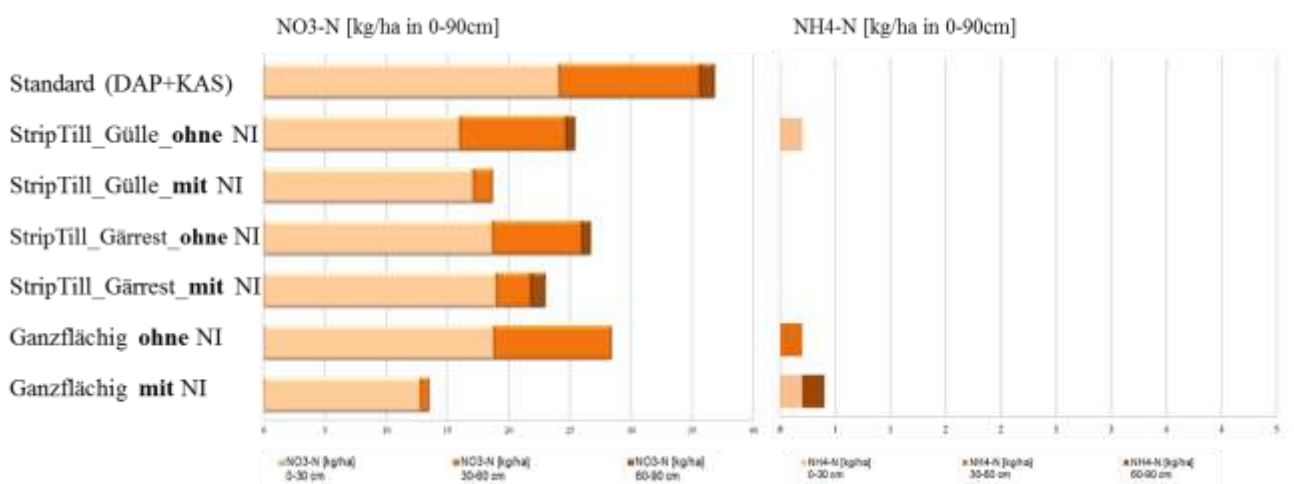


Abbildung 78: Nmin-Werte zu Versuchsanlage, Lüttewitz 2015.

Sowohl im ersten Anlagejahr als auch im zweiten Anlagejahr der Versuche lagen die Nmin-Ausgangsgelalte vergleichbar in allen anzulegenden Prüfgliedern.

N_{min}-Gehalte im Vegetationsverlauf

In beiden Untersuchungsjahren 2014 und 2015 wurden im Verlauf der Vegetation N_{min}-Beprobungen bis in eine Bodentiefe von 90 cm durchgeführt und nach NO₃-N und NH₄-N analysiert. Im Mittelpunkt der Untersuchungen stand dabei der Vergleich der betriebsüblichen Mulchsaat mit ganzflächig ausgebrachter Rindergülle und den Strip Till-Varianten mit angelegten Gülle- bzw. Gärrestdepots. Innerhalb einer jeden Düngevariante wurde die Wirkung eines Nitrifikationshemmers untersucht. Die Abbildung 79 bis Abbildung 82 zeigen die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen im 5-Blattstadium sowie nach Ernte des Silomais der Erntejahre 2014 bzw. 2015 in den Bodentiefen 0-30 cm, 30-60 cm und 60-90 cm. Entsprechend dargestellt sind in Abbildung 79 die Bodenstickstoffgehalte im 5-Blattstadium nach NO₃-N und NH₄-N in kg/ha aus dem Untersuchungsjahr 2014. Das Frühjahr 2014 war geprägt von niedrigen Temperaturen bis in den Juli hinein und ebenfalls geringen Niederschlägen im Vergleich zum langjährigen Mittel. Im Mai setzte zum Teil kräftiger Regen ein. Die Niederschlagssumme lag bei 130 mm (langj. Mittel 70 mm im Mai). Im Juni hingegen fielen mit nur 30 mm zu wenig Niederschlag (70 mm im langj. Mittel im Juni). Unter diesen Witterungsverhältnissen konnte der Zusatz eines Nitrifikationsinhibitors in Form von Piadin zum Gärrest die Umwandlung des stabilen, aber auch pflanzenverfügbaren Ammoniumstickstoffes zum verlustgefährdeten Nitratstickstoff verzögern und ihn in der oberen Bodenschicht (0-30cm) halten. In den Güllevarianten als Depot in Streifenbearbeitung angelegt oder auch ganzflächig mit dem Güllegrubber ausgebracht, konnte kein Vorteil beim Einsatz eines Nitrifikationshemmers festgestellt werden. Die Bodenuntersuchung ergab, dass bis zum 5-Blattstadium des Silomais der Ammoniumstickstoff in Nitratstickstoff umgewandelt wurde. In den tieferen Schichten ließen sich höhere Nitratstickstoffgehalte in den Güllevarianten der Streifenbearbeitung feststellen.

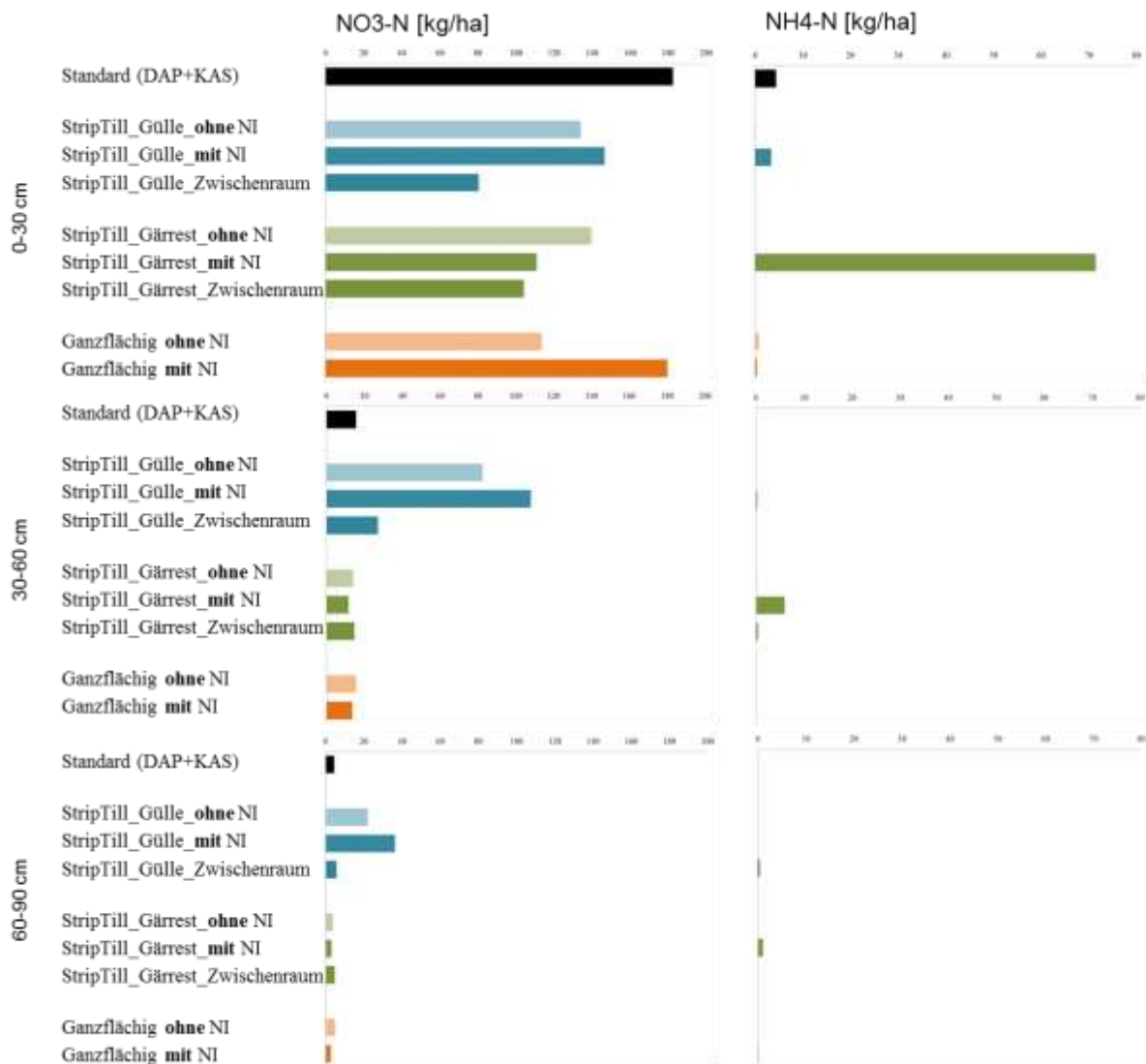


Abbildung 79: NO₃-N und NH₄-N-Werte in kg/ha im 5 Blattstadium; Lüttewitz 23.06.2014.

Das Jahr 2015 war witterungsmäßig geprägt von deutlich zu geringen Niederschlägen in den ersten Monaten des Jahres bis in den April. Einsetzende Niederschläge im April (50 mm im gesamten Monat) konnten das Bodendefizit nicht ausgleichen. Im Mai regnete es kaum (10 mm im Mai 2015, um die 70 mm im langj. Mittel). Ab Juni lagen dann die Niederschläge wieder im langj. Mittel. Die Temperaturen waren im Jahr 2015 bis zum Juli recht ausgeglichen. Die Sommermonate Juli und August lagen von den Temperaturen deutlich über dem langj. Mittel. In Abbildung 80 dargestellt sind die NO₃-N und NH₄-N-Werte in kg/ha im 5-Blattstadium aus dem Untersuchungsjahr 2015. Sowohl in den Varianten der Streifenbearbeitung mit Gülle- bzw. Gärrest als auch in der ganzflächigen Ausbringung der Gülle konnte auf

den schweren Böden die NH_4 -Depots durch den Nitrifikationshemmer nicht stabilisiert werden. Bis in den Juni war der Großteil des Ammoniumstickstoffs in Nitratstickstoff umgewandelt. In den Streifenbearbeitungsvarianten ohne Nitrifikationshemmer lagen in der oberen Bodenschicht (0-30 cm) die NO_3 -Werte (250 kg/ha) deutlich über den entsprechenden Varianten ohne Nitrifikationshemmer (um die 120 kg/ha). Im Reihenzwischenraum dieser Varianten lag zu diesem Termin der Gehalt an Nitratstickstoff in 0-30 cm deutlich niedriger, als in den bearbeiteten Streifen mit Anlage der Depots.

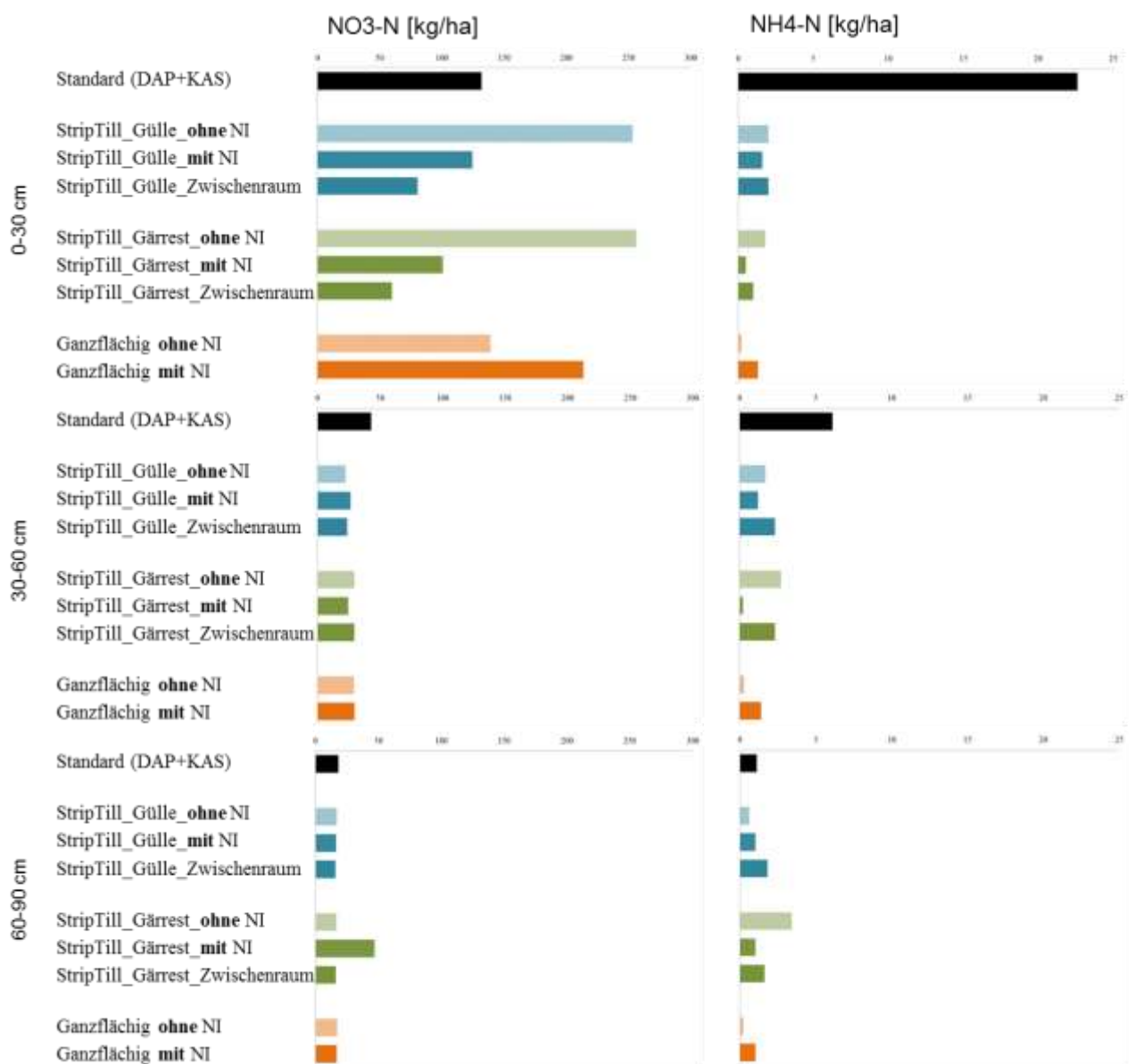


Abbildung 80: $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte in kg/ha im 5 Blattstadium; Lüttewitz 2015.

Die Abbildung 81 zeigt in den Varianten die Gehalte an Nitrat- und Ammoniumstickstoff nach der Ernte des Silomais im Jahr 2014. In allen Bodentiefen waren nach der Ernte nur geringe Mengen an $\text{NH}_4\text{-N}$ festzustellen. Dagegen war in der oberen Bodenschicht (0-30 cm) vergleichsweise noch viel Restnitratstickstoff vorhanden (50 bis 85 kg/ha). Eine Verlagerung von Stickstoff in tiefere Bodenschichten und somit die Gefahr des Austrags von Nitrat konnte in keiner Düngervariante nachgewiesen werden.

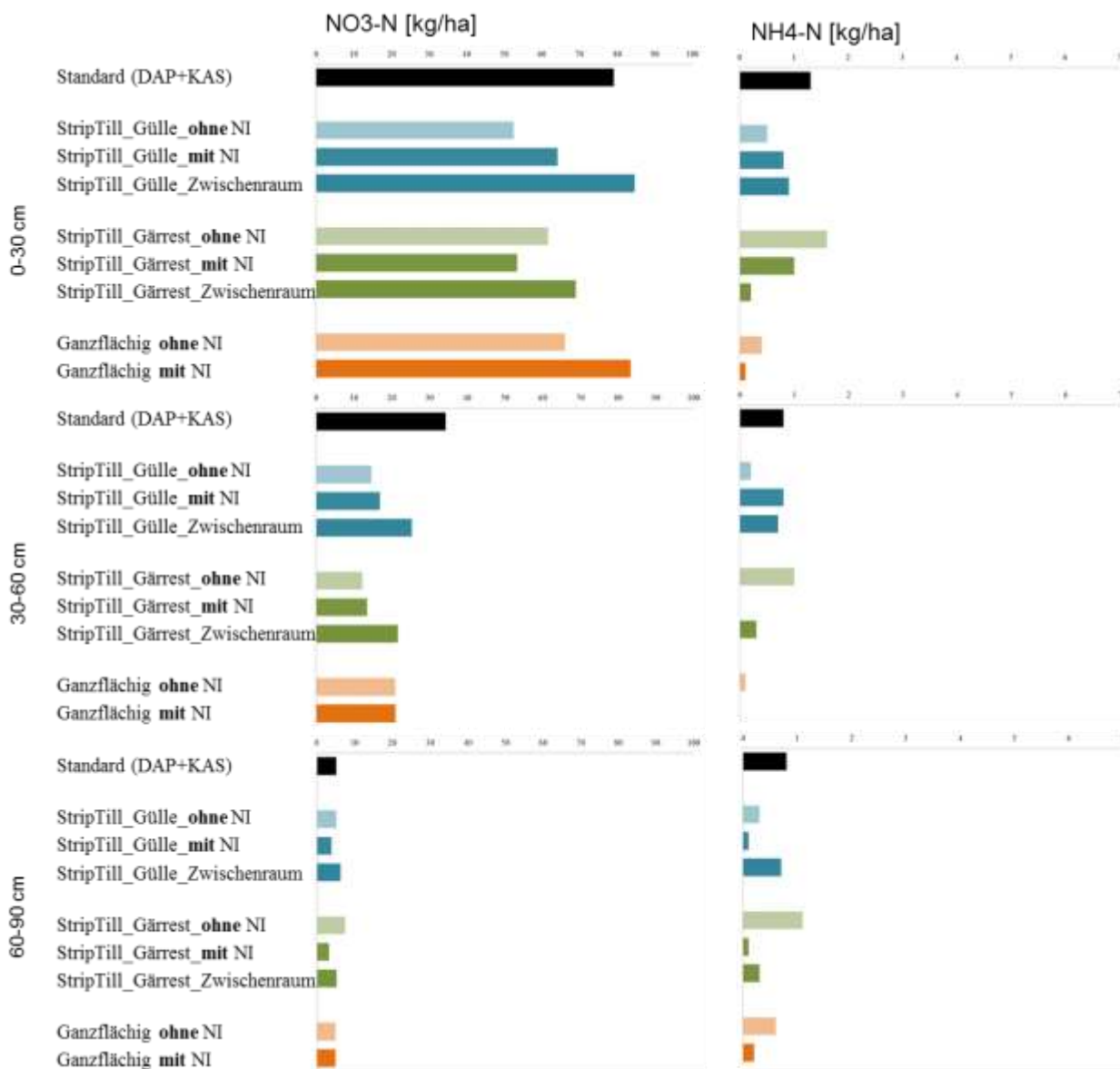


Abbildung 81: $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte in kg/ha zur Ernte; Lüttewitz 2014.

In Abbildung 82 dargestellte $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte nach der Ernte 2015 zeigen im Vergleich zu 2014 deutlich geringere Restnitratmengen in der oberen Bodenschicht. Auch hier wurden die ausgebrachten Stickstoffmengen in den verschiedenen Varianten größtenteils von den Pflanzen aufgenommen und in Biomasse umgesetzt. Gerade aus den tieferen Bodenschichten (bis 90 cm), wo Nitrat besonders der Auswaschungsgefährdung unterliegt ins Grundwasser zu gelangen, wurden die Vorräte aufgebraucht.



Abbildung 82: $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Werte in kg/ha zur Ernte; Lüttewitz 2015.

Komplexe Pflanzenanalyse

Zur Ermittlung des Ernährungszustandes der Silomaispflanzen wurde die Komplexe Pflanzenanalyse (KPA) durchgeführt. Untersucht wurden die Prüfglieder im StripTill-Versuch in Lüttewitz der Untersuchungsjahre 2014 und 2015. Im Entwicklungsstadium des Fahnenschiebens wurden je Prüfglied eine repräsentative Probe (20 mittlere Blätter) der Silomaispflanzen entnommen, bei 60°C getrocknet, vermahlen und zur chemischen Analyse ins Labor gegeben. Durch das BfUL erfolgte eine Mehrelement-Nährstoffanalyse (Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Bor, Mangan und Zink). Die Auswertung der Makro- und der Mikronährstoffgehalte erfolgte durch Einstufung der Ergebnisse in Ernährungszustandsstufen.

Mit Hilfe der angewandten Pflanzenanalyse wird bestimmt, ob die Pflanzen zum Zeitpunkt des massiven Wachstums mit allen ertragsbestimmenden mineralischen Pflanzennährstoffen ausreichend versorgt sind. Sollte sich zeigen, dass einzelne Mineralstoffe im ertragsbegrenzenden Bereich liegen, besteht für den Landwirt die Möglichkeit, noch im Vegetationsverlauf durch gezielte Düngemaßnahmen in Form einer Blattdüngung zu reagieren. Somit gewährleistet sie neben einem hohen Ertragsniveau auch eine gute Qualität der Ernteprodukte.

Nachfolgend dargestellt sind in Tabelle 18 die Untersuchungsergebnisse der untersuchten Makro- und Mikronährstoffe aus den Jahren 2014 und 2015 am Standort Lüttewitz. In der Tabelle ist weiterhin die Spannweite des ausreichenden Nährstoffgehaltes angegeben, bei dem unter normalen bis leichten Stressbedingungen für die Kulturpflanzen weder Mangel noch Überschuss zu erwarten ist.

Tabelle 18: Entwicklungsabhängige ausreichende Mineralstoffgehalte für Silomais, Fahnschieben: mittlere Blätter, Lüttewitz 2014 und 2015

Nährelement	Erntejahr	Standard	StripTill Gülle ohne NI	StripTill Gülle mit NI	StripTill Gärrest ohne NI	StripTill Gärrest mit NI	Ganzflächig ohne NI	Ganzflächig mit NI	ausreichender Mineralstoffgehalt ¹⁾
Stickstoff [% i.d.Tr.M.]	2014	3,20	3,29	3,21	3,21	3,15	3,35	3,27	3,30-4,00
	2015	3,41	3,13	3,07	3,61	3,11	3,57	3,20	
Phosphor [% i.d.Tr.M.]	2014	0,25	0,25	0,25	0,25	0,26	0,25	0,26	0,22-0,40
	2015	0,26	0,27	0,25	0,28	0,26	0,27	0,26	
Kalium [% i.d.Tr.M.]	2014	1,36	2,39	2,04	2,08	2,08	1,98	2,23	2,5-4,5
	2015	1,20	1,96	2,02	1,95	1,99	2,80	2,50	
Magnesium [% i.d.Tr.M.]	2014	0,37	0,23	0,24	0,27	0,23	0,27	0,23	0,16-0,50
	2015	0,41	0,27	0,25	0,32	0,28	0,20	0,26	
Bor [ppm i.d.Tr.M.]	2014	4	4	5	4	5	4	4	7-20
	2015	5	5	5	5	5	5	4	
Kupfer [ppm i.d.Tr.M.]	2014	9	9	9	9	8	9	9	7-16,5
	2015	12	11	10	13	11	13	12	
Mangan [ppm i.d.Tr.M.]	2014	63	43	41	52	45	49	51	35-150
	2015	61	31	29	38	33	30	34	
Zink [ppm i.d.Tr.M.]	2014	24	23	24	23	25	24	24	22-70
	2015	30	31	31	36	32	32	31	

¹⁾ Zorn, W.; Marks, G.; Heß, H.; Bergmann, W. (2016): Handbuch zur visuellen Diagnose von Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen, Springer Spektrum

Zum Zeitpunkt der Probenahme waren die Maispflanzen mit den meisten Makronährstoffen und Spurenelementen ausreichend versorgt. Ertragsbegrenzend könnte der Gehalt an Stickstoff, Kalium und Bor gewesen sein. In der Praxis wäre in diesem Stadium eine Blattdüngung mit den entsprechenden Nährstoffen empfehlenswert gewesen, um die Maispflanzen ausreichend zu versorgen, um ein hohes Ertrags- und Qualitätsniveau der Ernteprodukte zu erzielen.

