

**Einfluss von verschiedenen organischen und mineralischen
Düngerapplikationen auf die Ausbildung der Ammoniak-
und Lachgasemissionen**

**Dissertation
zur Erlangung des
Doktorgrades der Agrarwissenschaften
(Dr. agr.)**

der

Naturwissenschaftlichen Fakultät III
Agrar- und Ernährungswissenschaften,
Geowissenschaften und Informatik
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

vorgelegt von

Herrn Benjamin Pietzner

Geboren am 25. Juli 1986 in Lutherstadt Wittenberg

Gutachter: Prof. Dr. Olaf Christen
Prof. Dr. Heinz Flessa

Verteidigungsdatum: 19.11.2018

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	III
Tabellenverzeichnis	VI
Abkürzungsverzeichnis.....	VIII
1. Einleitung	1
2. Stand des Wissens	5
2.1 Globale Situation	5
2.2 Lachgasemissionen	8
2.3 Ammoniakemissionen	13
2.4 Gülle-Strip-Till	16
2.5 N-Injektionsdüngung	19
2.6 Nitrifikationsinhibitoren	22
2.7 Wechselwirkung zwischen N ₂ O und NH ₃	23
3. Material und Methoden	25
3.1. Versuche und Versuchsstandorte	25
3.1.1 Lysimeterversuch Gülle-Strip-Till	25
3.1.2 Parzellenversuche Gülle-Strip-Till.....	26
3.1.3 Parzellenversuche N-Injektion	27
3.2. Versuchsdurchführung	29
3.2.1. Lysimeterversuch Strip-Till	29
3.2.2. Parzellenversuch Strip-Till.....	30
3.2.3. Parzellenversuche N-Injektion	32
3.3. Untersuchungsparameter und Methode.....	34
3.3.1. Ammoniakmessung	34
3.3.2. Lachgasmessung.....	35
3.3.3. Weitere Parameter	37

3.4. Statistische Auswertung	37
4. Ergebnisse	39
4.1. Ammoniakemission.....	39
4.1.1. Gülle-Strip-Till-Versuche	39
4.1.2. N-Injektionsversuche.....	43
4.2. Lachgasemission	48
4.2.1. Gülle-Strip-Till-Versuche	48
4.2.2. N-Injektionsversuche.....	55
4.3. Weitere Parameter	61
5. Diskussion	65
5.1. Ammoniakemission.....	65
5.1.1. Gülle-Strip-Till-Versuche	65
5.1.2. N-Injektionsversuche.....	66
5.2. Lachgas	69
5.2.1. Gülle-Strip-Till-Versuche	69
5.2.2. N-Injektionsversuch	72
5.2.3 Gesamtbeurteilung der Verfahren im Hinblick auf N-Verluste	75
6. Schlussfolgerung	77
7. Zusammenfassung	80
8. Literatur	VII
9. Anhang	XXVIII
10. Eidesstattliche Erklärung/ Declaration under Oath	XXX

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ablauf der mikrobiellen Nitrifikation