TM-Erträge und N-Entzüge, Lüttewitz 2014 und 2015

Im Versuchsverlauf wurden zum Entwicklungsstadium Rispenschieben und zur Ernte des Silomais Pflanzenproben entnommen. Von diesen wurde die Biomasse (Frisch- und Trockenmasse) bestimmt. Die getrockneten Pflanzenproben wurden vermahlen und im Labor der Stickstoffgehalt ermittelt. Analysen der Pflanzen- und Bodenproben wurden durch die Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft (BfUL) in Nossen durchgeführt. Die Analytik der Pflanzenproben erfolgte nach den Methoden und Richtlinien des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA).

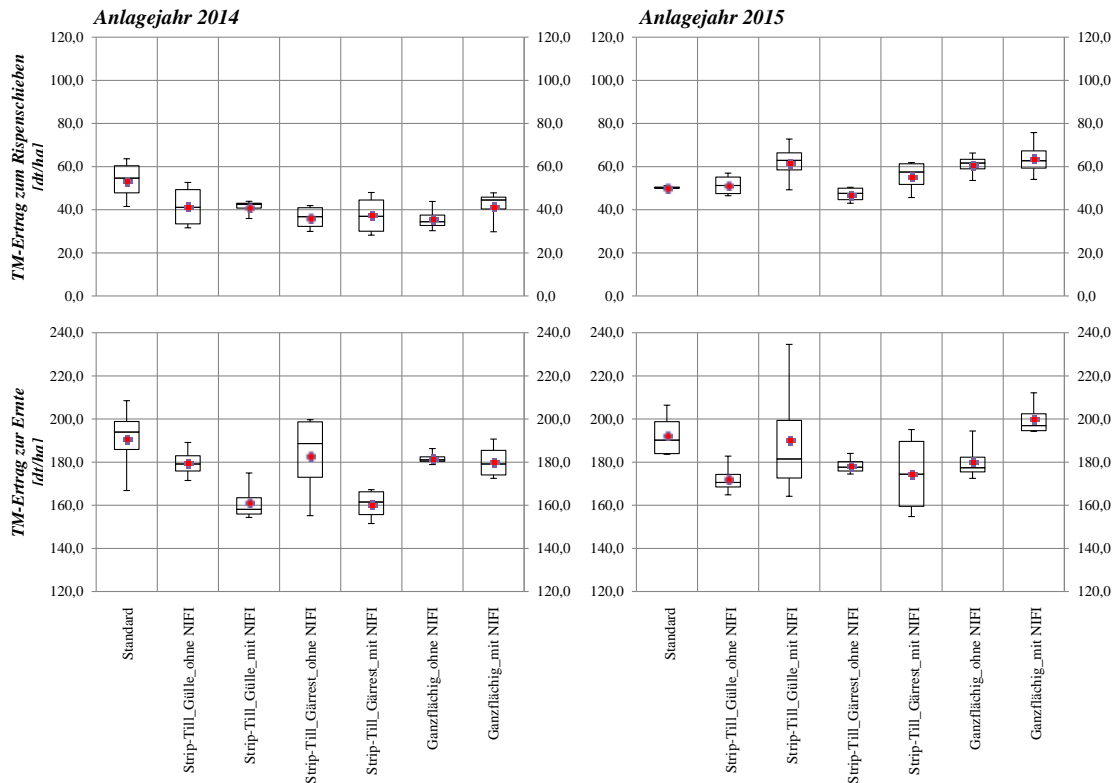


Abbildung 83: TM-Erträge zum Rispenschieben und Ernte, Lüttewitz 2014 und 2015.

Im Jahr 2014 erzielte die Standardvariante mit 54 dt/ha zum Zeitpunkt des Rispenschiebens im Vergleich die höchsten Trockenmasseerträge (Abbildung 83). Alle weiteren Varianten liegen bei den TM-Erträgen des Zwischenschnitts mit 40 dt/ha in der Streubreite der einzelnen Prüfglieder. Auch optisch waren deutliche Unterschiede zur Standardvariante zu sehen.

Im ersten Untersuchungsjahr (2014) wurden von der Versuchsfläche Erträge von 160 bis 190 dt TM/ha geerntet (Abbildung 83). Die höchsten Trockenmasseerträge wurden in der Standardvariante mit 190 dt/ha erzielt. Im Vergleich der StripTill-Varianten lag bei Einsatz von Nitrifikationshemmer der Ertrag sowohl bei Gülle, als auch bei Gärrest aus Rindergülle (ca. 160 dt/ha) um 20 dt/ha niedriger als in den Vergleichsvarianten ohne Nitrifikationshemmer. Ganzflächig ausgebrachte Gülle unterschied sich im Ertrag bei Einsatz mit und ohne Nitrifikationshemmer nicht. Hier lagen die Erträge bei 180 dt/ha. Im Ergebnis zeigten die unterschiedlichen Ausbringetechniken keinen signifikanten Einfluss auf die Erträge. Jedoch signifikant geringere Erträge brachten die StripTill-Varianten mit Gülle/Gärrest beim Einsatz des Nitrifikationshemmers (NI) Piadin. In der ganzflächigen Ausbringung zeigte der Einsatz des NI keine signifikanten Unterschiede im Ertrag. In diesen Varianten lagen die Erträge um die 180 dt TM/ha und damit auf ähnlichem Niveau wie in den StripTill-Varianten ohne NI.

Die Untersuchung der N-Gehalte ergab in allen Varianten vergleichbare Werte, so dass sich der N-Entzug entsprechend den Trockenmasseerträgen verhält. Im Jahr 2014 wurden in den verschiedenen Varianten zwischen 160 und 190 kg N/ha entzogen (Abbildung 84). Die in StripTill angelegten Varianten mit Nitrifikationshemmer weisen entsprechend die geringsten Stickstoffentzüge aus (rund 160 kg N/ha). Bei den entsprechenden Varianten ohne Nitrifikationsinhibitor, den Varianten mit ganzflächiger Gülleausbringung und der Standardvariante liegt der N-Entzug auf um bis zu 30 kg N/ha höherem Niveau bei entsprechend höheren TM-Erträgen.

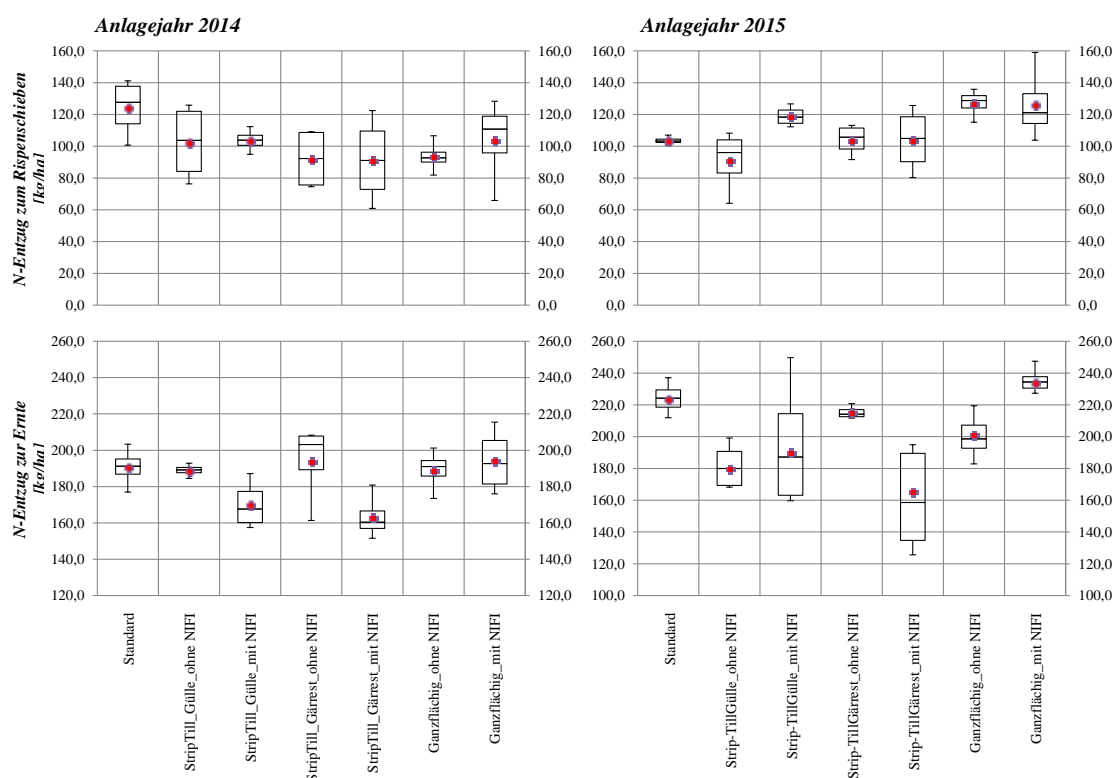


Abbildung 84: N-Entzüge zum Rispenschieben und Ernte, Lüttewitz 2014 und 2015.

Mit veränderten Witterungsbedingungen im Jahr 2015 verglichen zum ersten Untersuchungs-jahr 2014 wurden auch abweichende Ergebnisse erzielt (Abbildung 83). Zum Zeitpunkt des Rispenschiebens zeigten einzelne Parzellen deutliche Wachstumsvorteile. So lagen in den StripTill-Varianten mit Nitrifikationshemmer die Trockenmasseerträge um 10 dt/ha höher als in den entsprechenden Varianten ohne Nitrifikationshemmer. Bei ganzflächiger Gülleausbringung lagen die Trockenmasseerträge zum Rispenschieben auf hohem Niveau (um die 60 dt/ha) unabhängig vom Einsatz eines Nitrifikationshemmers.

Das Ertragsniveau lag in beiden Untersuchungsjahren im Durchschnitt auf vergleichbarem Niveau. Jedoch entwickelten sich bis zur Ernte 2015 die Bestände sehr unterschiedlich. Der Trockenmasseertrag lag in den angelegten Varianten zwischen 170 und 200 dt/ha. Die höchsten Erträge wurden mit 200 dt/ha in der Variante der ganzflächigen Ausbringung erzielt. Demgegenüber lag der Ertrag in der ganzflächigen Gülleausbringung ohne Nitrifikationshemmer mit 180 dt/ha um 20 dt/ha niedriger, die Standardvariante mit 192 dt/ha auf ähnlich hohem Niveau. Deutliche Ertragsunterschiede zeigte die Variante Strip Till mit Gülle. Bei Einsatz eines Nitrifikationsinhibitors lag der TM-Ertrag höher (190 dt/ha) als ohne Nitrifikationsinhibitor (170 dt/ha). Die StripTill-Varianten mit Gärrest mit bzw. ohne Nitrifikationshemmer zeigten dagegen kaum Ertragsunterschiede (178 bzw. 175 dt/ha). Abbildung 83 zeigt in den TM-Ergebnissen zur Ernte größere Schwankungen der Erträge in den Strip Till-Varianten bei Einsatz eines Nitrifikationsinhibitors.

Bei vergleichbaren einheitlichen N-Gehalten wie zum Vorjahr folgt der N-Entzug der einzelnen Varianten entsprechend den Erträgen. Die Werte liegen zwischen 165 und 230 kg/ha (Abbildung 84). Ausgenommen davon ist die Strip Till-Variante mit Einsatz von Gärrest. Schon in der Phase des Rispenschiebens (Abbildung 84) lag der N-Gehalt in der Variante mit Nitrifikationshemmer niedriger als in der Variante ohne Nitrifikationshemmer. Mit einem deutlich höheren N-Gehalt in der Variante ohne Piadin und ebenfalls höherem N-Gehalt zu allen anderen Varianten liegt der N-Entzug dieser Variante auf hohem Niveau (215 kg/ha), bei vergleichsweise geringen TM-Erträgen.

Ökonomische Bewertung der Verfahren

Die im Jahr 2014 und 2015 im Rahmen eines Feldversuchs angelegten Varianten des Feldversuches in Lüttewitz wurden im Hinblick auf die verschiedenen Bearbeitungsverfahren ökonomisch bewertet (Abbildung 85).

Als Bewertungskriterium dient die Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung (DAKfL). Sie berücksichtigt neben der Marktleistung alle verfahrensrelevanten Kosten, d.h. die Direktkosten (Saatgut, Düngung, Pflanzenschutz) und die Arbeitserledigungskosten entsprechend der durchgeführten Maßnahmen (fixe und variable Maschinenkosten sowie Personalkosten für Feldarbeit). Die Anlage der Streifen mit Gülle- bzw. Gärrestausrückführung erfolgte in Dienstleistung. Dementsprechend werden in der Bewertung Dienstleistungskosten angesetzt. Die Aussaat in einem zweiten, absätzigen Arbeitsgang exakt in die vorgelockerten

Streifen erfordert den Einsatz eines RTK-GPS, das mit 6 €/ha zu Buche schlägt. Für alle anderen Arbeitsgänge einschließlich der Variante Güllegrubber ist Eigenmechanisierung unterstellt. Maschinenkosten und Arbeitszeitaufwand wurden hier mit Hilfe des KTBL-Feldarbeitsrechners und in Abhängigkeit von Ertragshöhe und Gülle-/Gärrestmenge ermittelt. Zugrunde liegen eine Schlaggröße von 10 ha, eine Hof-Feld-Entfernung von 2 km sowie praxisübliche Technik für Einzelkornsaat, Mineraldüngung, Pflanzenschutz und Ernte. Für den Personalaufwand werden 15 €/Akh angesetzt. Der Nitrifikationshemmer (Piadin) geht mit 4 €/l in die Kalkulation ein. Weitere Düngemittelkosten berechnen sich aus dem Nährstoffentzug des Erntegutes an Phosphat und Kali, bewertet mit 0,80 €/kg P₂O₅ und 0,65 €/kg K₂O sowie dem verfügbaren Stickstoff (Ammonium-N laut Analyse) aus Gülle / Gärrest bzw. der mineralischen N-Düngung, bewertet mit 0,85 €/kg N. Der Pflanzenschutz erfolgte über alle Varianten einheitlich und kostet 82 €/ha. Die Marktleistung basiert auf einem rechnerischen ermittelten Silage-Ertrag (Trockenmasseertrag lt. Versuchsergebnis abzüglich 12 % Verlust) und einem Marktpreis von 3,50 €/dt Silage bei 30 % TS-Gehalt.

Abbildung 85 bewertet die angelegten Varianten der Jahre 2014 und 2015 ökonomisch hinsichtlich der direkt- und arbeitserledigungsfreien Leistung (DAKfL).

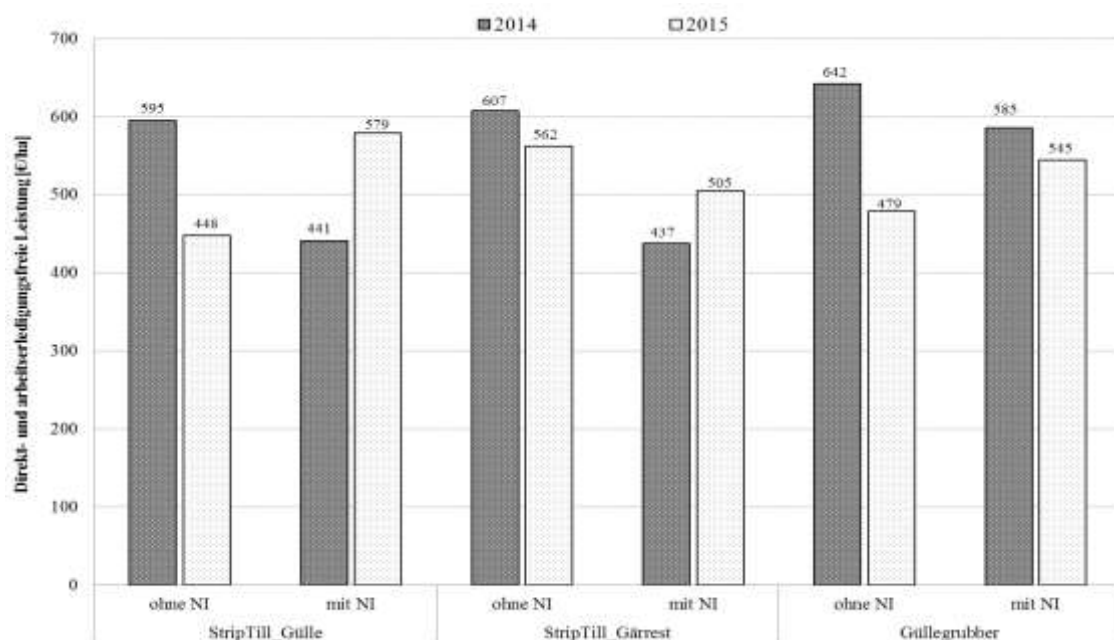


Abbildung 85: Ökonomische Bewertung der Anlagevarianten; Lüttewitz 2014/2015.

Im Jahr 2014 lag die DAKfL in allen Varianten ohne Nitrifikationshemmer (NI) höher als bei Zusatz eines Nitrifikationshemmers (Abbildung 85). Die Ergebnisse der StripTill-Varianten von Gülle und Gärrest unterscheiden sich trotz mengenmäßig geringem Einsatz von 5 m³/ha

Gärrest kaum - sowohl mit als auch ohne Nitrifikationshemmer. Bei Einsatz des Güllegrubbers schneidet die Variante ohne NI mit einem Plus von knapp 60 €/ha besser ab als die Variante mit NI. Damit markiert die „Variante Güllegrubber ohne NI“ im Jahr 2014 mit 642 €/ha Direkt- und arbeitserledigungskostenfreie Leistung den Bestwert unter den betrachteten Verfahren. Die DAKfL der beiden Strip-Till-Varianten mit Gülle und Gärrest ohne Zugabe von Piadin bewegt sich auf vergleichbarem Niveau zum Güllegrubber mit Piadin. Im Jahr 2015 erreicht die StripTill-Güllevariante mit Nitrifikationsinhibitor einen knapp 20 dt/ha höheren Trockenmasseertrag und damit auch ein deutlich besseres Ergebnis (plus 131 €/ha) als ohne Piadin (Abbildung 85). In den Streifenbearbeitungsvarianten mit Gärrestausbringung liegt der Ertrag der Variante ohne NI um rund 4 dt/ha über der Variante mit NI. Dies führt in der direkt- und arbeitserledigungsfreien Leistung zu einem Vorteil von 57 €/ha gegenüber der Variante mit Piadin. Der Einsatz von Piadin im Verfahren mit Güllegrubber kann das Ergebnis hier ertragsbedingt (plus 20 dt TM/ha) um 66 €/ha steigern.

Den Spitzenwert im Ergebnis realisiert 2015 das Verfahren Strip Till mit Gülle, bleibt aber damit unter dem Level von 2014.

3.3.3. Auswertung der N-Injektionsversuche in Sachsen

Im Fokus der mehrjährigen Exakt-Feldversuche zur Injektionsdüngung zu Winterraps, Winterweizen und Wintergerste stand neben Ertragsbildung und Erntequalität sowie ökologischer Umweltverträglichkeit der geprüften Düngevarianten auch die ökonomische Bewertung. Nachfolgend dargestellt sind die Mittel der Erntejahre 2014 und 2015. Die angelegten Varianten in den Injektionsversuchen werden als Effektive Mehrleistung gegenüber der Nullvariante (ohne Düngung) beschrieben.

Die ökonomische Vorzüglichkeit der platzierten N-Düngung richtet sich nach den technischen und logistischen Aufwendungen, den Standortbedingungen und den angebauten Kulturarten. Die volle Aufwandmenge wird üblicherweise in der Praxis bei Injektion in einem Arbeitsgang ausgebracht. Die wurzelnahe Ablage des Düngedepots bewirkt eine optimale Pflanzenverfügbarkeit der gedüngten Nährstoffe. Erwartet werden vor allem in Trockenperioden weniger Stress für die Pflanzen und damit stabil hohe Erträge und Qualitäten. Somit zielt die Injektionsdüngung weniger auf Ertragssteigerungen gegenüber den etablierten N-Düngungstechnologien als auf Ertragsstabilisierung in Trockenphasen. Bei der Injektionsdüngung wird die

auszubringende Stickstoffmenge als Einmalgabe an Hand der Bedingungen zur 1.N-Gabe ermittelt und ausgebracht. Eine Anpassung der folgenden Gaben an die konkreten Bedingungen ist nicht möglich.

B64_Winterraps

Zu Winterraps wurden in den zweijährigen Versuchen 2014 und 2015 auf den Standorten Baruth, Forchheim und Pommritz verschiedene Düngetermine, N-Aufwandmengen, N-Formen (KAS und Domamon® L 26) sowie Kombinationen aus N-Injektion und Streudüngung mit KAS geprüft. Ebenfalls angelegt wurde sowohl eine Variante ohne N-Düngung (Nullvariante) und eine Standardvariante (praxisübliche Variante mit zwei KAS-Gaben). Bei den Varianten mit Herbstdüngung wurde diese erst zum Ende der Vegetationsperiode appliziert, um ein Überwachsen der Bestände zu vermeiden. Die Klassifikation der Prüfglieder ist der

Tabelle 19 zu entnehmen.

Tabelle 19: Raps, Klassifikation der Prüfglieder

Prüfglied	N-Applikation [kg/ha]			N-gesamt [kg/ha]
	Herbst	1. N-Gabe	2. N-Gabe	
	Ende Oktober	Vegetationsbeginn	Streckungswachstum	
ohne N-Düngung	0	0	0	0
Streuen (Standard)	0	100	100	200
Injektion	100	0	0	100
Injektion	200	0	0	200
Injektion	0	100	0	100
Injektion	0	200	0	200
Streuen	0	100	0	100
Streuen	0	200	0	200
Injektion/Streuen	100	0	100	200
Injektion/Streuen	0	100	100	200

Die Düngevarianten wurden hinsichtlich ihrer Erträge geprüft, Ölgehalt im Labor untersucht, der N-Saldo berechnet sowie die Effektive Mehrleistung der Varianten gegenüber der Nullvariante ermittelt.

Im Erntejahr 2014 wurden in Sachsen Spitzenerträge beim Raps eingefahren. Die Erträge auf den Untersuchungsstandorten in Baruth, Forchheim und Pommritz lagen somit witterungsbedingt in diesem Jahr auf sehr hohem Niveau. Hinzu kommt, dass die Erträge von Exaktparzellen generell höher liegen, da Randeffekte ausgeschlossen werden können, ertragsschwächere Vorgewende nicht in der Versuchsanlage liegen und die Rapsparzellen vor der Ernte „gescheitelt“ werden.

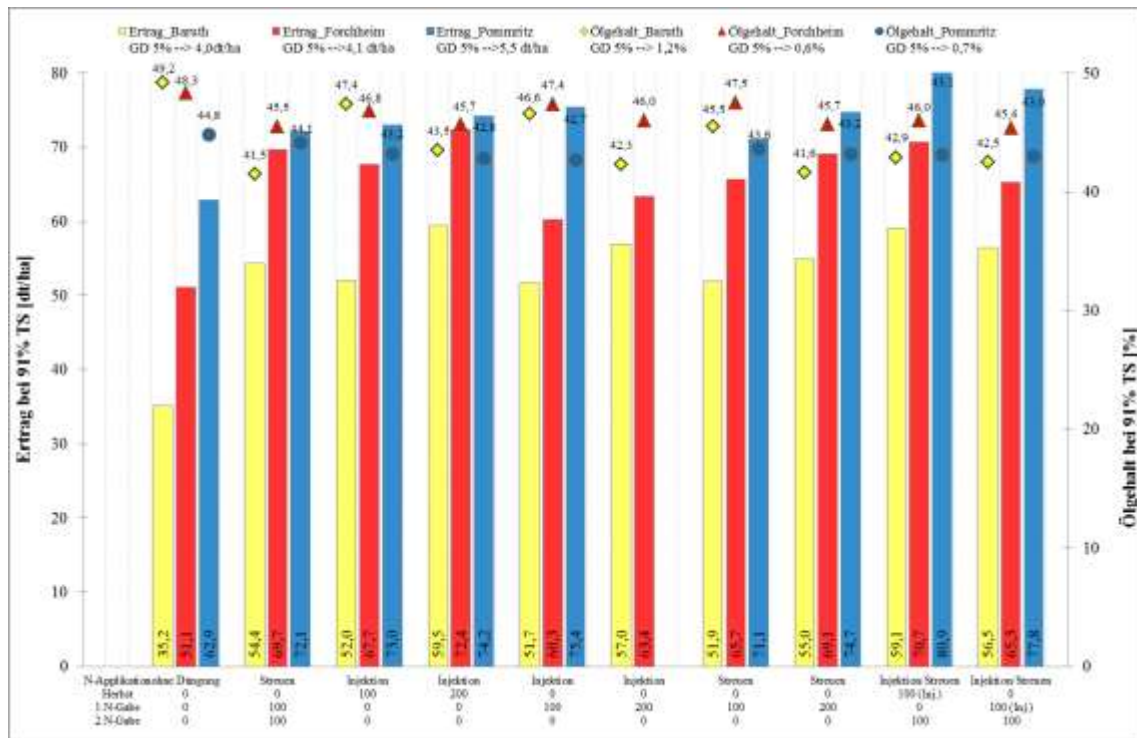


Abbildung 86: Einfluss der geprüften Düngervarianten auf Ertrag und Ölgehalte bei Winterrapen; Baruth, Forchheim und Pommritz; 2014.

Im Erntejahr 2014 lag das Ertragsniveau der Parzellen ohne Stickstoffdüngung auf den Standorten Baruth und Forchheim mit ca. 20 dt/ha deutlich niedriger als in der Standardvariante (KAS in zwei Gaben). Mit nur 10 dt/ha weniger Kornenertrag fiel der Ertragsunterschied auf dem Lö-Standort in Pommritz weniger deutlich aus (Abbildung 86). Jede Düngungsvariante führte auf jedem Standort zu einem signifikanten Mehrertrag. Mit der praxisüblichen N-Düngung der Standardvariante konnten in Baruth 54,4 dt/ha Raps geerntet werden, in Forchheim 69,7 dt/ha und Pommritz 72,1 dt/ha.

Die Variante Herbstinjektion von 100 kg N/ha als Einmalgabe zeigte gegenüber der Standardvariante keine signifikanten Ertragsunterschiede. Die Gabenteilung aus Herbstinjektion

(100 kg/ha) plus KAS zur 2. N-Gabe wirkte sich in Baruth und Pommritz positiv aus. Zur Standardvariante wurden signifikante Mehrerträge erzielt.

Die zusammengefasste einmalige Injektionsgabe im Herbst mit 200 kg Stickstoff pro Hektar brachte auf allen Standorten im Vergleich zur praxisüblichen Standardvariante höhere Erträge, welche jedoch nur in Baruth signifikant höher lagen. Durch das sehr trockene Frühjahr 2014 erwiesen sich die Varianten der Herbstdüngung überwiegend als vorteilhaft.

In den Varianten der zusammengefassten KAS-Düngung zu Vegetationsbeginn lagen die Erträge bei einer Düngermenge von 200 kg N/ha etwas über den Erträgen der Varianten mit 100 kg N/ha und auf vergleichbarem Niveau zur Variante der praxisüblichen Standardvariante.

In den Varianten mit reduzierter N-Düngung reagierte der Raps mit höheren Ölgehalten. Besonders deutlich zeigt sich dies auf dem D-Standort in Baruth. Generell lagen in Baruth die Ölgehalte in den Varianten der Injektion, aber auch in den geteilten Varianten aus Injektion und gestreut mit KAS etwas höher als in der praxisüblichen Standardvariante. In Forchheim und Pommritz lagen die Ölgehalte in diesen Varianten auf vergleichbarem Niveau. Im Düngerversuch mit Winterraps im Erntejahr 2014 stellte sich die gemischt-geteilte Düngergabe aus 100 kg N/ha Injektion im Herbst und 100 kg N/ha (KAS) zur 2. N-Gabe auf allen Standorten als die Vorteilsvariante heraus.

Im Erntejahr 2015 wurden ebenfalls hohe Rapsenerträge erzielt, jedoch kamen diese nicht an die Spitzenerträge aus dem Jahr 2014 heran (Abbildung 87). Die Rapsenerträge in der Variante ohne Düngung lagen auch 2015 deutlich niedriger, so dass jede Düngungsvariante signifikante Mehrerträge erzielte. In Baruth lag der Kornertrag der Standardvariante bei knapp 40 dt/ha. Auf den Standorten in Forchheim und Pommritz wurden um die 15 dt/ha mehr geerntet (Abbildung 87).

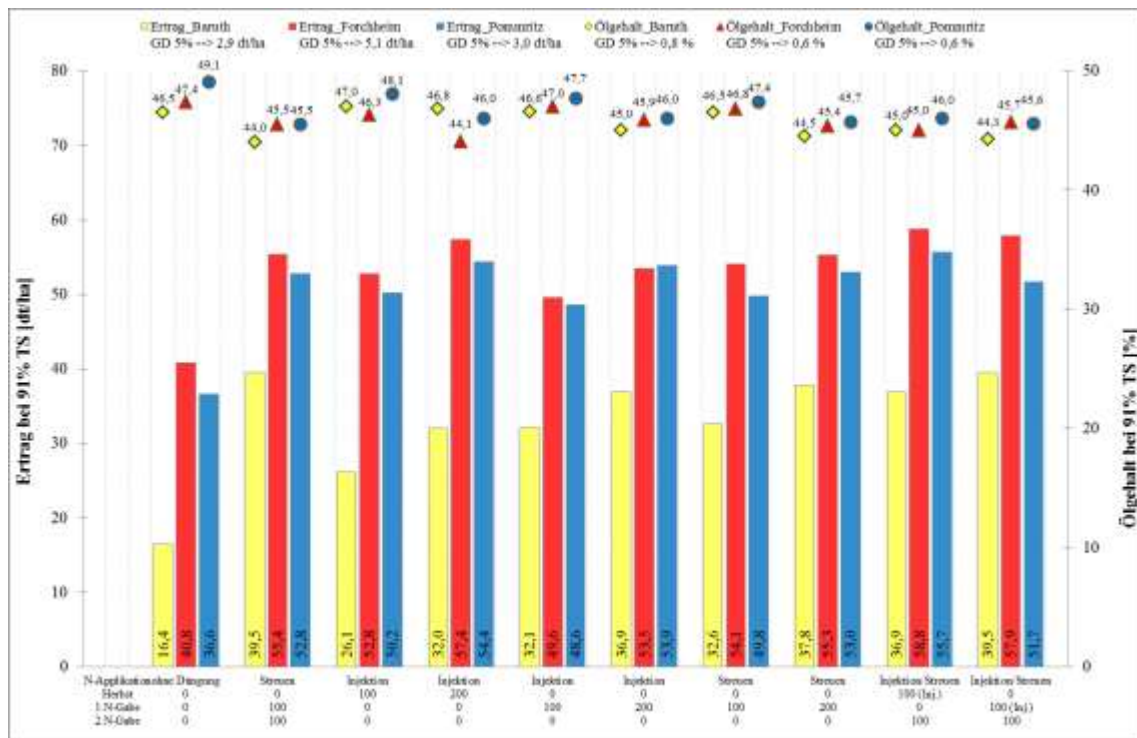


Abbildung 87: Einfluss der geprüften Düngevarianten auf Ertrag und Ölgehalte bei Winterraps; Baruth, Forchheim und Pommritz; 2015.

Die Variante der Injektionsdüngung von 100 kg N/ha im Herbst, zeigte auf dem D-Standort in Baruth deutliche Mindererträge. In Forchheim und Pommritz lagen die Erträge in dieser Variante um 3 dt/ha unter den der praxisüblichen Standardvariante.

Mit einer gemischt-geteilten Gabe aus Herbstinjektion und KAS gestreut zur 2. N-Gabe konnten die Erträge noch gesteigert werden. Besonders deutlich reagierte der D-Standort auf die weitere Stickstoffgabe. Im Vergleich zu Pommritz konnten in Baruth und Forchheim mit der Injektionsgabe zu Vegetationsbeginn anstatt im Herbst die Rapsrerträge nochmals gesteigert werden. In dieser Variante lagen sie vergleichbar der Standardvariante.

Das Ausbringen der gesamten Düngermenge von 200 kg/ha zu Vegetationsbeginn als Injektion oder gestreut erbrachte im Erntejahr 2015 keine signifikanten Ertragsunterschiede. Auch im Ölgehalt ist kein Vorteil einer Variante ersichtlich (Abbildung 87). Im Ertrag liegen beide Varianten auf vergleichbarem Niveau zur Standardvariante.

Auch im N-Saldo (Abbildung 88) lässt sich kein Unterschied feststellen. Auf reduzierte Düngergaben (100 kg N/ha) reagierte vor allem der D-Standort in Baruth mit deutlich geringeren Erträgen. Auf den besseren Standorten in Forchheim und Pommritz fiel dieses Ergebnis weniger deutlich aus. In den niedrig gedüngten Varianten lagen die Ölgehalte über der Variante der geteilten N-Gabe, was jedoch die erzielbaren Erzeugerpreise nicht in dem Maße positiv

beeinflussen konnte. Wie schon im Jahr 2014 zeigten die Varianten der Injektion, aber auch die geteilten Varianten aus Injektion und gestreut mit KAS etwas höhere Ölerträge als in der praxisüblichen Standardvariante. In Forchheim und Pommritz lagen die Ölerträge in diesen Varianten auf vergleichbarem Niveau.

Deutlich zeigen sich reduzierte N-Aufwandmengen von 100 kg/ha in den N-Salden (Abbildung 88). Sowohl in der gestreuten wie auch in der injizierten Stickstoffform liegen hier die Salden sehr niedrig und zum Teil auch im negativen Bereich.

Bei den im Frühjahr ausgebrachten Düngermengen von 200 kg N/ha lagen mit um die 65 kg/ha die Salden in allen Düngevarianten in Baruth auf ähnlichem Niveau. Somit hat die Stickstoffform oder die Gabenteilung keinen Einfluss auf die Höhe des N-Saldos. Die Variante der Herbstinjektion von 200 kg N/ha als Einmalgabe ergab auf dem leichten Standort in Baruth mit 82 kg/ha die höchsten N-Salden (Abbildung 88). Auf den sorptionsstärkeren Standorten ist im Untersuchungszeitraum kein negativer Einfluss bezüglich der Herbstapplikation auf den N-Saldo ersichtlich.

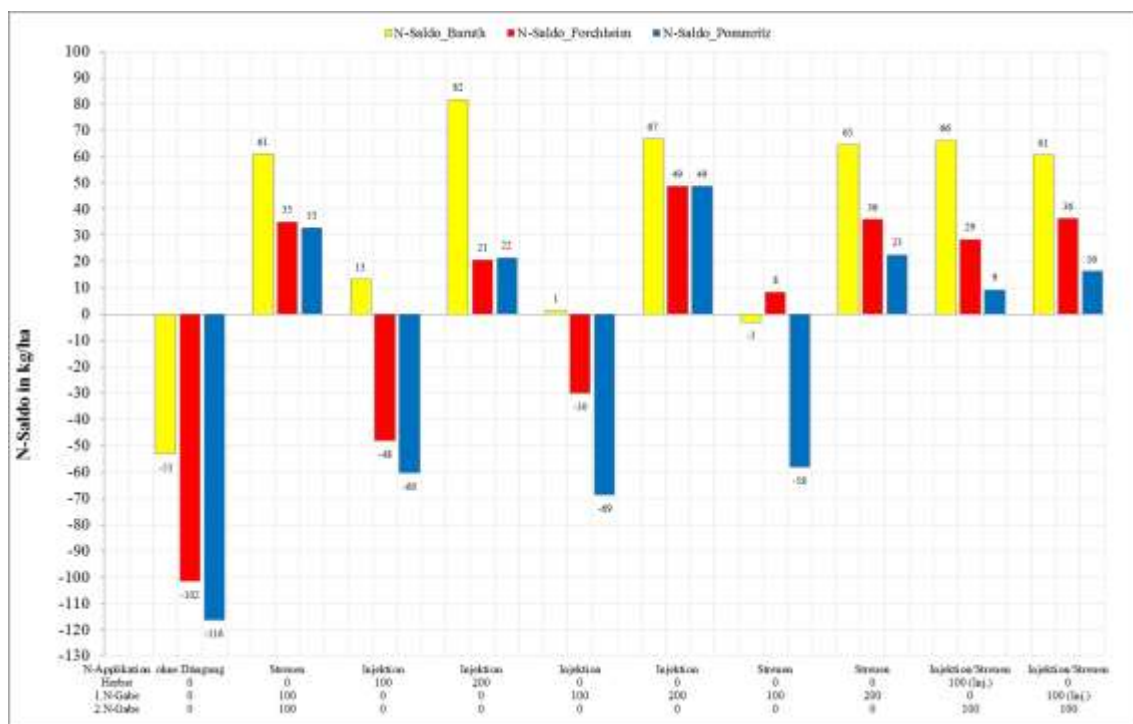


Abbildung 88: Einfluss der geprüften Düngevarianten auf den N-Saldo bei Winterertrag; Baruth; Forchheim und Pommritz; Mittel 2014/2015.

Wie schon im Erntejahr 2014 erwiesen sich im Düngeversuch zu Winterraps die geteilte Düngung aus Injektion (Teilgabe im Herbst bzw. zu Vegetationsbeginn von 100 kg N/ha) und Streuen mit KAS von 100 kg N/ha zur 2. N-Gabe als vorteilhafte Varianten hinsichtlich Ertrag, Ölgehalt und N-Saldo. Diese Varianten lagen vergleichbar zur praxisüblichen Standardvariante.

Ökonomische Bewertung der Injektionsversuche zu Winterraps

Raps ist eine Kultur, die eine intensive N-Düngung verlangt und diese auch in deutliche Mehrerträge umsetzt. Mit den abgefallenen Blättern und dem N-haltigen Rapsstroh verbleibt viel Stickstoff nach der Ernte auf dem Feld. Nur ca. 45 % des insgesamt aufgenommenen Stickstoffs werden mit den geernteten Samen abgefahren. Daher sind beim Rapsanbau oft recht hohe N-Salden zu verzeichnen. Zusammen mit den im Vergleich zu vielen anderen Kulturarten relativ hohen Rest-Nmin-Gehalten und dem großen Mineralisierungspotenzial nach der Rapsernte ist verständlich, dass verstärkt auf hohe N-Effizienz zu achten ist. Zielstellung ist dabei, die Effektivität der N-Düngung zu steigern, die N-Verluste zu vermindern, damit verbundene negative Umweltbelastungen zu minimieren und die Wirtschaftlichkeit des Anbaus weiter zu verbessern.

Abbildung 89 zeigt den Einfluss der Düngung auf die Effektive Mehrleistung von Winterraps im Mittel der Erntejahre 2014 und 2015 im Vergleich zur Nullvariante an den Standorten Baruth, Forchheim und Pommritz.

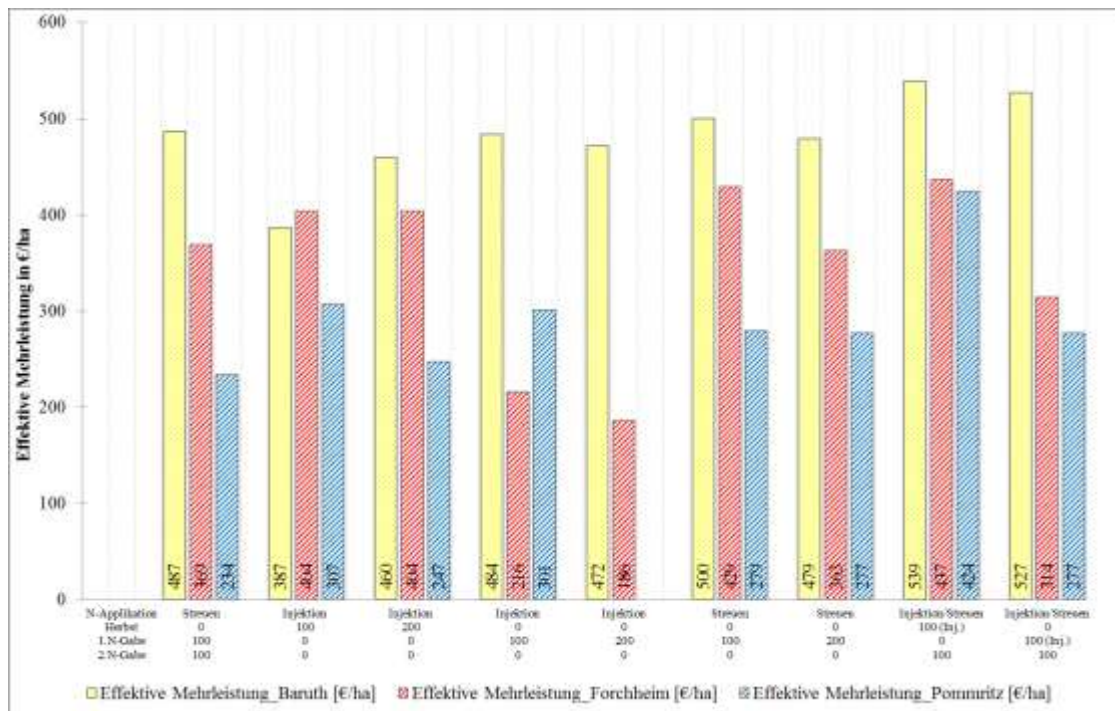


Abbildung 89: Ökonomische Bewertung der Injektionsdüngung bei Winterraps; Mittelwerte 2014 und 2015.

Die Ergebnisse auf dem leichten Standort in Baruth machen deutlich, dass eine einmalige Injektion im Herbst mit geringer Aufwandmenge ökonomisch nicht sinnvoll ist (Abbildung 89). Im Vergleich zur Standardvariante (500 €/ha Effektive Mehrleistung zur Nullvariante) zeigten sich nur die geteilten Düngergaben aus Injektion im Herbst bzw. zu Vegetationsbeginn (100 kg N/ha) plus Streuen zur 2. N-Gabe (100 kg/ha) ökonomisch vorteilhafter (553 €/ha Effektive Mehrleistung bzw. 539 €/ha Effektive Mehrleistung). Der N-Saldo im Mittel der Jahre zeigte bei gleicher Düngeraufwandmenge vergleichbare Resultate, sowohl in den Varianten Streuen als auch Injektion.

Im Mittel der Erntejahre 2014/15 schnitt in Forchheim die Variante „Injektion im Herbst (100 kg N/ha) plus KAS zur 2. N-Gabe (100 kg N/ha)“ mit 437 €/ha Effektiver Mehrleistung zur Nullvariante am besten ab (Abbildung 89). Die Variante der Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn mit 200 kg/ha als Einmalgabe konnte nicht überzeugen (187 €/ha Effektive Mehrleistung).

Auf dem Löß-Standort in Pommritz überzeugte ebenfalls das Prüfglied „Injektion im Herbst (100 kg N/ha) plus KAS zur 2. N-Gabe (100 kg N/ha)“ mit 418 €/ha Effektiver Mehrleistung (Abbildung 89). Die Varianten mit nur 100 kg N/ha zeigten hier auf Grund durchschnittlicher Erträge bei höheren Ölgehalten und geringeren Düngemittelkosten eine Vorzüglichkeit. Die

Variante Injektion 200 kg N/ha zu Vegetationsbeginn konnte aufgrund fehlender Ertragsdaten nicht ausgewertet werden (Probenahmefehler). Im Ergebnis aus dem Düngeversuch mit Winterraps der Erntejahre 2014 und 2015 stellte sich die gemischt-geteilte Düngergabe aus 100 kg Injektion im Herbst und 100 kg N/ha als KAS zur 2. N-Gabe auf allen Standorten als die Vorzugsvariante hinsichtlich Ertrag und Ölgehalt und somit Effektiver Mehrleistung heraus. Im Vergleich der Varianten zeigte sie keine erhöhten N-Salden.

B61_Wintergerste / Winterweizen

Zu Wintergerste und Winterweizen wurden im Rahmen des Projektes Düngeversuche angelegt, bei denen Ausbringtechnik, Düngerform und Düngetermine untersucht wurden. Wintergerste wurde über die zwei Versuchsjahre 2013/14 und 2014/15 am D-Standort Baruth geprüft, Winterweizen ebenfalls in Baruth, weiterhin in Forchheim (V-Standort) und Pommritz (Lö-Standort). Zum Einsatz kam Kalkammonsalpeter als Festdünger, welcher mit einem Parzellenstreuer ausgebracht wurde. In den Varianten der Injektionsdüngung kam in diesen Versuchen Domamon[®] L 26 zum Einsatz. Die N-Injektion erfolgte zu Vegetationsbeginn bzw. zum Streckungswachstum des Getreides. Daneben wurden auch Mischvarianten angelegt, bei welchen die N-Applikation sowohl in Nitrat- als auch in Ammoniumform gegeben wurde. Zusätzlich wurden Varianten mit N-Injektion von 50 kg/ha im Herbst als Teilgabe oder auch als zusätzliche Gabe zur Gesamtstickstoffmenge erprobt. Zur 3. N-Gabe wurde ausschließlich Kalkammonsalpeter gestreut. Als Kontrolle diente neben einer Variante „ohne N-Düngung“ eine praxisübliche dreigeteilte KAS-Düngung (Standardvariante). Die Anlage der Prüfglieder in den Düngeversuchen bei Wintergerste und Winterweizen erfolgte wie in Tabelle 20 dargestellt.

Tabelle 20: Wintergerste/Winterweizen; Klassifikation der Prüfglieder

Prüfglied	N-Applikation [kg/ha]				N-gesamt [kg/ha]
	Herbst Ende Oktober	1. N-Gabe VB	2. N-Gabe EC 31	3. N-Gabe EC 55	
ohne N-Düngung	0	0	0	0	ohne
Streuen (Standard)	0	BEFU	50	50	optimal
Injektion/Streuen	50	BEFU	50	50	opt.+50
Injektion/Streuen	50	0	BEFU	50	optimal
Injektion/Streuen	50	0	BEFU+50	50	opt.+50
Injektion	50	0	BEFU+50	0	optimal
Injektion	50	0	BEFU+100	0	optimal
Streuen/Injektion	0	BEFU	100	0	optimal
Injektion	BEFU+100	0	0	0	optimal
Injektion/Streuen	0	BEFU+50	0	50	optimal
Injektion/Streuen	0	0	BEFU+50	50	optimal
Injektion	0	0	BEFU+100	0	optimal

Wintergerste

Die Auswertung nach Erträgen und RP-Gehalten ist in Abbildung 90 dargestellt, die N-Salden in Abbildung 91. Abbildung 92 zeigt eine ökonomische Gesamtbetrachtung.

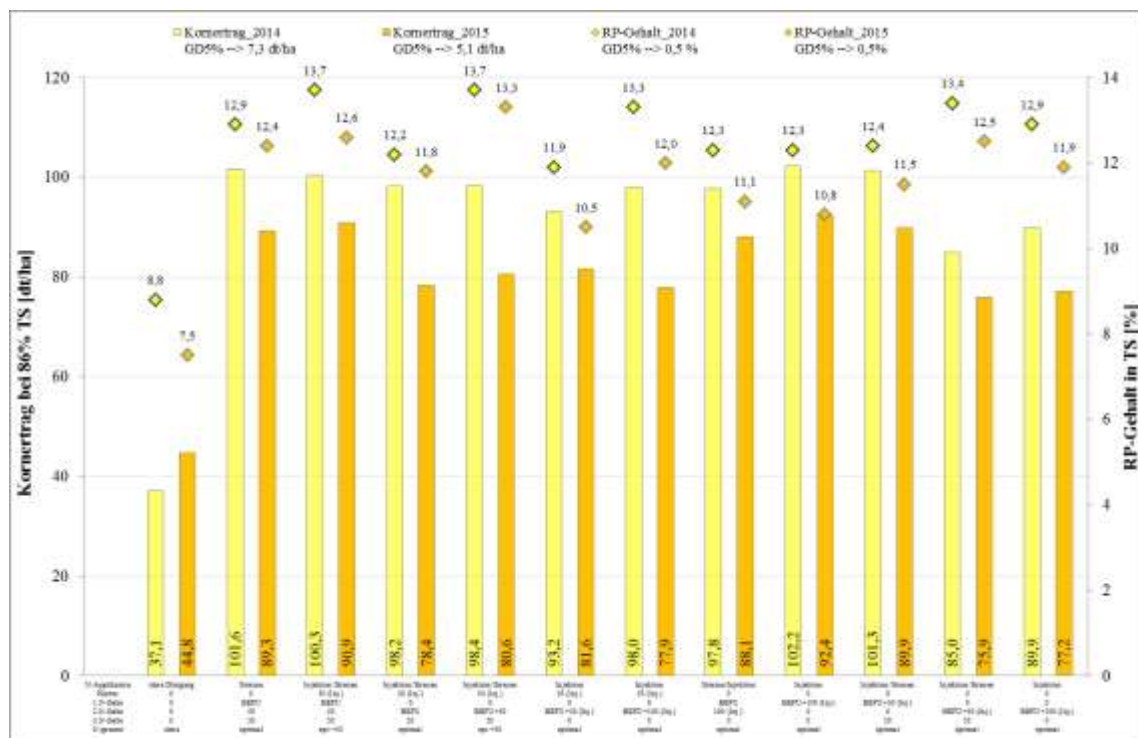


Abbildung 90: Einfluss der geprüften Düngungsvarianten auf Ertrag und RP-Gehalt bei Wintergerste, Baruth, 2014 und 2015.

Die Kornerträge und Rohproteingehalte des Düngungsversuchs mit Wintergerste in den Jahren 2014 und 2015 am Standort Baruth sind in Abbildung 90 dargestellt. In beiden Versuchsjahren zeigte die Variante ohne Stickstoffdüngung nur sehr geringe Kornerträge. alle Düngvarianten deutlich signifikante Mehrerträge. Im Jahr 2014 lag das Ertragsniveau höher. Gegenüber der praxisüblichen Standardvariante konnten sowohl die gesplitteten Varianten aus Streuen und Injektion als auch die rein injektionsgedüngten Varianten keine signifikanten Mehrerträge erzielen. Die Varianten mit Herbstinjektion als Teilgabe bzw. als zusätzliche Düngung hatten keinen positiven Einfluss auf den Ertrag. Die Ergebnisse machen deutlich, dass die späte Injektion zu EC 31 (2. N-Gabe) an diesem Standort nicht zu empfehlen ist, da sie zu geringeren Erträgen geführt hat. Durch den sehr späten Düngungstermin kamen die Pflanzen in ein N-Defizit, welches sie bis zur Ernte ertraglich nicht mehr ausgleichen konnten. Die einmalige Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn lag im Ertrag gering besser als die Standardvariante, jedoch bei geringeren RP-Gehalten. Der N-Saldo war in dieser Variante günstig (Abbildung 90).

Abbildung 91 zeigt den N-Saldo der geprüften Düngvarianten bei Wintergerste am Standort Baruth als Mittel der Versuchsjahre 2014 und 2015.

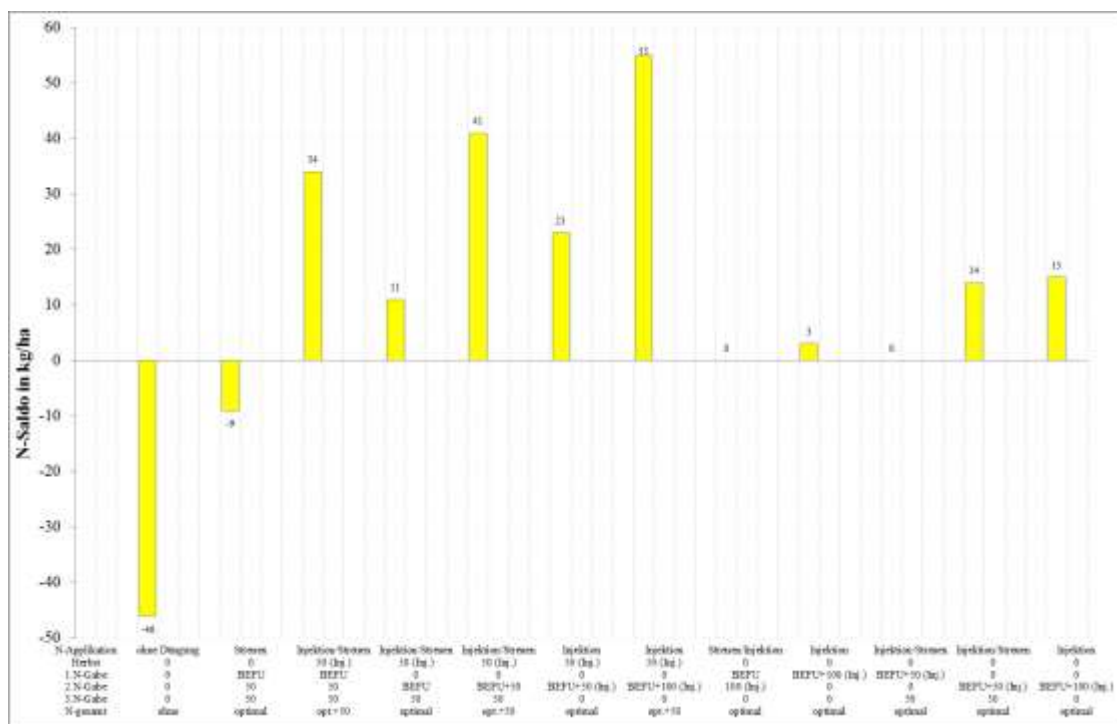


Abbildung 91: Einfluss der geprüften Düngvarianten auf den N-Saldo bei Wintergerste; Baruth; Mittel 2014/15.

Die guten Erträge der beiden Anbaujahre führten zu einer hohen N-Abfuhr und somit zu niedrigen N-Salden. Dabei zeigten jedoch die Varianten mit Herbstinjektion einen deutlich höheren N-Saldo an. Vor allem in den Varianten mit zusätzlicher Stickstoffapplikation (N-gesamt = optimal+50) lag der N-Saldo zwischen 34 und 55 kg N/ha und damit im Vergleich höher als in den Varianten ohne Herbstdüngung.

Ökonomische Bewertung des Injektionsversuchs zu Wintergerste

Eine optimale Gabenteilung der Stickstoffmenge beeinflusst den Bestand in seiner Entwicklung, der Qualität und dem Ertrag. Die N-Düngung mit KAS erfolgt üblicherweise in geteilten Gaben im Frühjahr. Eine N-Herbstgabe ist nur bedingt notwendig. Die im Frühjahr ausgebrachte Stickstoffmenge richtet sich u.a. nach dem verfügbaren Bodenstickstoffgehalt und wird nach Düngemodellen berechnet. Praxisüblich wird bei der Stickstoffdüngung des Wintergetreides im CULTAN-Verfahren die gesamte Aufwandmenge im Frühjahr in einem Arbeitsgang ausgebracht. In der Versuchsanlage wurde zusätzlich die Ausbringung im Herbst erprobt sowie weitere Varianten mit Teilgaben.

Für eine abschließende Betrachtung der Injektionsversuche zu Wintergerste wurden die Prüfglieder nach ihrer Effektiven Mehrleistung bewertet. Abbildung 92 zeigt die grafische Darstellung aus dem Mittel der Jahre 2014 und 2015 am Standort Baruth.

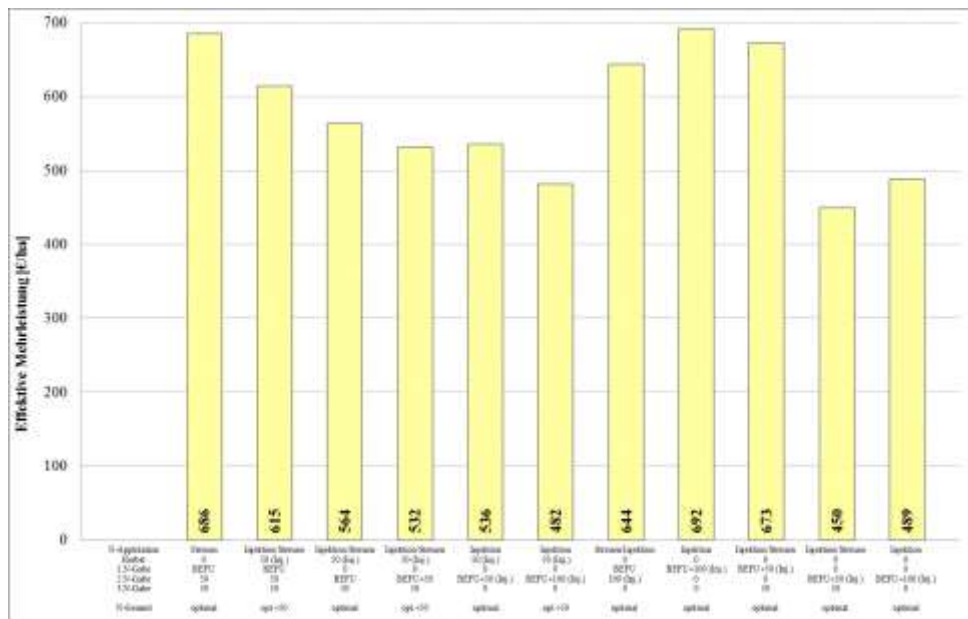


Abbildung 92: Ökonomische Bewertung der Injektionsdüngung bei Wintergerste; Baruth; Mittel 2014/15.

Im ökonomischen Vergleich der geprüften Düngevarianten am Standort Baruth erwies sich im Mittel der Erntejahre 2014 und 2015 die einmalige Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn mit 692 €/ha Effektiver Mehrleistung gegenüber der Nullvariante (Anbau der Wintergerste ohne Düngung) als vorteilhaft. Mit 686 €/ha Effektiver Mehrleistung lag die Standardvariante mit dreigeteilter KAS-Gabe nur geringfügig darunter. Beide Varianten erzielten auch im N-Saldo günstige Werte, so dass sie auch aus ökologischer Sicht vorteilhaft sind. Mit 644 €/ha bzw. 673 €/ha Effektiver Mehrleistung konnten auch die Varianten „Streuen zu Vegetationsbeginn plus Injektion zur 2. N-Gabe“ und „Injektion zu Vegetationsbeginn reduziert plus 3. N-Gabe mit KAS“ überzeugen. Alle Varianten mit Herbstdüngung schnitten ökonomisch deutlich schlechter ab (Abbildung 92). Der in den Varianten zusätzlich eingesetzte Stickstoff wirkte durch höhere Salden auch ökologisch negativ. Einige geteilte Düngevarianten aus Streuen und Injektion konnten ebenfalls nicht überzeugen. Vor allem die Varianten mit später Injektionsdüngung zu EC 31 lagen mit 450 €/ha bzw. 489 €/ha deutlich unter der Effektiven Mehrleistung der Vorteilsvariante mit einmaliger Injektionsdüngung.

Die Ergebnisse der Düngungsversuche zu Wintergerste am Standort Baruth im Zeitraum von 2014 bis 2015 zeigen, dass mit einer einmaligen ammoniumbetonten Injektionsdüngung Kornerträge erzielt werden, die mit dem System einer „dreigeteilten KAS-Düngung“ konkurrieren können. Die RP-Gehalte lagen dabei auf etwas niedrigerem Niveau. Mit einer überzeugenden Effektiven Mehrleistung ist sie eine Alternative zu der üblichen KAS-gestreuten Düngung und kann auf dem leichten Boden für die Praxis empfohlen werden. Auch im ökologischen Sinne ist die Variante auf Grund des N-Saldos in der Praxis zu empfehlen. Von einer N-Injektion im Herbst als Teilgabe bzw. zusätzliche Gabe ist abzuraten, da die Kornerträge dadurch nicht gesteigert werden. Zudem schlägt sich die zusätzliche N-Aufwandmenge im N-Saldo nieder. Deutlich schlechter schnitten die Varianten mit Herbstinjektion in der Effektiven Mehrleistung ab. Die späte Injektion zum Schossen wirkte sich in geringeren Kornerträgen aus, jedoch bei günstigeren RP-Gehalten, was sich jedoch nicht so positiv auf die Effektive Mehrleistung auswirkte. Somit kann der späte Düngungstermin auf dem Standort in Baruth nicht empfohlen werden.

B61_Winterweizen

Mit den gleichen Prüfgliedern wie bei Wintergerste wurden im Untersuchungszeitraum 2014 und 2015 die Exaktversuche mit Winterweizen angelegt. Die Auswertung erfolgte analog der Wintergerste. Abbildung 93 und Abbildung 94 zeigen die Kornerträge und Rohproteingehalte

des Exaktversuchs mit Winterweizen an den Standorten Baruth, Forchheim und Pommritz. Geprüft wurden Ausbringtechnik, Düngerform und Düngetermine gleich dem Anlageschema zur Wintergerste.

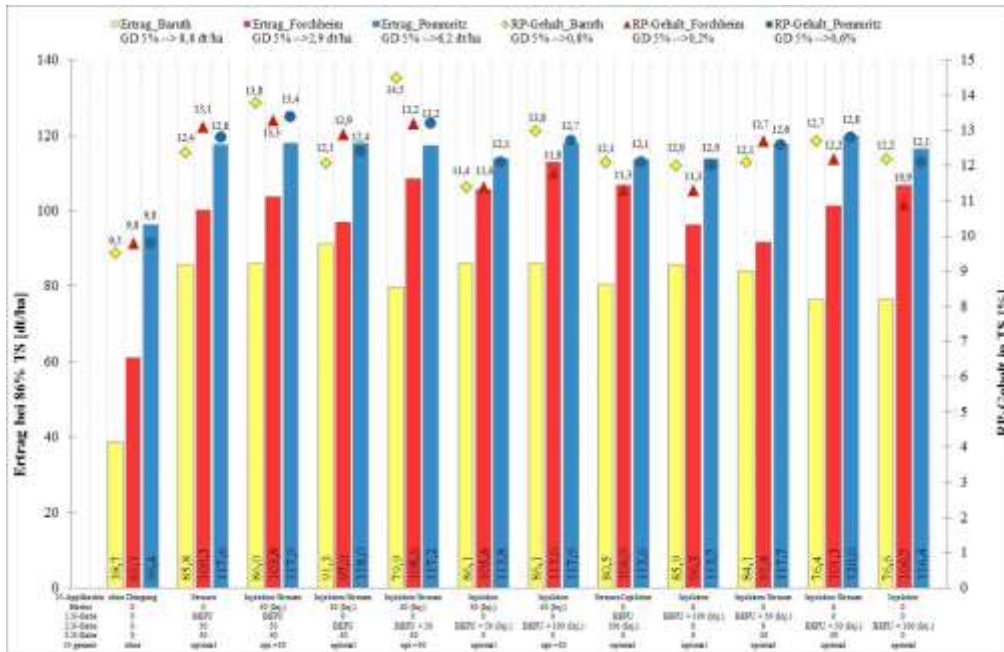


Abbildung 93: Einfluss der geprüften Düngevarianten auf Ertrag und Rohproteingehalt bei Winterweizen; Baruth, Forchheim und Pommritz; 2014.

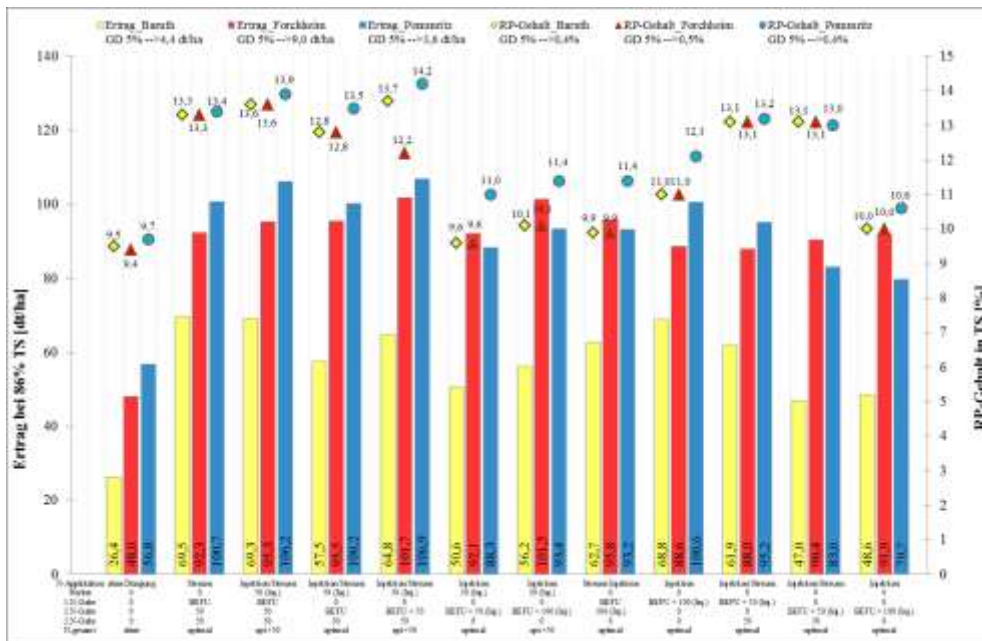


Abbildung 94: Einfluss der geprüften Düngevarianten auf Ertrag und Rohproteingehalt bei Winterweizen; Baruth, Forchheim und Pommritz; 2015.

Die Untersuchungsergebnisse zeigen in beiden Erntejahren in den nichtgedüngten Varianten ein sehr niedriges Ertragsniveau. Jede Düngungsintensität bzw. Düngungsvariante erzielte einen signifikanten Mehrertrag.

Für den leichten sandigen Standort Baruth zeigen die Kornerträge der Erntejahre 2014 und 2015 ein deutlich niedrigeres Ertragsniveau als die Standorte Forchheim und Pommritz. Generell lagen im Erntejahr 2014 die Erträge auf allen Standorten höher als im Erntejahr 2015. Auf dem D-Standort in Baruth überzeugte die praxisübliche Variante mit dreigeteilter KAS-Düngung (Standardvariante) im Ertrag (85,8 dt/ha im Jahr 2014 und 69,5 dt/ha im Jahr 2015) und überwiegend auch im RP-Gehalt (12,4 % im Jahr 2014 und 13,3 % im Jahr 2015). Varianten mit zusätzlicher Herbstinjektion von 50 kg N/ha und einer Qualitätsgabe mit Kalkammonsalpeter lagen im Ertrag nicht besser als die Standardvariante, schnitten jedoch im RP-Gehalt besser ab. Konkurrenzfähig zeigte sich im Ertrag die einmalige Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn, allerdings bei niedrigeren RP-Gehalten. Auf dem leichten sandigen Standort in Baruth machen die Ergebnisse auch beim Winterweizen deutlich, dass der späte Injektionstermin zu EC 31 nicht zu empfehlen ist, da sich deutliche Ertragsdefizite zeigten (Abbildung 93 und Abbildung 94).

Ein differenzierteres Bild stellt sich auf dem Erzgebirgsstandort in Forchheim dar. Der Ertrag der Standardvariante lag bei 100,3 dt/ha (2014) bzw. 92,3 dt/ha (2015). In den Varianten mit Herbstinjektion als Teilgabe und auch als zusätzliche N-Düngung von 50 kg N/ha lag der Ertrag verglichen mit der Standardvariante auf vergleichbarem Niveau bzw. höher. Weniger deutlich positiv reagierten hier die Düngevarianten bei den RP-Gehalten. Die einmalige Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn konnte den Ertrag der Standardvariante nicht erreichen und lag in den RP-Gehalten deutlich niedriger. Auf dem sorptionsstärkeren Standort in Forchheim waren die Kornerträge bei spätem Injektionstermin zu EC 31 vergleichbar der Standardvariante und der Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn.

Auf dem Lö-Standort in Pommritz wurden in beiden Erntejahren (117,6 dt/ha im Jahr 2014 und 100,7 dt/ha im Jahr 2015) die höchsten Erträge erzielt (Abbildung 93 und Abbildung 94). Im Erntejahr 2014 differenzierten die Erträge der Düngevarianten kaum. Wie auch schon auf den Standorten Baruth und Forchheim brachten nur die Varianten mit zusätzlicher N-Düngung (Injektion im Herbst und Qualitätsgabe) höhere RP-Gehalte. Diese beiden Varianten zeigten im Erntejahr 2015 neben höheren RP-Gehalten auch signifikant höhere Kornerträge. Positiv waren ebenfalls die Varianten der einmaligen Düngung zu Vegetationsbeginn hin-

sichtlich ihres Ertrages zu bewerten. Im RP-Gehalt zeigten sich auch hier Defizite im Vergleich zur KAS-gedüngten Standardvariante. Der späte Injektionstermin zu EC 31 brachte im Erntejahr 2015 deutlich niedrigere Erträge. Im Erntejahr 2014 lagen sie hingegen auf vergleichbar hohem Niveau.

Durch die sehr guten Kornenerträge vor allem im Erntejahr 2014 aber auch 2015 wurden in den geprüften Varianten zum Teil sehr hohe N-Entzüge festgestellt, so dass vor allem in Forchheim und Pommritz im Mittel der Erntejahre 2014 und 2015 sehr günstige bzw. negative Salden zu verzeichnen waren (Abbildung 95).

Auf dem sorptionsschwachen Standort in Baruth lagen in den Untersuchungsjahren die Erträge im Vergleich der Standorte deutlich niedriger, so dass hier die N-Salden höhere Werte aufweisen. Deutlich zeigt sich auf dem Standort, dass auch aus ökologischer Sicht eine zusätzliche Herbstdüngung (50 kg N/ha) nicht zu empfehlen ist, da in diesen Varianten die N-Salden auf höherem Niveau liegen. Des Weiteren zeigt sich in Baruth bei spätem Düngetermin zu EC 31, dass der injizierte Ammoniumstickstoff weniger gut verwertet werden kann als in der KAS-gedüngten Standardvariante oder der Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn (Abbildung 95).

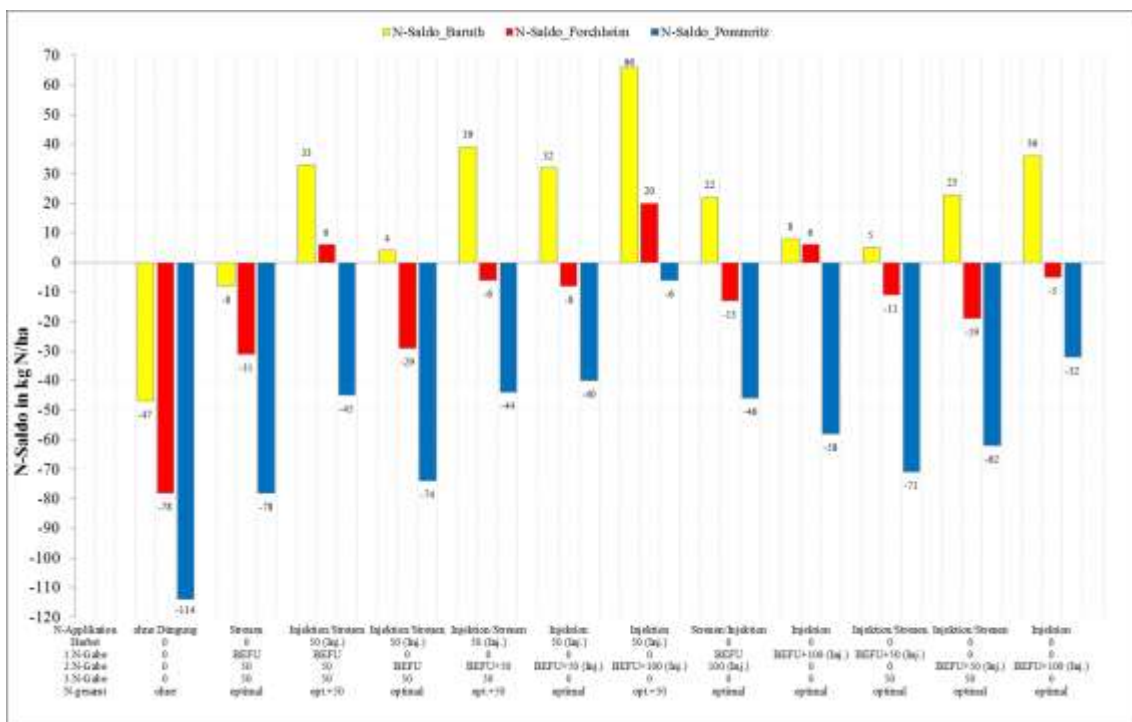


Abbildung 95: Einfluss der geprüften Düngevarianten auf den N-Saldo; Baruth, Forchheim, Pommritz; Mittel 2014/15.

Ökonomische Bewertung der Injektionsversuche zu Winterweizen

In Abbildung 96 dargestellt ist die Effektive Mehrleistung der Prüfglieder gegenüber der ungedüngten Variante im Injektionsversuch zu Winterweizen im Mittel der Untersuchungsjahre 2014 und 2015.

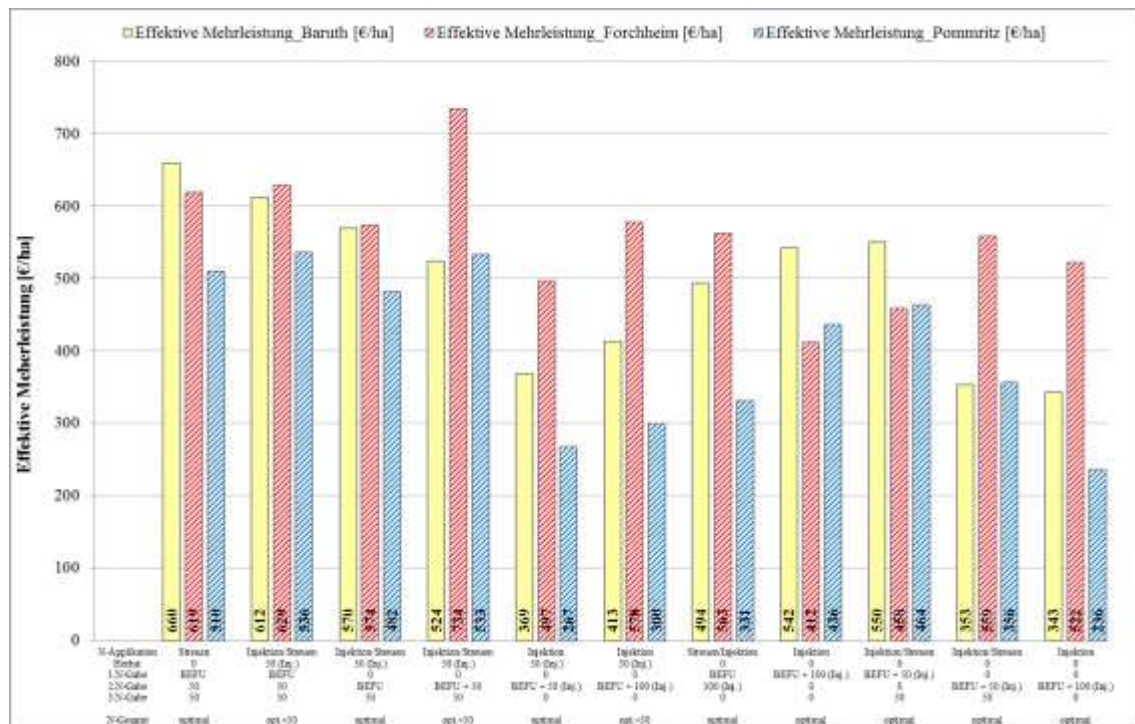


Abbildung 96: Ökonomische Bewertung der Injektionsdüngung bei Winterweizen; Mittel 2014 und 2015

Auf dem trockenen, sandigen D-Standort in Baruth zeigen die untersuchten Düngemethoden ein deutlich differenziertes Bild in ihrer ökonomischen Bewertung (Abbildung 96). In der praxisüblichen Standardvariante mit drei N-Gaben lag die Effektive Mehrleistung im Mittel der Untersuchungsjahre 2014 und 2015 bei 660 €/ha und damit deutlich über den weiteren untersuchten Varianten. In den untersuchten Varianten erlangte mit 612 €/ha nur die Variante mit zusätzlicher Injektionsgabe von 50 kg Stickstoff als Herbstgabe plus drei KAS-Gaben in der Vegetation eine Effektive Mehrleistung von über 600 €/ha. Hier lag jedoch der N-Saldo wesentlich ungünstiger als in der Variante der dreigeteilten KAS-Gabe. Nicht zu empfehlen sind Injektionsvarianten zum späten Zeitpunkt (Schossen). Im Mittel der Erntejahre 2014 und 2015 lag hier die Effektive Mehrleistung um die 350 €/ha. Mit 542 €/ha Effektiver Mehrleistung

tung zählte die einmaligen Injektionsgabe zu Vegetationsbeginn zu den Varianten, die im Mittel der Erntejahre positiv zu bewerten waren, lag jedoch deutlich niedriger als die Standardvariante. Eine geringere Applikationsmenge als „Injektion zu Vegetationsbeginn plus Qualitätsgabe von 50 kg/ha in Form von KAS“ brachte keinen deutlichen finanziellen Vorteil.

Auf dem Erzgebirgsstandort in Forchheim (V-Standort) lag in der praxisüblichen dreigeteilten KAS-Variante die Effektive Mehrleistung bei 619 €/ha über der Nullvariante. Auf dem Standort differenzierten die Düngevarianten weniger ausgeprägt. Deutlich vorteilhafter war nur die Variante der zusätzlichen Herbstinjektion plus KAS zur zweiten und dritten Gabe. Mit einem hohen Kornertrag und Rohproteinwert in dieser Düngevariante erzielte sie eine Effektive Mehrleistung von 734 €/ha. Negativ zu bewerten ist die geteilte Injektionsgabe aus Herbstinjektion (50 kg/ha) plus später Frühjahrsinjektion ohne 3.Gabe mit nur 497 €/ha Effektive Mehrleistung. Mit 412 €/ha bzw. 458 €/ha schnitten in Forchheim die Varianten der Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn besonders negativ ab. Im Vergleich sind auf dem Standort im Mittel der Jahre 2014 und 2015 die spät gedüngten Injektionsvarianten hinsichtlich der Effektiven Mehrleistung besser zu bewerten (Abbildung 96).

Der Löß-Standort in Pommritz zeigte deutliche Unterschiede in der Effektiven Mehrleistung der Prüfglieder (Abbildung 96). Die dreigeteilte KAS-Variante wies eine Effektive Mehrleistung von 510 €/ha auf. Varianten mit zusätzlicher Herbstdüngung und Qualitätsgabe zeigten im Vergleich mit 536 bzw. 533 €/ha die höchste Effektive Mehrleistung. Alle weiter untersuchten Varianten sowohl als Injektion als auch als Mischform aus Injektion und Streuen lagen deutlich niedriger in der Effektiven Mehrleistung wie aus Abbildung 96 hervorgeht.

Auch in Pommritz schnitt die „geteilte Injektionsvariante mit Herbstdüngung von 50 kg N/ha und später Gabe zu EC 31, ohne Qualitätsgabe“ schlecht in der Effektiven Mehrleistung ab. Beim späten Injektionstermin zu EC 31 lag die Effektive Mehrleistung sehr niedrig, sowohl im Vergleich zur Standardvariante als auch im direkten Vergleich zu den frühen Injektionsvarianten zu Vegetationsbeginn.

Die Ergebnisse im Versuch mit Winterweizen im Projektzeitraum 2014 bis 2015 auf den untersuchten Standorten in Baruth, Forchheim und Pommritz machen deutlich, dass die dreigeteilte KAS-Düngung sowohl unter ökonomischen als auch ökologischen Gesichtspunkten eine bevorzugte Variante ist. Die in der Praxis häufig angewandte Variante der Injektionsdüngung als Einmalgabe zu Vegetationsbeginn konnte nicht überzeugen. Die Varianten der späten Einmal-N-Düngung (EC-Stadium 31, abgeschlossene Bestockung) im CULTAN-Verfahren oder als Mischvariante mit Qualitätsgabe in KAS-Form zeigte im Mittel der Versuchsjahre bei

Winterweizen wie auch bei der Wintergerste keine Vorteilswirkung. Die jungen Getreidepflanzen konnten bis zum Düngungstermin ausschließlich das N-Angebot aus dem N_{\min} -Vorrat zu Vegetationsbeginn sowie der standorttypischen N-Nachlieferung der Böden nutzen. Der pflanzenbauliche Vorteil der späten Injektionsdüngung besteht im Brechen von Arbeitsspitzen und der Reduzierung des Arbeitsaufwandes, wenn die Injektion als Einmalgabe erfolgt. Des Weiteren in der Minderung möglicher Bodenbelastung. Die zweijährigen Versuchsergebnisse machen deutlich, dass unter sächsischen Klimabedingungen der späte Injektionstermin in der Praxis nicht zu empfehlen ist. Besonders der leichte Standort in Baruth reagierte mit deutlichen Mindererträgen.

Ergebnisse zur Stabilität der Düngerdepots in Injektionsversuchen

Zur Überprüfung der Stabilität der Düngerdepots wurde im Rahmen des Projektes im Winterweizen auf den Standorten Forchheim, Baruth und Pommritz zusätzliche Prüfglieder angelegt. Beprobte wurde eine Injektionsvariante mit Düngergabe von 50 kg/ha in Form von Domamon[®] L 26 im Herbst. Des Weiteren eine Variante mit Injektion zum Zeitpunkt der ersten N-Gabe (Vegetationsbeginn) und eine Variante mit Injektion zum Zeitpunkt der zweiten N-Gabe (EC 31). In beiden Varianten wurden einheitliche Düngeaufwandmengen eingesetzt (einmalige Düngung berechnet nach BEFU plus 100 kg N/ha). Die erste Beprobung erfolgte stets unmittelbar nach der Injektionsgabe und dann im 14-tägigen Rhythmus. Die im Herbst injizierte Variante wurde noch zusätzlich zu Vegetationsbeginn beprobt. Zum Auffinden der Injektionslöcher wurden diese markiert. Mit einem Spaten wurde um das Injektionsloch jeweils im gleichen Abstand alle 10 cm die Bodenschicht abgetragen und die Erde von Wurzeln bereinigt. Jede Beprobung erfolgte bis in eine Bodentiefe von 30 cm mit jeweils vier Wiederholungen. Die Analyse der gut durchmischten Proben erfolgte auf $\text{NO}_3\text{-N}$ - und $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration. Für jeden Beprobungstermin wurden neue Injektionslöcher ausgewählt. Zur besseren Veranschaulichung sind die Ergebnisse der Bodenuntersuchungen als Prozentwerte abgebildet. Somit kann die Stabilität der angelegten Depots gut bewertet werden. Am Tag der Injektion beträgt der Gesamtstickstoff aus $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ 100 %, was als grauer Balken dargestellt ist. Die grauen Balken der folgenden Beprobungstermine stellen die Zu- bzw. Abnahme des N_{\min} im untersuchten Depot dar. Entsprechend dazu sind jeweils die Einzelwerte nach $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ in drei Bodentiefen von je 10 cm abgebildet.

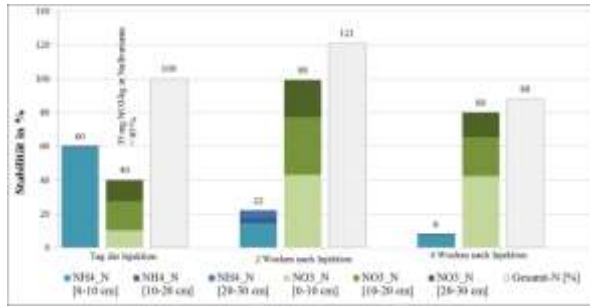


Abbildung 97: Depotstabilität der N-Gabe im Herbst (50 kg/ha); Forchheim 2014.

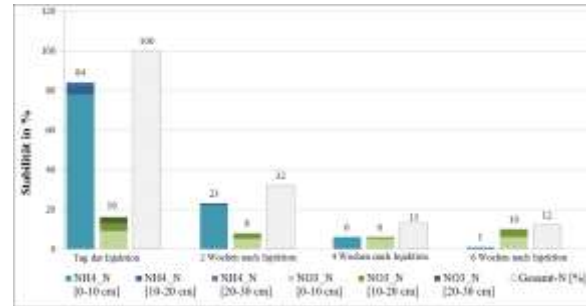


Abbildung 98: Depotstabilität der N-Gabe zu Vegetationsbeginn (170 kg/ha); Forchheim 2015.

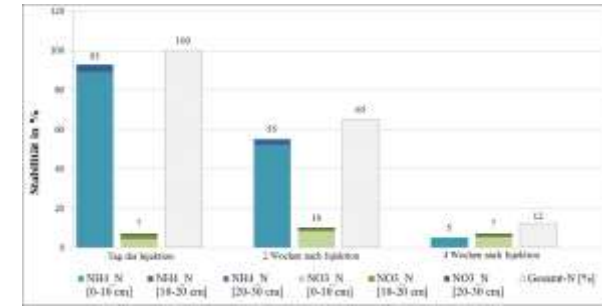


Abbildung 99: Depotstabilität der N-Gabe zum Schossen (170 kg/ha); Forchheim 2015.

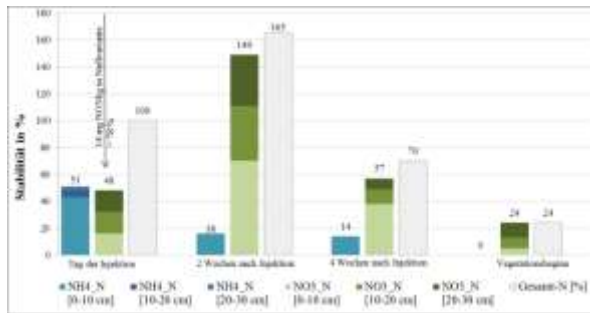


Abbildung 100: Depotstabilität der N-Gabe im Herbst (50 kg/ha); Baruth 2014.

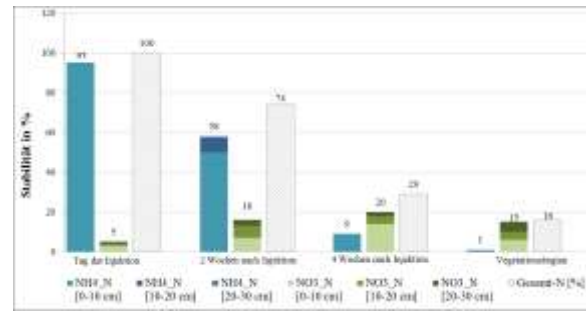


Abbildung 101: Depotstabilität der N-Gabe zu Vegetationsbeginn (140 kg/ha); Baruth 2015.

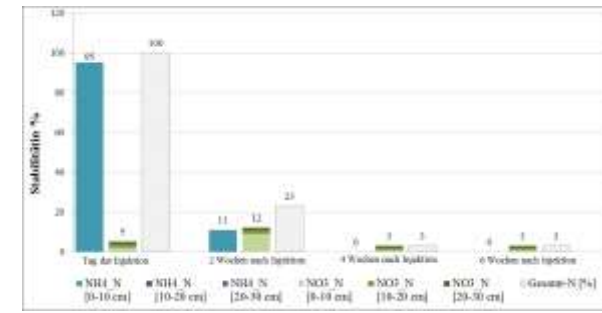


Abbildung 102: Depotstabilität der N-Gabe zum Schossen (140 kg/ha); Baruth 2015.

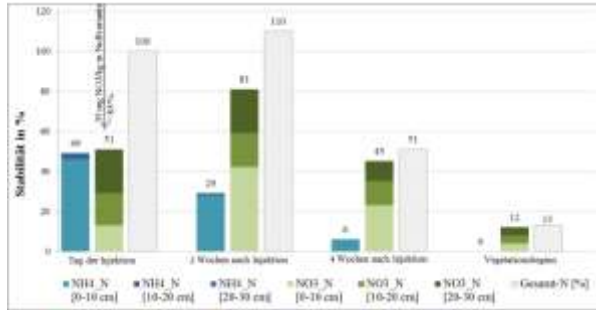


Abbildung 103: Depotstabilität der N-Gabe im Herbst (50 kg/ha); Pommritz 2014.

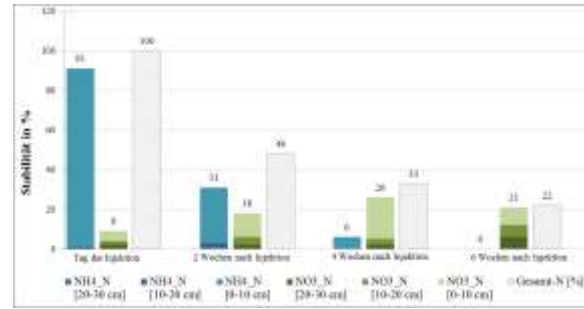


Abbildung 104: Depotstabilität der N-Gabe zu Vegetationsbeginn (160 kg/ha); Pommritz 2015.

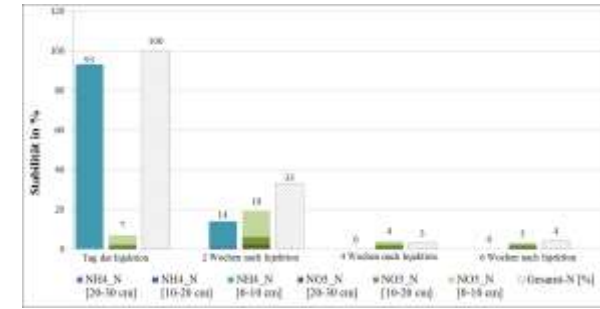


Abbildung 105: Depotstabilität der N-Gabe zum Schossen (160 kg/ha); Pommritz 2015.

Die Abbildungen 97 bis 105 zeigen die grafische Darstellung der Stabilität der Injektionsdepots bei Ausbringung einer Stickstoffmenge von 50 kg N/ha in Form von Domamon® L 26 im Herbst auf den Versuchsstandorten Forchheim, Baruth und Pommritz. Auf allen Standorten zeigt sich auf Grund der geringen Ammoniumkonzentration eine unzureichende Stabilität im Boden. Die Messwerte am Tag der Injektion zeigen auf allen Standorten relativ hohe Anteile an Nitrat-N in der Bodenschicht 0-30 cm. Die Beprobung der entsprechenden Nullvariante zeigte im Vergleich Nitrat-N-Werte, die 78 bis 85 % der Injektionsvariante entspricht.

Am Beprobungstermin 14 Tage nach Applikation zeigte sich eine sehr starke Abnahme der NH_4 -Konzentration im Depot und gleichzeitig eine Zunahme der NO_3 -Konzentration. Die geringe Düngemenge von 50 kg N/ha bedingte die ungenügende Hemmung der Nitrifikationsvorgänge. Es ist davon auszugehen, dass die höhere NO_3 -Konzentration zu diesem Zeitpunkt auf die Nitrifikation des injizierten Ammoniums zurückzuführen ist. Da der Gesamt-Nmin 14 Tage nach Ausbringung über 100 % liegt, ist weiterhin davon auszugehen, dass mit der milden Witterung der Boden nachmineralisiert hat. Ein Teil des Stickstoffs wurde von den Wurzeln aufgenommen, dies jedoch nur in geringem Umfang, da die Wurzeln zu dem Zeitpunkt noch wenig stark ausgebildet sind.

Im weiteren Verlauf zeigte sich auf allen Standorten, dass vier Wochen nach Applikation, die Depots kaum mehr nachgewiesen werden konnten. Im Fazit der Untersuchung bleibt festzustellen, dass bei geringen Ausbringungsmengen an Stickstoff im CULTAN-Verfahren keine Stabilität der Depots erzeugt werden kann. In kurzer Zeit findet dann eine Umwandlung von Ammonium in Nitrat statt, das der Auswaschungsfahr über die Wintermonate unterliegt.

Die durch das CULTAN-Verfahren angelegte Ammoniumkonzentration im Boden nahm nach zwei Wochen auf den Standorten rapide ab, wobei sich die Nitratkonzentration im Boden nicht deutlich erhöht hat. Somit ist davon auszugehen, dass die Winterweizenpflanzen den Ammoniumstickstoff für ihr Wachstum genutzt haben. Standortbedingt wurde das Prüfglied in Baruth Anfang März gedüngt. Da zu dem Zeitpunkt die Temperaturen noch nicht so hoch waren und das Pflanzenwachstum erst in Gang kam, ist zu diesem Beprobungstermin das Depot noch nicht so ausgeschöpft wie auf den Standorten in Pommritz (Injektion Mitte März) oder auch in Forchheim (Injektion Ende März).

Nach weiteren zwei Wochen waren nur noch sehr geringe Ammoniumgehalte nachweisbar, bei kaum veränderten Nitratgehalten.

Sechs Wochen nach Injektion war das Ammoniumdepot auf allen Standorten kaum mehr nachweisbar.

Die Beprobung zum Zeitpunkt der 2. N-Gabe im EC-Stadium 31 (Schossen) zeigte vergleichbare Resultate bezüglich der Ammoniumdepots. Die CULTAN-Düngung erfolgte in Baruth und Pommritz Mitte April, auf dem Standort in Forchheim Anfang Mai

Bei geringen Düngermengen und somit geringeren Ammoniumkonzentration werden die Depots nicht ausreichend stabilisiert. Das Depot wird mikrobiell sehr schnell umgesetzt, so dass es zur Nitrifikation kommt und die NO_3 -Werte im Boden schnell ansteigen.

Bei Applikation einer hohen Ammoniumkonzentration bilden sich Depots aus, die gegen die mikrobielle Umsetzungen durch Nitrifikation stabiler sind. Die Versuchsergebnisse mit hohen Applikationsmengen machen deutlich, dass nur über einen Zeitraum von maximal vier Wochen eine betonte Ammoniumdüngung der Pflanzen möglich war. Über diesen Zeitraum hinaus waren die Depots kaum mehr nachweisbar. Die starke Abnahme der NH_4 -Konzentration steht dabei in engem Zusammenhang mit der unmittelbaren Nährstoffaufnahme der Weizenpflanzen.

Ein früher oder später Düngungstermin zu Vegetationsbeginn oder Schossen, hatte keinen Einfluss auf die Stabilität der Ammoniumdepots.

3.3.4. Lysimeter in Nossen

Erträge und N-Entzüge

Die im Untersuchungsjahr 2014 ermittelte Ertragshöhe und der N-Entzug des angebauten Winterweizens ist in Abbildung 106 dargestellt. Deutlich zeigt sich, dass die Erträge vor allem durch die Bodenart beeinflusst werden. Auf dem leichten, sandigen Standort lagen die Erträge am niedrigsten. Der Lössboden zeigte ein etwas höheres Ertragsniveau. Die höchsten Erträge wurden im Jahr 2014 auf dem Verwitterungsstandort erzielt. Innerhalb der Bodenart ist durch die langjährig differenzierte Bodenbearbeitung kein erheblicher Ertragsunterschied festzustellen. Eine weitere Differenzierung der Anlagevarianten hinsichtlich der Düngung (KAS bzw. Injektion) erbrachte kein eindeutiges Ergebnis. Die Düngewarianten lagen vergleichbar im Ertrag. Die Entzüge wurden stark von der jeweiligen Ertragshöhe bestimmt (Abbildung 106).

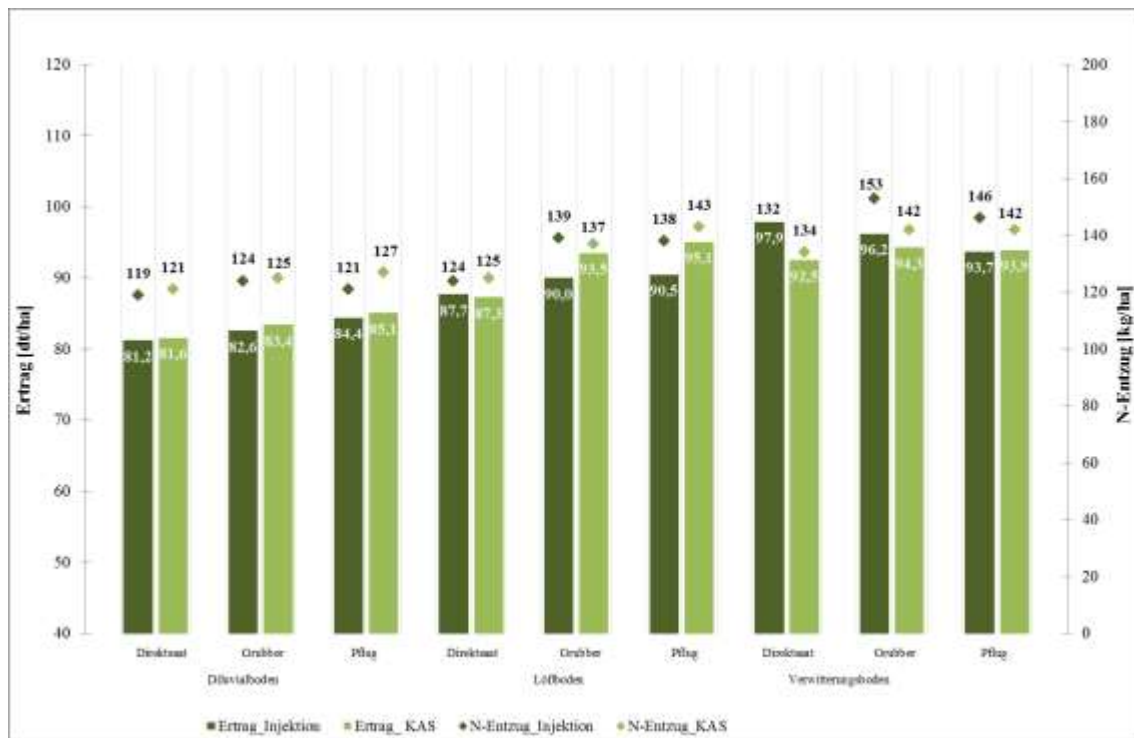


Abbildung 106: Wirkung der Düngevarianten auf Weizenenertrag und N-Entzug bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf den Standorten D, Löß und V; Nossen 2014

Im Anbaujahr 2015 folgte in der Fruchtfolge Wintergerste, deren Erträge und N-Entzüge in Abbildung 107 dargestellt sind. Auch hier richtet sich die Ertragshöhe nach der Bodengüte. Erwartungsgemäß lagen die Erträge auf dem Sandboden deutlich niedriger als auf dem Löß- und Verwitterungsboden.

Die Erträge der Direktsaatvariante lagen bei jeder Bodenart niedriger als in den Varianten mit Bodenbearbeitung. Deutlich zeigt sich das Ertragsdefizit auf dem sandigen Standort. Auf dem Löß- und Verwitterungsboden liegt im Mittel der Varianten ein Ertragsminus von ca. 3 dt/ha zur Grubbervariante. Zur Pflugvariante fällt der Ertragsunterschied deutlicher höher aus. Zwischen den Varianten Grubber bzw. Pflug gibt es in Hinsicht des Ertrags keine eindeutige Tendenz.

Die Düngung zeigte einen großen Einfluss auf die Erträge. Die injektionsgedüngten Varianten erzielten im Jahr 2015 stets höhere Erträge als die Varianten mit oberflächlich ausgebrachten Kalkammonsalpeter. Ursächlich dafür scheint die Witterung im Frühjahr gewesen zu sein. Im Mai 2015 lagen die Niederschläge deutlich unter dem langjährigem Mittel (Abbildung 17). Da der Wasserbedarf von Getreide zu diesem Zeitpunkt am höchsten ist und die Ertragsbildung beeinflusst. Mit der extremen Trockenheit im Mai verringert sich die Pflanzenverfügbarkeit des gestreuten Mineraldüngers. Dagegen kann zu gleicher Zeit Ammonium von den

Pflanzen der Injektionsvariante aufgenommen werden, da hier der Dünger in flüssiger Form in Wurzelnähe als stabiles Depot platziert wurde.

Die in Abbildung 107 zu den entsprechenden Varianten dargestellten N-Entzüge haben einen vergleichbaren Verlauf wie die Erträge, da sie stark von der Ertragshöhe bestimmt werden.

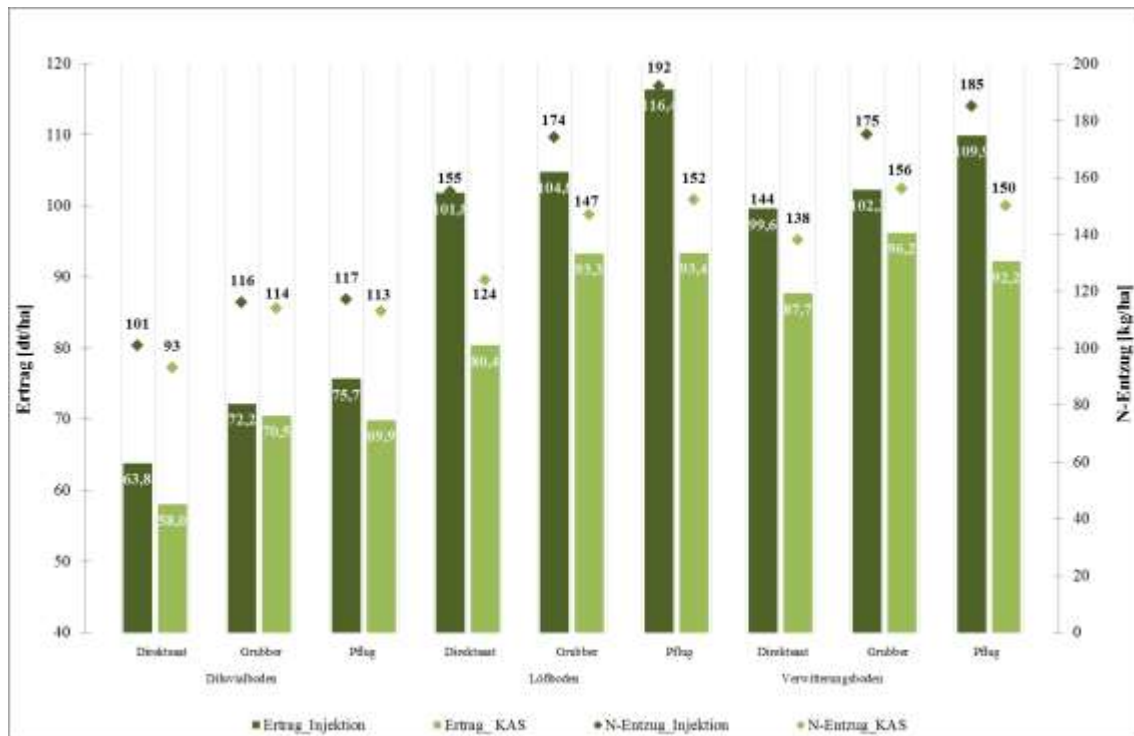


Abbildung 107: Wirkung der Düngevarianten auf den Gerstenertrag und N-Entzug bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung auf den Standorten D, Lö und V; Nossen 2015

N-Entzug und Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Bestimmung der Nitratkonzentration erfolgte im Sickerwasser. Aus der Nitratkonzentration wurde unter Berücksichtigung des Sickerwasseranfalls die Fracht an Nitrat-N für jedes Untersuchungs Jahr abgeleitet. Die Darstellung der Ergebnisse aus dem Jahr 2014 findet sich in Abbildung 108.

Im hydrologischen Jahr 2013/14 fielen am Standort Nossen 630 mm Niederschlag. In den unterschiedlich bewirtschafteten Varianten der Lysimeter lag die Sickerwassermenge in diesem Zeitraum zwischen 0 und 180 mm, was einer Niederschlagsmenge zwischen 0 und 29 % entspricht.

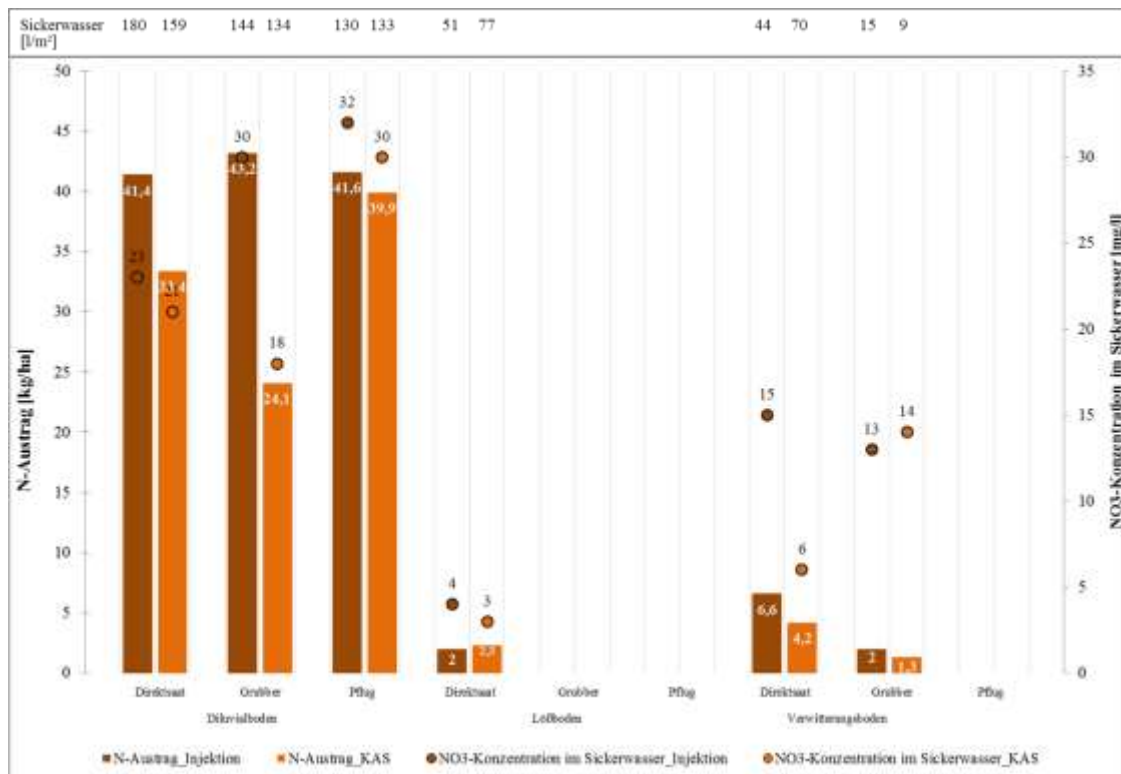


Abbildung 108: Einfluss von Bodenart, Bodenbearbeitung und Düngform auf Sickerwassermenge und NO₃-Konzentration im Sickerwasser und N-Austrag; Nossen 2014

Erwartungsgemäß fiel der Sickerwasseranfall unter den Bodenarten unterschiedlich, witterungsbedingt jedoch generell gering aus. Zum langjährigen Niederschlagsmittel am Standort Nossen fehlten im Jahr 2014 ca. 100 mm Niederschlag. Dies führte auf dem Lößboden in der Direktsaatvariante zu geringen Sickerwassermengen (51 bzw. 77 l/m²). In den Varianten Grubber und Pflug fiel hingegen kein Sickerwasser an. Ähnlich zeigte sich die Situation auf dem Verwitterungsboden mit einem geringen Sickerwasseranfall in der Direktsaatvariante (44 bzw. 70 l/m²) und noch geringerem Sickerwasseranfall in der Grubbervariante (15 bzw. 9 l/m²) und in der Pflugvariante wurde kein Sickerwasser gemessen. Da die Wasserspeicherkapazität der leichten Böden gering ist, wurden auf dem Sandstandort die höchsten Sickerwassermengen mit 130 bis 180 l/m² registriert (Abbildung 108).

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser lag zwischen 3 und 32 mg Nitrat pro Liter und damit weit unter dem Grenzwert von 50 mg Nitrat/l laut EU-Nitratrichtlinie. Entsprechend dem angefallenen Sickerwasser lag der N-Austrag auf dem Sandboden zwischen 24 und 44 kg/ha und damit im Vergleich der Bodenarten am höchsten.

Aus den Ergebnissen des Untersuchungsjahres 2014 lassen sich keine Aussagen der Vorzüglichkeit eines Düngesystems hinsichtlich des N-Austrags treffen.

Im hydrologischen Jahr 2014/15 fielen am Standort Nossen 575 mm Niederschlag. In den unterschiedlich bewirtschafteten Varianten der Lysimeter lag die Sickerwassermenge in diesem Zeitraum zwischen 0 und 235 mm, was einer Niederschlagsmenge zwischen 0 und 40 % entspricht.

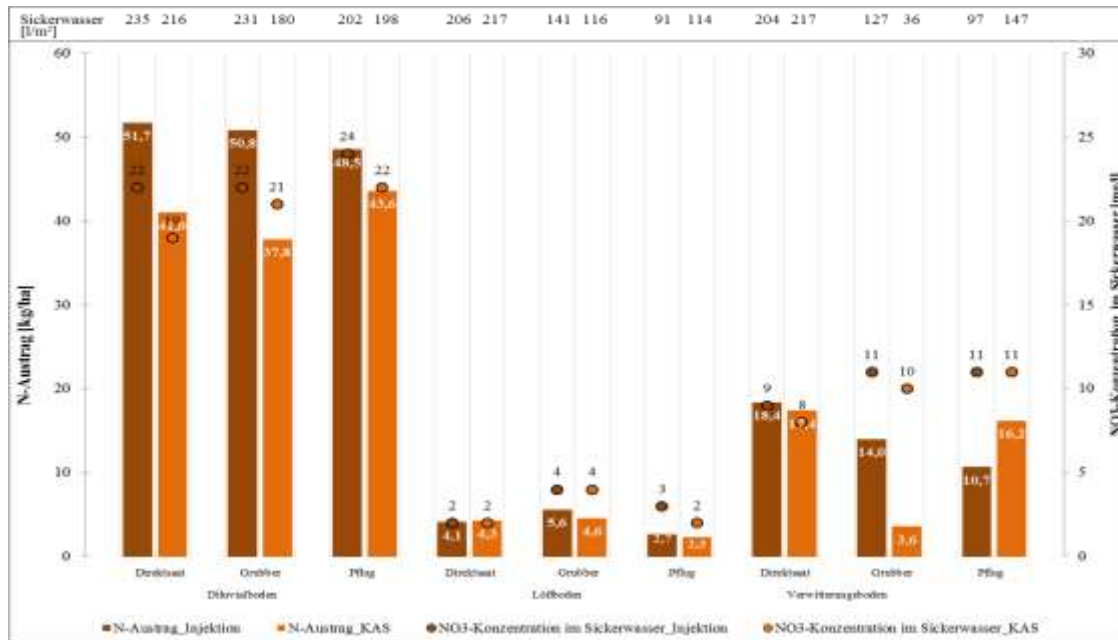


Abbildung 109: Einfluss von Bodenart, Bodenbearbeitung und Düngemittel auf Sickerwassermenge und NO₃-Konzentration im Sickerwasser und N-Austrag; Nossen 2015

Die etwas höhere Niederschlagsmenge im Jahr 2015 führte insgesamt zu einer höheren Sickerwasserrate in den Lysimetern (Abbildung 109). Wie auch 2014 lag auf dem Sandboden die Sickerwassermenge mit 180 bis 235 l/m² am höchsten. Die gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser lagen zwischen 32 und 36 mg/l recht einheitlich. Mit dem unterschiedlichen Anfall von Sickerwasser ergibt sich auf dem Sandstandort stets in der injektionsgedüngten Variante ein höherer N-Austrag.

Wie schon im Untersuchungsjahr 2014 lag die Sickerwassermenge auf dem Löß- und Verwitterungsboden deutlich geringer. Bei sehr geringer NO₃-Konzentration im Sickerwasser von 3 bis 15 mg/l lagen entsprechend die N-Austräge ebenfalls auf niedrigerem Niveau. In keiner der angelegten Varianten wurde der Grenzwert von 50 mg Nitrat/l laut EU-Nitratrichtlinie überschritten. Die Unterschiede im N-Austrag zwischen den Düngemittelvarianten sind bedingt durch den Sickerwasseranfall zu Vegetationsende. Dabei sind die Unterschiede in der Sickerwassermenge nicht zu erklären.

3.4. Ökonomische Bewertung Gülle-Strip-Till

Die Verfahrenskosten bei der Gülleausbringung und direkten Einarbeitung der Verfahren des Gülle-Strip-Till und der ganzflächigen Gülleausbringung wurden in Tabelle 9 zusammengestellt.

Tabelle 21: Verfahrenskosten bei der Gülleausbringung und direkten Einarbeitung.

		<u>Holmer + Catros</u>	<u>Holmer + XTill S</u>
Zuschlag bei Lohnunternehmen	EUR/ ha	20	30
<i>Kosten pro ha Lohnunternehmen</i>	<i>EUR/ ha</i>	<i>108</i>	<i>125</i>
durchschn. Flächenleistung	ha/ h	5,4	4,0
Anschaffung	EUR	35.500	44.000
<u>AfA</u> Zeit im Lohnunternehmen	Jahre	Abschreibung 5 J.	Abschreibung 4 J.
Leistung im Lohnunternehmen	ha	3000	2200
Leistung im Lohnunternehmen	ha/ a	600	550
<u>AfA</u> im Lohnunternehmen	EUR/ ha	15	20
kalkulierte Reparaturkosten	EUR/ ha	5	10
Summe	EUR/ ha	20	30

Zusätzlich zu den 17 Euro/ha höheren Verfahrenskosten können noch Mehrkosten für ein bis zwei Herbizidanwendungen anfallen, die beim Gülle-Strip-Till-Verfahren aufgrund eines stärkeren Unkrautdruckes hinzukommen, weil der Boden nur partiell und nicht ganzflächig bearbeitet wird. Dadurch können beim Gülle-Strip-Till-Verfahren minimale Mehrkosten von 47 Euro/ha beziehungsweise maximale Mehrkosten von 96 Euro/ha entstehen. Die Mehrkosten für Herbizidmaßnahmen errechnen sich aus je einer Anwendung mit einem nicht selektiven Herbizid und einer Anwendung mit einem selektiven Herbizid einschließlich der Ausbringungskosten. Der erforderliche Mehrertrag beträgt bei Körnermais 3-6 dt/ha, wenn der Erzeugerpreis wie zuletzt 15 Euro/dt beträgt (Notierung Mitteldeutsche Produktenbörse 11.11.14). Bei einem durchschnittlichen Erzeugerpreis von 3,25 Euro/dt für Biogas-/ Silomais beträgt der erforderliche Mehrertrag 14 - 30 dt/ha.

4. Schlussfolgerungen

Eine Einschätzung der N-Effizienz des *Gülle-Strip-Till-Verfahrens* lässt sich anhand der durchgeführten Parzellenversuche an verschiedenen Standorten auf der Grundlage von zwei Versuchsjahren vornehmen. In den Lysimetern führte vermutlich der Einfluss der Vorbewirtschaftung zu einer Überlagerung der Effekte der im Versuch geprüften Bewirtschaftungsverfahren. Die Untersuchungen im Dränmessfeld zeigten eine sehr große standörtliche Heterogenität der beiden berücksichtigten Schläge. Daher ist eine längerfristige Betrachtung der bewirtschaftungsbedingten Effekte bei den gegebenen standörtlichen Gegebenheiten erforderlich, um die N-Effizienz der geprüften Verfahren zu bewerten.

Anhand der Ergebnisse aus den Parzellenversuchen kann abgeleitet werden, dass mit Hilfe der gezielten Applikation von hochkonzentrierten NH_4 -Depots in die Wurzelzone der Maispflanzen im Strip-Till-Verfahren eine geringere N-Verlagerung, höhere Erträge und höhere N-Entzüge realisiert werden konnten. Durch den Einsatz eines NI wurden die NH_4 -Depots über einen Zeitraum von mindestens 30 Tagen nach der Düngung stabilisiert und die Bildung von NO_3 verzögert. Dennoch konnte keine signifikante Steigerung der Erträge und N-Entzüge durch den NI erzielt werden. Das ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass aufgrund der geringen Niederschläge im Frühjahr auch eine geringere Auswaschungsgefährdung für NO_3 bestand, so dass die NH_4 -Stabilisierung durch den NI in diesem Zeitraum nicht so deutlich zum Tragen kam. Zudem scheint allein durch die Applikation hochkonzentrierter NH_4 -Depots im Strip-Till-Verfahren bereits eine nitrifikationshemmende Wirkung zu bestehen.

Die gasförmigen N-Verluste (NH_3 und N_2O) waren in beiden Versuchsjahren auf einem insgesamt niedrigen Niveau mit weniger als 4 % des gesamten applizierten Dünger-N. Eine Reduktion der Ammoniak-Emissionen durch Injektion der Gülle im Strip-Till-Verfahren im Vergleich zur ganzflächigen Gülle-Ausbringung wurde in einem Versuchsjahr nachgewiesen. Die N_2O -Emissionen zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den geprüften Verfahren. Somit wurde die These einer erhöhten N_2O -Bildung bei der Gülle-Injektion nicht bestätigt.

Insgesamt kann das Gülle-Strip-Till-Verfahren anhand vorliegender Versuchsergebnisse als ein N-effizientes Verfahren eingeschätzt werden, welches dazu beitragen kann, NO_3 -Austräge in die Gewässer zu reduzieren. Der Einsatz von NI wird empfohlen, um auch in niederschlagsreicheren und damit auswaschungsgefährdeteren Jahren die Auswaschung von NO_3 zu vermeiden. In den Injektionsversuchen zu Winterraps erwies sich neben der praxisüblichen Stan-

dardvariante die geteilte Düngung aus Injektion (Teilgabe im Herbst bzw. zu Vegetationsbeginn von 100 kg N/ha) und Streuen mit KAS von 100 kg N/ha zur 2. N-Gabe als vorteilhaft hinsichtlich Ertrag, Ölgehalt und N-Saldo. Bei der injektionsgedüngten Wintergerste konnte bei einmaliger Düngung zu Vegetationsbeginn die höchsten Erträge eingefahren werden. Jedoch lagen im Vergleich zur praxisüblichen Standardvariante die RP-Gehalte niedriger. Die einmalige Injektionsdüngung zu Vegetationsbeginn zeigte in den Versuchsergebnissen zu Winterweizen stabil gute Erträge im Vergleich zur praxisüblichen Standardvariante - bei allerdings geringeren Rohprotein-Gehalten. Der späte Injektionstermin zu EC 31 kann auf den untersuchten Standorten nicht empfohlen werden. Die zusätzliche N-Injektionsgabe im Herbst führte nicht zwingend zu Mehrerträgen beim Winterweizen. Hier belegen die Ergebnisse aus den Untersuchungen zur Depotstabilität, dass bei geringen N-Aufwandmengen sich kein stabiles Depot bilden kann. Somit ist eine geringe Herbstinjektionsmenge weder ökonomisch noch ökologisch sinnvoll.

Hinsichtlich der *N-Injektionsdüngung* kann aus den Ergebnissen des Feldexperiments in Nossen festgestellt werden, dass aus der Düngung mit unterschiedlichen N-Formen keine eindeutigen Ergebnisse gewonnen werden konnten. Im Allgemeinen waren die Emissionen aber nach der mineralischen N-Düngung im Vergleich geringer zu den in der Literatur beschriebenen Versuchen. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass die N₂O-Emission der mineralischen Applikationsform je nach Witterung während des Wachstums des Winterweizens sich innerhalb der Jahre unterscheiden. Daher ist es notwendig, mehrjährige Messungen durchzuführen. Die treibenden Faktoren für die N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Flächen sind komplex miteinander verknüpft und können noch nicht mit einem einzelnen Ansatz beschrieben werden.

Die N₂O-Emission war nach organischer Düngung bei den Gülle-Strip-Till Versuchen deutlich höher als nach mineralischer Düngung in den N-Injektionsversuchen. Dies ist vermutlich auf die Denitrifikationsförderung durch eine gleichzeitige Zufuhr von mineralischem N und leicht abbaubarer organischer Substanz, sowie auch auf erhöhte Nitrifikation des NH₄ in der Gülle zurückzuführen.

Die organische und mineralische Düngerapplikation unterschieden sich während der Wachstumsperiode der Kulturpflanzen in den NH₃- und N₂O-Emissionen. Zusammenfassend zeigten die dargestellten Ergebnisse, dass die NH₃- und N₂O-Emissionen von organischen und mineralischen Stickstoffdüngern innerhalb und zwischen den Jahreszeiten stark schwanken. Diese

Schwankungen sind vermutlich auf die unterschiedlichen Witterungsbedingungen während der Untersuchung zurückzuführen. Aus den hier dargestellten Ergebnissen wird gefolgert, dass die Emissionen von NH_3 und N_2O nach organischer und mineralischer N-Düngung durch geeignete Applikationstechnik (tiefe Applikation), geeignete Düngeradditive (Zusatz von Nitrifikationsinhibitor), durch eine Applikation bei entsprechender Witterung sowie durch eine gute zeitlich und mengenmäßig an den wachstumsbedingten Pflanzenbedarf angepasste Düngung verringert werden könnten. Es werden jedoch Düngungseffekte bei allen Versuchsstandorten von den Jahreseinflüssen der Witterung überlagert.

5. Themenbezogene Veröffentlichungen, Vorträge und Poster

- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Christen, O., Rupp, H. & Meissner, R. (2017): Evaluating the transferability of measurements from simple constructed non weighable gravitation lysimeters to predict the water regime on field scale – a case study.- *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* (in press); DOI: 10.1002/jpln.201600105.
- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Christen, O., Rupp, H. & Meissner, R. (2016): The impact of soil heterogeneity on nitrate dynamic and losses in tile-drained arable fields.- *Journal of Water, Air, and Soil Pollution*; 227:395; 1-18.
- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Christen, O. & Meissner, R. (2016): Nitrate leaching-measurements an numerical simulations.- *ESA-Congress 2016, Edinburgh (UK)*.
- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Christen, O., Rupp, H. & Meissner, R. (2016): Field experiments to evaluate nitrate-leaching from drained agriculturally used areas.- *EGU General Assembly 2016, Wien (Österreich)*.
- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Koblenz, B., Rücknagel, J., Rupp, H., Christen, O. & Meissner, R. (2015): Der Einfluss der Bodenheterogenität auf Niratausträge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen.- In: Kage, H., Sieling, K. & Francke-Weltmann, L. (Hrsg): *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.*; 27, 161-162, Braunschweig.
- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Koblenz, B., Rücknagel, J., Rupp, H., Christen, O. & Meissner, R. (2015): Lysimeter- und Feldversuche als Grundlage zur modellgestützten Bewertung der Stickstoffkinetik in der ungesättigten Zone in Abhängigkeit von Bodenphysik und Bewirtschaftung.- *Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft - Unsere Böden unser Leben, München*.
- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Rücknagel, J., Koblenz, B., Wiese, F., Christen, O. & Meissner, R. (2015): Bewertung der N-Effizienz des Gülle-Strip-Till-Verfahrens – Kombinierte Lysimeter- und Feldversuche als Grundlage zur Modellierung der Stickstoffkinetik in der ungesättigten Zone.- In: *Lysimeter: Forschung im System Boden – Pflanze – Atmosphäre*; 16. Gumpensteiner Lysimetertagung; S. 131-136, Gumpenstein (Österreich).
- Bednorz, D. (2014): Quantifizierung der N-Austräge in Drainage- und Sickerwasser.- *Ackerbautagung in Iden (26. Nov. 2014) und Bernburg (27. Nov. 2014)*, Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau.
- Bednorz, D., Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Rücknagel, J., Koblenz, B., Meissner, R. & Christen, O. (2014): Verringerung von Stickstoffausträgen aus landwirtschaftlichen

- Nutzflächen durch Verbesserung der Stickstoffeffizienz im Zuge der Anwendung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens.- In: Pekrun, C., Wachendorf, M. & Francke-Weltmann, L. (Hrsg): Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.; 26, 274-275, Wien (Österreich).
- Bischoff, J., Tauchnitz, N. (2015): Das Depot lohnt. DLZ Agrarmagazin, Special Güllédüngung, 12-15.
- Bischoff, J. (2014): Zwischenfruchtanbau beim Gülle-Strip-Till-Verfahren. (Vortrag zur Ackerbautagung 26./27.11.2014 in Iden/Bernburg).
- Bischoff, J. (2014): Bio-Strip-Till: Streifenbearbeitung kombiniert mit Zwischenfruchtanbau und platzierter Gülle-Depot-Düngung zur Verbesserung von Nährstoffeffizienz und Bodenstruktur. (Vortrag zur 57. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e.V., 16.-18.09. in Wien).
- Bischoff, J., Tauchnitz, N., Schrödter, M. (2014): Bio-Strip-Till: Streifenbearbeitung kombiniert mit Zwischenfruchtanbau und platzierter Gülle-Depot-Düngung zur Verbesserung von Nährstoffeffizienz und Bodenstruktur. In: Pekrun, C., Wachendorf, M. & Francke-Weltmann, L. (Hrsg): Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.; 26, 20-21.
- Grunert, M.; Schaerff, A.; Schmidt, A. (2014), Das wirtschaftliche Ergebnis zählt!, Mineralische N-Injektionsdüngung zu Raps, LOP 8/2014.
- Pietzner, B. (2016): Impact of slurry strip-till and full-surface slurry application on NH₃ and N₂O emissions, ESA Tagung, Edinburgh (UK).
- Pietzner, B. (2016): Einfluss mineralischer Düngemittel auf die N₂O- und NH₃-Emissionen auf einem Lössstandort.- In: Kage, H., Sieling, K., Francke-Weltmann, L.: Mitt. D. Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V., Verlag Liddy Halm Göttingen 2016, S. 230-231.
- Pietzner, B. (2015): Auswirkung von Gülle Strip Till und ganzflächiger Gülleapplikation auf die NH₃- und N₂O-Emissionen.- Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft - Unsere Böden unser Leben, München.
- Pietzner, B. (2015): Applikationsverfahren von mineralischen Düngemitteln auf die N₂O- und NH₃-Emissionen.- In: Kage, H., Sieling, K. & Francke-Weltmann, L. (Hrsg): Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.; 27, 159-160, Göttingen.
- Pietzner, B. (2014): Zur N-Emission in Mais bei Gülle-Strip-Till. (Vortrag zur Ackerbautagung 26./27.11.2014 in Iden/Bernburg).

- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Ebert, S., Pietzner, B., Christen, O. (2016): Strip tillage combined with slurry band injection below the maize row – a new approach to improve the nitrogen use efficiency of organic fertilizers. Abstracts, 19th Nitrogen Workshop, Skara, Sweden, 151-153. http://akkonferens.slu.se/nitrogenworkshop/wp-content/uploads/sites/18/2014/05/Nitrogen-Abstracts-USB_ny.pdf.
- Tauchnitz, N. et al. (2016): Strip tillage combined with slurry band injection below the maize row – a new approach to improve the nitrogen use efficiency of organic fertilizers. (Poster zum 19th Nitrogen Workshop “Efficient use of different sources of nitrogen in agriculture-from theory to practice”, Skara, Sweden, 27 June-29 June, 2016).
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Wiese, F., Meissner R., Rupp, H., Bednorz, D., Christen, O. (2014): Zur Dynamik der Nährstoffausträge im Dränabfluss von Bodennutzungssystemen. In: Pekrun, C., Wachendorf, M. & Francke-Weltmann, L. (Hrsg): Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.; 26, 68-69.
- Tauchnitz, N. (2014): Zur Dynamik der Nährstoffausträge im Dränabfluss von Bodennutzungssystemen. (Vortrag zur 57. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e.V., 16.-18.09. in Wien).
- Tauchnitz, N. (2014): Stickstoff-Effizienz von Mais bei Gülle-Strip-Till. (Vortrag zur Ackerbautagung, 26./27.11. in Bernburg/Iden).
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Rupp, H., Meissner, R. 2014: Nährstoffausträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen über den Dränagepfad, Wasserwirtschaft; 12, 36-41.
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., Wiese, F. (2014): Den Nährstoffaustrag regulieren. Bauernzeitung; 15, 25-27.
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., (2014): Gülle effizienter einsetzen. Bauernzeitung; 30, 22-24.
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., (2014): Bio-Strip-Till -Streifenbearbeitung in System gesehen: Der Teufel steckt im Detail. LOP; 5, 33-36.
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., (2014): Bio-Strip-Till – Zwischenraum besser ausfüllen. LAND & FORST; 18, 19-21.
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., (2014): „Bio“-Strip-Till kombiniert Gülle und Zwischenfrüchte: Die „Zwischenräume“ besser ausfüllen. Bauernblatt; 24, 39-41.
- Tauchnitz, N., Bischoff, J., Schrödter, M., (2014): Gezielte Gülleapplikation – dem Mais geht es an die Wurzeln; Landpost, 40, 10-11.

Tagungen/Feldtage und Sonstiges

LLG Sachsen-Anhalt

Ackerbautagung der LLG am 26. und 27.11.2014 in Bernburg und Iden mit Themen
schwerpunkt „DBU-Projekt zur Verminderung von N-Verlusten“.

Feldtag der Agrargenossenschaft Lückstedt zum Gülle-Strip-Till-Verfahren zu Mais am
26.06.2014 in Lückstedt.

Feldtag in Baruth am 22.05.2014, Prüfung der Injektionsdüngung bei Winterweizen,
Vorstellung des Versuchs.

Feldtag in Pommritz am 05.06.2014, Prüfung der Injektionsdüngung bei Winterweizen,
Vorstellung des Versuchs.

Feldtag der LfLUG in Nossen am 24.06.2014, Prüfung der Injektionsdüngung bei Win-
terweizen, Vorstellung des Versuchs.

Feldtag in Forchheim am 03.07.2014, Prüfung der Injektionsdüngung bei Winterweizen,
Vorstellung des Versuchs.

Fernsehbericht MDR zum Thema Emissionsminderung bei der Gülleapplikation vom
13.03.2014.

Radiobeitrag zum Thema „Strip Till“ am 18. März 2014

Projektvorstellung innerhalb des AltmarkMacher-Festivals vom 16.-18. Juni 2016

LFULG-Sachsen

Datum	Veranstaltung	Veranstalter	Thema des Vortrags
27.02.2015	Pflanzenbautagung	Groitzsch, LfULG	„Aktuelle Hinweise zur Frühjahrsdüngung 2015 und zur Novellierung der Düngeverordnung“
04.03.2015	Frühjahrstagung	Schackethal, Saale-Mühle, Baro Lagerhaus, Dresdener Mühle	Düngeverordnung aktueller Stand der Novellierung mit Bezug zum Weizenanbau
09.03.2015	Tagung AK WRRL	Gospersgrün	Aktuelle Hinweise zur Frühjahrsdüngung 2015 und zur Novellierung der Düngeverordnung
24.04.2015	DLG-Fachtagung Ackerbau	Leipzig, DLG	Intensiver Ackerbau - wo liegen die Grenzen in der Düngung?
09.06.2015	Bildungstag	Nossen	Station Düngung und Zwischenfrüchte

10.06.2015	Vorstellung und Diskussion des Projektes	Hohenprießnitz	Minderung von Nitrat- und PSM-Einträgen in Gewässer in prioritärem Gebiet
11.06.2015	Feldtag „Getreide, Öl- und Eiweißpflanzen“	Pommritz	Vorstellung der Düngungsversuche
23.06.2015	Feldtag „Getreide, Öl- und Eiweißpflanzen“	Nossen	Vorstellung der Düngungsversuche
30.06.2015	Feldtag „Getreide, Öl- und Eiweißpflanzen“	Christgrün	Vorstellung der Düngungsversuche
30.06.2015	Feldtag „Getreide, Öl- und Eiweißpflanzen“, Vorstellung der Düngungsversuche	Forchheim	Feldtag „Getreide, Öl- und Eiweißpflanzen“, Vorstellung der Düngungsversuche
09.07.2015	Fachtagung „Nährstoffeffizienz in der Landwirtschaft“ des Landesarbeitskreises Düngung Brandenburg/Sachsen/Thüringen	Nossen, Landesarbeitskreises Düngung Brandenburg/Sachsen/Thüringen	Vortrag „Herausforderung Stickstoff-Effizienz - Welche Optimierungspotenziale bietet die Düngung?“
30.10.2015	Fachtagung „Gewässerschutz und Landwirtschaft“	Dresden, LfULG	Vortrag „Verringerung von Stickstoffeinträgen, Optimierungspotenziale der Düngung“
17.11.2015	Praxisseminar	Penkuhn, Verien zur Förderung einer umweltschonenden Düngung	Vortrag „Welche Optimierungspotenziale bietet die Düngung?“
26.11.2015	Fachinformationsveranstaltung des Arbeitskreises 6 WRRL	Zwickau	Vortrag „Herausforderung Stickstoff-Effizienz - Welche Optimierungspotenziale bietet die Düngung?“
21.05.2015	Feldtag Getreide, Öl-, Eiweißpflanzen	Baruth	Vorstellung Parzellenversuche
13.01.2016	Winterschulung	Ast. Großenhain	Was gibt es Neues zur Düngung und Düngeverordnung
14.01.2016	Winterschulung	Ast. Mockrehna	Aktuelle Fragen zur Düngung
18.01.2016	Winterschulung	Landwirtschaft & Beratung Katzer	Aktuelle Hinweise zu Düngung und neuer Düngeverordnung
21.01.2016	Winterschulung	Ast. Plauen	Aktuelle Fragen zur Düngung incl. DüV
26.01.2016	20. Brandenburger Düngetag	VfUD Brandenburg	Herausforderung Stickstoff-Effizienz Welche Optimierungspotenziale bietet die Düngung?
03.02.2016	Tagungsveranstaltung	Verein erosionsmindernde Landwirtschaft	Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der organischen und mineralischen Stickstoff-Düngung durch Anwendung des Gülle-Strip-Till-Verfahrens sowie der Stickstoff-Injektion
11.02.2016	Zentraler Bildungstag, Vorbereitungslehrgang Landwirtschaftsmeister 2016	LfULG, 71	Maßnahmen der Landwirtschaft Effiziente Düngungsstrategien
26.02.2016	Pflanzenbautagung	LfULG, Ref. 72	Aktuelle Hinweise zur Frühjahrsdüngung 2016
01.03.2016	Fachinformationsveranstaltung Düngung, Gablenz	LfULG, Ast. Zwönitz	effiziente Düngung sowie Stand der Novellierung der DüV

04.03.2016	Landtechnikmesse	Agroservice Langenwolmsdorf GmbH	Stand der Novellierung der DüV und Effiziente Düngung in der Region
18.05.2016	Exkursion der Humboldt-Uni Berlin	HU Berlin	Vorstellung von Düngungsversuchen auf dem Versuchsfeld Nossen
24.05.2016	Feldtag Getreide, Öl-, Eiweißpflanzen auf dem Prüffeld Baruth	LfULG	Vorstellung und Diskussion von Parzellendüngungsversuchen
07.07.2016	Feldtag Forchheim	LfULG	Vorstellung Düngungsversuche
13.07.2016	Informationsfahrt des BMEL mit Agrarattachés der Botschaften	BMEL	Aktivitäten in den Themenbereichen Klimawandel und Ressourcenschutz und Vorstellung der Gefäßstation
29.09.16	59. Tagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V.	Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V.	Wirkung unterschiedlicher N-Düngungsstrategien auf Ertrag und Qualität bei Weizen und Raps - langjährige Ergebnisse aus der Landesforschung Sachsen

6. Literaturverzeichnis

AG Bodenkunde (2005), Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage. Stuttgart: E.

Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.

- Al-Kaisi, M. & Licht, M.A. (2004). Effect of Strip-Tillage on Corn Nitrogen Uptake and Residual Soil Nitrate Accumulation Compared with No-Tillage and Chisel Plow. *Agronomy Journal*, 96, 1164-1171.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements. *Irrig. Drain. Rome: FAO*.
- Alves, B. J. R., Smith, K. A., Flores, R. A., Cardoso, A. S., Oliveira, W. R. D., Jantalia, C. P., Urquiaga, S., Boddey, R. M., 2012, Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils, *Soil Biol. Biochem*, 46, 129-135.
- Ashok, V. & Hait, S. (2015). Remediation of nitrate-contaminated water by solid-phased nitrification processes-a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 22, 8075-8093.
- Aust, M-O, Thiele-Bruhn, S., Seeger, J., Godlinski, F., Meissner, R., Leinweber, P., 2010, Sulfonamides Leach from Sandy Loam Soils Under Common Agricultural Practice, *Water Air Soil Pollut*, 211, 143–156.
- Basten, M., 2010, Ammoniakemissionen mineralischer Düngemittel – Einflussfaktoren, Ausmaß und Möglichkeiten zur Reduzierung, *KTBL-Schrift 483*, S. 83-91, *KTBL-/ vTI-Tagung 8.-10.12.2010*, Emission landwirtschaftlich genutzter Böden.
- Bavel, C.H.M., Fritschen, L.J. & Reeves, W.E. (1963). Transpiration by sudangrass as an externally controlled process. *Science*, 141, 269-270.
- Bell, M. J., Hinton, N., Cloy, J. M., Topp, C.F.E., Rees, R. M., Cardenas, L., Scott, T., Webster, C., Ashton, R. W., Whitmore, A. P., Williams, J.R., Balshaw, H., Paine, F., Goulding, K. W. T., Chadwick, D. R., 2015, Nitrous oxide emissions from fertilised UK arable soils: Fluxes, emission factors and mitigation, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 212 134 - 147.
- Black, A. S., Sherlock, R. R., Smith, N. P., Cameron, K. C., 1989, Ammonia volatilisation from urea broadcast in spring on to autumn-sown wheat, *New Zealand Journal of Crop and Horticultural Science* 17, 2, 175-182.
- Bouwman, A. F., 1996, Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 53-70.
- Cai, G. X., Chen, D. L., Ding, H., Pacholski, A., Fan, X. H., Zhu, Z. L., 2002, Nitrogen losses from fertilizers applied to maize, wheat and rice in the North China Plain, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, Volume 63, Issue 2, 187–195.

- CAST, 2004, Council for Agricultural Science and Technology (CAST). Climate change and greenhouse gas mitigation: challenges and opportunities for agriculture. Paustian K., Babcock, B., (Cochairs), Report 141.
- Clayton, H., McTaggart, I. P., Parker, J., Swan, L. Smith, K. A., 1997, Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions, *Biology and Fertility of Soils* 25, 252–260.
- Davidson, E.A., 1991, Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems, in: Rogers, J. E., Whitman, W. B. (eds), *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*, American Society of Microbiology, Washington DC, 219–235.
- de Klein, C. A. M., Sherlock, R. R., Cameron, K. C., van der Weerden, T. C., 2001, Nitrous oxide emissions from agricultural soils in New Zealand - A review of current knowledge and directions for future research, *Journal of the Royal Society of New Zealand* 31, 3, 543-574.
- De Baey-Ernsten, 2010, Vorwort, *KTBL-Schrift* 483, *KTBL-/ vTI-Tagung* 8.-10.12.2010, Emission landwirtschaftlich genutzter Böden.
- Dell, C. J., Kleinman, P. J. A., Schmidt, J. P., Beegle, D. B., 2012, Low-Disturbance Manure Incorporation Effects on Ammonia and Nitrate Loss, *J. Environ. Qual.*, 41, 928-937.
- Deppe, M., Well, R., Kücke, M., Fuß, R., Giesemann, A., Flessa, H., 2016, Impact of CULTAN fertilization with ammonium sulfate on field emissions of nitrous oxide, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 219, 138–151.
- Dittert, K., Mühling, K. H., 2009, Emission klimarelevanter Spurengase in der intensiven Pflanzenproduktion, *J. Verbr. Lebensm.* 4, 207 – 211.
- Dosch, P., Gutser, R. (1996): Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques, *Fertilizer Research* 43, 165 - 171.
- Döhler, H., Horlacher, D., 2010, Ammoniakemissionen organischer Düngemittel, *KTBL-Schrift* 483, S. 51-71, *KTBL-/ vTI-Tagung* 8.-10.12.2010, Emission landwirtschaftlich genutzter Böden.
- Drury, C. F., Reynolds, W. D., Tan, C. S., Welacky, T. W., Calder, W., McLaughlin, N. B., 2006, Emissions of Nitrous Oxide and Carbon Dioxide: Influence of Tillage Type and Nitrogen, Placement Depth, *Soil Science Society of America*. 70:570–581.
- Feddes, R.A., Kowalik, P.J. & Zarandny, H. (1978). *Simulation of field water use and crop yield*. New York: John Wiley & Sons.

- Federolf, C.-P., Westerschulte, M., Olf, H.-W., Trautz, D. (2016): Gülleunterfußdüngung zu Silomais im Nordwesten. Die Nährstoffbilanz entlasten. LOP 5, 23-27.
- Felgentreu, C., 2003, Erste Ergebnisse beim Einsatz des Injektionsverfahrens bei Winterraps in Brandenburg, Sonderheft, 27-62.
- Ferguson, R. B., McInnes, K. J., Kissel, D. E., Kanemasu, E. T., 1988, A comparison of methods of estimating ammonia volatilization in the field, *Fertilizer Research* 69, 15-55.
- Filipovic, V., Coquet, Y., Pot, V., Houot, S. & Benoit, P. (2014). Modelling the effect of soil structure on water flow and isoproturon dynamics in an agricultural field receiving repeated urban waste compost application. *Sci. Total. Environ.*, 499, 546-559.
- Flessa, H., Beese, F., 2000, Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry, *J. Environ. Qual.*, 29, 262-268.
- Flessa, H., Beese, F., 2000b, Atmospheric pollutants and trace gases-Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry, *Journal of Environmental Quality*, 29, 262-268.
- Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M.A., Munch, J.C., Beese, F., 2002, Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91, 175–189.
- Freney, J. R., Denmead, O. T., Wood, A.W., Saffigna, P.G., Chapman, L.S., Ham, G.J., Hurney, A.P., Stewart, R.L., 1992, Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea *Fertilizer Research* 31, 341-349.
- Flury, F., Yates, M.V. & Jury, W.A. (1999). Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 63, 1493-1499.
- Follett, R.F. (2004). Nitrogen transformation and transport processes. In: Follett, R.F., J.L. Hatfield (Eds.), *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management* (pp. 17-44). Amsterdam: Elsevier.
- Gajri, P.R., Gill, K.S., Singh, R., Gill, B.S., 1999, Effect of pre-planting tillage on crop yields and weed biomass in a rice-wheat system on a sandy loam soil in Punjab, *Soil & Tillage Research*, 52, 83-89.
- Gee, G.W., Newman, B.D., Green, S.R., Meissner, R., Rupp, H., Zhang, Z.F., Keller, J.M., Waugh, W.J., Velde, M.v.d. & Salazar, J. (2009). Passive wick fluxmeters: design considerations and field applications. *Water Resour. Res.*, 45, 1-18.
- GK 25: Geologische Karte 1: 25000-Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt.

- Gericke, D., Pacholski, A., Kage, H., 2011, Measurement of ammonia emissions in multi-plot field experiments, *Biosystems engineering*, 108, 164 – 173.
- Goenster, S., Wiehle, M., Gebauer, J., Ali, A. M., 2015, Gaseous emissions and soil fertility of homegardens in the Nuba Mountains, Sudan, *Journal of Plant nutrition and soil science*, 178, 413-424.
- Godlinski, F. (2005). Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. PhD thesis Thesis, Universität Rostock, Germany, 168 pp.
- Goss, M.J., Howse, K.R., Lange, P.W., Christian, D.G. & Harris, G.L. (1993). Losses of nitrate-nitrogen in water draining from under autumn-sown crops established by direct drilling or mouldboard ploughing. *J. Soil Sci.*, 44, 35-48.
- Gutser, R., Ebertseder, T., Schraml, M., von Tucher, S., Schmidhalter, U., 2010, Stickstoffeffiziente und umweltschonende organische Düngung, *KTBL-Schrift 483*, S. 31-50, *KTBL- / vTI-Tagung 8.-10.12.2010*, Emission landwirtschaftlich genutzter Böden.
- Halvorson, A. D., Del Grosso S. J., Jantalia, C. P., 2011, Nitrogen Source Effects on Soil Nitrous Oxide Emissions from Strip-Till Corn, *J. Environ. Qual.*, 40, 1775-1786.
- Harmel, R.D. & Smith, P.K. (2007). Consideration of measurement uncertainty in the evaluation of goodness-of-fit in hydrologic and water quality modelling. *J. Hydrol.*, 337, 326-336.
- Hansen, M. N., Sommer, S. G., Madsen, N. P., 2003, Reduction of Ammonia Emission by Shallow Slurry Injection: Injection Efficiency and Additional Energy Demand, *Environ. Qual.*, 32, 1099-1104.
- Harrison, R., Webb, J., 2001, A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions, *Advances in Agronomy* 73, 65-108.
- Hellebrand, H. J., Scholz, V., Kern, J., Kavdir, Y., 2005, N₂O Release During Cultivation of Energy Crops, *Agrartechnische Forschung* 11, Heft 5, S. E 114-E 124.
- Henault, C., Devis, X., Page, S., Justes, E., Reau, R., 1998, Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions, *Biol. Fertil. Soils*, 26, 199-207.
- Hoffmann, C., Anger, M., Kühlbauch, W., 2001, N₂O-Freisetzung auf gemähtem Dauergrünland in Abhängigkeit von Standort und N-Düngung, *Journal of Agronomy and Crop Science* 187, 153-159.
- Horsch, M., Sander, G., Nübel, V., Oberli, P., Bischoff, J., Hirl, A., Hermann, W., Pflugfelder, M., 2011, Strip-till kombiniert die Vorteile mit und ohne Bodenbearbeitung, Referenten des

- Workshops auf dem Ihinger Hof der Universität Hohenheim am 18./19. Mai 2011. Internet vom 24. September 2013 <http://suite101.de/article/strip-till-kombiniert-die-vorteile-mit-und-ohne-bodenbearbeitung-a112780>
- Horlacher, D., Marschner, H., 1990, Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist, *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 153, 107-115.
- Hultgreen, G., Leduc, P., 2003, The effect of nitrogen fertilizer placement, formulation, timing, and rate on greenhouse gas emissions and agronomic performance, Saskatchewan Department of Agriculture and Food. Final Report Project No. 5300G, ADF#19990028, Regina, SK.
- Hutchinson, G. L., Mosier, A. R., 1981, Improved soil cover method for field measurements of nitrous oxide fluxes, *Soil Science Society American Journal* 45, 311–316.
- Isermann, K., 1990, Share of agriculture in nitrogen and phosphorus emissions into the surface waters of Western Europe against the background of their eutrophication, *Fertilizer research* 26, 1, 253–269.
- 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. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 341-351.
- Jury, W.A. & Nielson, D.R. (1989). Nitrate transport and leaching mechanism. In: Follett, R.F. (Ed.), *Nitrogen Management and Ground Water Protection* (pp. 139-157). Amsterdam: Elsevier Sci. Pubs.
- Kaiser, E.-A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Heinemeyer, O., Munch, J. C. 1998, Nitrous oxide release from arable soil: Importance of N-fertilization, crops and temporal variation, *Soil Biology and Biochemistry* 30, No. 12, 1553-1563.
- Kaiser, E.-A., Ruser, R., 2000, Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany: An evaluation of six long-term field experiments, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*
- Kölle, W., Werner, P., Strebel, O. & Böttcher, J. (1983). Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. *Vom Wasser*, 61, 125-146.
- Krause, P., Boyle, D.P. & Bäse, E. (2005). Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Adv. Geosci.*, 5, 89-97.
- Legates, D.R. & McCabe, G.J. (1999). Evaluating the use of "goodness-of-fit" measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resour. Res.*, 35(1), 233-241.
- Laurenz, L. (2014): Gülle-Strip Till zu Mais auf Erfolgskurs, *Top Agrar* 3, 92-95.

- Leick, B. C. E. (2003): Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen, Dissertation der Universität Hohenheim.
- Leidel, S., Augustin, J., Köppen, D., Merbach, W., 2000, Einfluss unterschiedlicher organisch-mineralischer N-Düngung auf die Lachgas- und Methanemission eines ackerbaulich genutzten Standortes Norddeutschlands, Arch. Acker – Pfl. Boden, Vol. 45, 453-469.
- Liu, X. J., Mosier, A. R., Halvorson, A. D., Zhang, F. S., 2006, The impact of nitrogen placement and tillage on NO, N₂O, CH₄ and CO₂ fluxes from a clay loam soil, Plant and Soil, 280, 177–188.
- Luna, J., Staben, M., 2003, Using Strip Tillage in Vegetable Production Systems in Western Oregon, Oregon State University Extension Publication EM 8824.
- Mattila, P. K. (1998): Ammonia volatilization from cattle slurry applied to grassland as affected by slurry treatment and application technique - first year result, Nutrient Cycling in Agroecosystems 51, 47-50.
- Martins, M. R., Jantalia, C. P., Polidoro, J. C., Batista, J. N., Alves, B. J. R., Boddey, R. M., Urquiaga, S., 2015, Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil, Soil & Tillage Research 151, 75–81.
- McInnes, K. J., Ferguson, R. B., Kissel, D. E., Kanemasu, E. T., 1986, Ammonia loss from applications of urea-ammonium nitrate solution to straw residue, Soil Science Society of America Journal 50: 969-974.
- Meissner, R., Seeger, J., Rupp, H., Seyfarth, M. & Borg, H. (2007). Measurement of dew, fog, and rime with a high precision gravitation lysimeter. J. Plant Nutr. Soil Sci., 170, 335-344.
- Merino, M. P., Estavillo, J. M., Pinto, M., Rodriguez, M., Dunabeitia, M. K., Gonzalez-Murua, C., 2001, Nitrous oxide emissions from grassland in an intensive dairy farm in the Basque Country of Spain, Soil Use and Management 17, 121-127.
- Mitchell, J., Shrestha, A., Campbell-Mathews, M., Giacomazzi, D., Goyal, S., Bryant, D., Herrera, I., 2009, Strip Till in California's Central Valley, University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, Publication 8361, Internetseite vom 09. September 2013.
- Mkhabela, M. S., Gordon, R., Burton, D., Smith, E., Madani, A., 2009, The impact of management practices and meteorological conditions on ammonia and nitrous oxide emissions

- following application of hog slurry to forage grass in Nova Scotia, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130, 41–49.
- Mosier, A. R., Duxbury, J. M., Freney, J. R., Heinemeyer, O., Minami, K. (1998): Assessing and mitigating N₂O emissions from agricultural soils, *Climate Change* 40, 7-38.
- Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Van Liew, M.W., Bingner, R.L., Harmel, R.D. & Veith, T.L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agriculture and Biological Engineers*, 50(3), 885-900.
- Müller, L., J. Augustin, F. Eulenstein, J. Seeger, R. Meissner, A. Behrendt and U. Schindler (2001): Lysimeterergebnisse zum Wasserfluss und Stickstoffaustrag aus einigen grundwasserbeeinflussten Böden. Gumpensteiner Lysimetertagung 2001.
- Nash, P. R. (2010): Alternative tillage and nitrogen management options to increase crop production and reduce nitrous oxide emissions from claypan soils, Master of Science Thesis, University of Missouri-Columbia.
- Ni, K., Pacholski, A., Kage, H., 2014, Ammonia volatilization after application of urea to winter wheat over 3 years affected by novel urease and nitrification inhibitors, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 197, 184–194.
- Nowatzki, J, Endres, G., DeJong-Hughes, J., Aakre, D., 2009, Strip Till for Field Crop Production: Equipment, Production, Economics, North Dakota State University Extension Service.
- Olfs, H.-W., Federolf, C.-F., Westerschulte, M. (2015): Nitratauswaschung stoppen. *Dz Agrarmagazin, Special Gölledüngung*, 16-18.
- Pacholski, A., Cai, G., Nieder, R., Richter, J., Fan, X., Zhu, Z., Roelcke, M., 2006, Calibration of a simple method for determining ammonia volatilization in the field – comparative measurements in Henan Province, China, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 259-273.
- Pacholski, A., Techow, A., Quakernack, R., Hermann, A., Taube, F., Kage, H., 2011, N-Umsatz, Spurengasemissionen und Produktivität von Fruchtfolgen zur Biogasproduktion in einer Kalkmarsch Schleswig-Holsteins, Sitzung der Kommission IV der DBG: Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, 03.-09.09.2011, Berlin, Berichte der DBG.
- Paillat, J.-M., Robin, P., Hassouna, M., Leterme, P., 2005, Predicting ammonia and carbon dioxide emissions from carbon and nitrogen biodegradability during animal waste composting, *Atmospheric Environment*, 39, 6833-6842.

- Pärn, J., Pinay, G. & Mander, Ü. (2012). Indicators of nutrient transport from agricultural catchments under temperate climate: a review. *Ecol. Indic.*, 22, 4-15.
- Pathak, H., 1999, Emissions of nitrous oxide from soil, *Current Science*, 77, 3, 359-368.
- Pena-Haro, S., Garcia-Prats, A. & Pulido-Velazquez, M. (2014). Influence of soil and climate heterogeneity on the performance of economic instruments for reducing nitrate leaching from agriculture. *Sci. Total. Environ.*, 499, 510-519.
- Quakernack, R., Pacholski, A., Techow, A., Herrmann, A., Taube, F., Kage, H., 2012, Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 160, 66– 74.
- Randall, G.W. & Goss, M.J. (2008). Nitrate losses to surface water through subsurface, tile drainage. In: Hatfield, N.L., R.F. Follett (Eds.), *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management* (pp. 145-176). Amsterdam, Niederlande: Elsevier.
- Reefsgaard, J.C., Auken, E., Bamberg, C.A., Christensen, B.S.B., Clausen, T., Dalgaard, E., Efferso, F., Ernstsén, V., Gertz, F., Hansen, A.L., He, X., Jacobsen, B.H., Jensen, K.H., Jörgensen, F., Jörgensen, L.F., Koch, J., Nilsson, B., Petersen, C., Schepper, G., Schamper, C., Sørensen, K.I., Therrien, R., Thirup, C. & Viezzoli, A. (2014). Nitrate reduction in geologically heterogeneous catchments - A framework for assessing the scale of predictive capability of hydrological models. *Sci. Total. Environ.*, 468-469, 1278-1288.
- Ritchie, J.T. (1972). Model for predicting evaporation from a row with incomplete cover. *Water Resour. Res.*, 8(5), 1204-1213.
- Robert, P.C. (2002). Precision agriculture: a challenge for crop nutrition management. *Plant and Soil*, 247, 143-149.
- Robertson, G. P., Paul, E. A., Harwood, R. R., 2000, Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere, *Science* 289, 1922-1925.
- Robertson, G., P., Groffman, P. M., 2007, Nitrogen Transformation, in Paul E. A. (ed.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*, 3.Ed. Academic Press, Oxford, UK, 341-364.
- Rochette, P., Angers, D. A., Chantigny, M. H., MacDonald, J. D., Bissonnette, N., Bertrand, N, 2009, Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: A laboratory comparison, *Soil & Tillage Research* 103, 310–315.

- Röseler, M., Graeff, S., Hermann, W., Claupein, W., 2010, Strip-Till-Verfahren in Zuckerrüben und Mais, Universität Hohenheim, Gesellschaft für Informatik in der Land- Forst- & Ernährungswirtschaft e.V, 151-154.
- Rubaek, G. H., Henriksen, K., Petersen, J., Rasmussen, B., Sommer, S. G., 1996, Effects of application technique and anaerobic digestion on gaseous nitrogen loss from animal slurry applied to ryegrass (*Lolium perenne*), *Journal of Agricultural Science*, 126, 481-492.
- Rücknagel, J., Christen, O., Hofmann, B., Ulrich, S., 2012, A simple model to estimate change in precompression stress as a function of water content on the basis of precompression stress at field capacity, *Geoderma* 177-178, 1-7.
- Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Beese, F., Munch, J. C., 2001, Effect of crop-specific field management and N fertilization on N₂O emissions from a fine-loamy soil, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59, 177-191.
- Ryden, J. C., 1981, N₂O exchange between a grassland soil and the atmosphere, *Nature*, 292, 235-237.
- Salem, H.M., Valero, C., Munoz, M.A., Rodriguez, M.G. & Silva, L.L. (2015). Short-term effects of four tillage practices on soil physical properties, soil water potential, and maize yield. *Geoderma*, 237-238, 60-70.
- Schaap, M.G., Leij, F.J. & Van Genuchten, M.T. (2001). Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedo-transfer-functions. *J. Hydrol.*, 251, 163-176.
- Schortemeyer, M., Feil, B., Stamp, P., 1993, Root Morphology and Nitrogen Uptake of Maize Simultaneously Supplied with Ammonium and Nitrate in a Split-root System, *Annals of Botany* 72, 107-115.
- Senbayram, M., Chen, R., Mühling, K. H., Dittert, K., 2009, Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils after application of biogas waste and other fertilizers, *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 23, 2489-2498.
- Serverin, M., Garlipp, F., Van den Weghe, H., 2015, Unterfußinjektion von Wirtschaftsdüngern im Maisanbau, Stickstoffverluste im Griff haben, *Düngung LOP* 01/02 2015.
- Schortemeyer, M., Feil, B., Stamp, P., 1993, Root Morphology and Nitrogen Uptake of Maize Simultaneously Supplied with Ammonium and Nitrate in a Split-root System, *Annals of Botany* 72, 107-115.

- Senbayram, M., Chen, R., Mühlhng, K. H., Dittert, K., 2009, Contribution of nitrification and denitrification to nitrous oxide emissions from soils after application of biogas waste and other fertilizers, *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 23, 2489-2498.
- Serverin, M., Garlipp, F., Van den Weghe, H., 2015, Unterfußinjektion von Wirtschaftsdüngern im Maisanbau, Stickstoffverluste im Griff haben, Düngung LOP 01/02 2015.
- Simunek, J., Van Genuchten, M.T. & Sejna, M. (2008). Development and Applications of the HYDRUS and STANMOD Software Packages and Related Codes. *Vadose Zone J.*, 7(2), 587-600.
- Simunek, J., van Genuchten, M.T. & Sejnás, M. (2012). The HYDRUS Software Package for Simulating the Two- and Three-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Porous Media.
- Smith, K. A., McTaggart, I. P., Dobbie, K. E., Conen, F., 1998, Emissions of N₂O from Scottish agricultural soils, as a function of fertilizer N, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52, 123–130.
- Smith, K. A., Jackson, D. R., Misselbrook, T. H. Pain, B. F., Johnson, R. A., 2000, Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques, *J. agric. Engng Res.*, 77, 3, 277-287.
- Sommer, S. G., Olesen, J. E., Christensen, B. T., 1991, Effects of temperature, wind speed and air humidity on NH₃ emission from surface applied cattle slurry. *Journal of Agricultural Science* 117, 91–100.
- Sommer, S.G., Olesen, J.E., 1991, Effect of dry matter content and temperature on NH₃ loss from surface-applied cattle slurry. *J. Environ. Qual.*, 20, 679-683.
- Sommer, S. G., Jensen, C., 1994, Ammonia volatilization from urea and ammoniacal fertilizers surface applied to winter wheat and grassland, *Fertilizer Research* 37, 85-92.
- Sommer, S. G., Friis, E., Bach, A., Schjørring, J. K., 1997, Ammonia volatilization from pig slurry applied with trail hoses or broadcast to winter wheat: Effect of crop developmental stage, microclimate and leaf ammonia absorption, *Journal of Environmental Quality* 26: 1153–1160.
- Sommer, S. G., Hutchings, N. J., 2001, Ammonia emission from field applied manure and its Reduction - invited paper, *European Journal of Agronomy* 15, 1–15.
- Sommer, K. (2003): Grundlagen des "CULTAN"-Verfahrens. In: M. Kücke (Hrsg.): Anbauverfahren mit N-Injektion (CULTAN) Ergebnisse, Perspektiven, Erfahrungen. *Landbauforschung Völkenrode*, 1 – 22.

- Sommer, S. G., Schjoerring, J. K., Denmead, O. T., 2004, Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops, *Advances in Agronomy* 82, 557–622.
- Stehfest, E., Bouwman, L., 2006, N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 207-228.
- Tenuta, M., Beauchamp, E. G., 2003, Nitrous oxide production from granular nitrogen fertilizers applied to a silt loam soil, *Canadian Journal of Soil Science* 83, 521–532.
- Thiel, E., Spott, O., Fuchs, M., Schuster, C. (2016): Application of a nitrification inhibitor (PIADIN®) along with slurry using Strip Till approach for optimizing N fertilizer efficiency- laboratory and field results. Abstracts, 19th Nitrogen Workshop, Skara, Sweden, 22-23. http://akkonferens.slu.se/nitrogenworkshop/wp-content/uploads/sites/18/2014/05/Nitrogen-Abstracts-USB_ny.pdf.
- Übelhör, A., Gruber, S. & Claupein, W. (2014). Influence of tillage intensity and nitrogen placement on nitrogen uptake and yield in strip-tilled white cabbage (*Brassica oleracea* convar. capitata var. alba). *Soil & Tillage Research*, 144, 156-163.
- UNFCCC, 1997, Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Van Bochove, E., Jones, H. G., Bertrand, N. Prévost, D., 2000, Winter fluxes of greenhouse gases from snow-covered agricultural soil: Intra-annual and interannual variations, *Global Biogeochemical Cycles*, 14, 1, 113-125.
- van der Weerden, T. J., Jarvis, S. C., 1997, Ammonia emission factors for N fertilizers applied to two contrasting grassland soils, *Environmental Pollution*, Vol. 95, No. 2, 205-211.
- van Genuchten, M.T. (1980). A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44, 892-898.
- VBK 50: Vorläufige Bodenkarte 1: 50000-Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt.
- Vetsch, J.A. & Randall, G.W. (2002). Corn Production as Affected by Tillage System and Starter Fertilizer. *Agronomy Journal*, 94, 532-540.
- Warsta, L., Karvonen, T., Koivusalo, H., Paasonen-Kivekas, M. & Taskinen, A. (2013). Simulation of water balance in a clayey, subsurface drained agricultural field with three-dimensional FLUSH-model. *J. Hydrol.*, 476, 395-409.
- Wang, Z. H., Liu, X. J., Ju, X. T., Zhang, F.S., Malhi, S. S., 2004, Ammonia volatilization loss from surface-broadcast urea: comparison of vented- and closed-chamber methods and

- loss in winter wheat–summer maize rotation in North China Plain, *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 35, 2917–2939.
- Yadvinder-Singh, Beauchamp E. G., 1988, Nitrogen transformations near urea in soil: Effects of nitrification inhibition, nitrifier activity and liming, *Fertilizer Research* 18, 201–212.
- Webb, J., Misselbrook, T.H., 2004, A mass flow model of ammonia emissions from U.K. livestock production, *Atmos. Environ.* 38, 2163–2176.
- Well, R., Weymann, D., Flessa, H., 2010, KTBL-Schrift 483, 140-150, KTBL-/ vTI-Tagung 8.-10.12.2010, Emission landwirtschaftlich genutzter Böden.
- Whalen, S. C., Phillips, R. L., Fischer, E. N., 2000, Nitrous oxide emission from an agricultural field fertilized with liquid lagoonal swine effluent, *Global Biogeochemical Cycles* Volume 14, Issue 2, 545–558.
- Wolf, U., Fuß, R., Höppner, F., Flessa, H., 2014, Contribution of N₂O and NH₃ to total greenhouse gas emission from fertilization: results from a sandy soil fertilized with nitrate and biogas digestate with and without nitrification inhibitor, *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, 100, 121 – 134.
- Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J., 2002, Application Technique and Slurry Co-Fermentation Effects on Ammonia, Nitrous Oxide, and Methane Emissions after Spreading: II. Greenhouse Gas Emissions, *Journal of Environmental Quality*., 31, 1795–1801.
- Wulf, S., Lehmann, J., Zech, W., 1999, Emissions of nitrous oxide from runoff-irrigated and rainfed soils in semiarid north-west Kenya, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72, 201 - 205.
- Zaman, M., Nguyen, M. L., Blennerhassett, J. D., Quinn, B. F. (2008): Reducing NH₃, N₂O and NO₃⁻-N losses from a pasture soil with urease or nitrification inhibitors and elemental S-amended nitrogenous fertilizers, *Biology and Fertility of Soils* 44: 693-705.
- Zimmermann, F. (2003). Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung von Ackerflächen auf den sickerwassergebundenen Stofftransport - Untersucht mit Hilfe von Experimenten an Bodensäulen. Diplomarbeit Thesis, Leipzig, 87 pp.
- Zhengping, W., van Cleemput, O., Liantie, L., Baert, L. (1991): Effect of organic matter and urease inhibitors on urea hydrolysis and immobilization of urea nitrogen in an alkaline soil, *Biology and Fertility of Soils* 11: 101-104.

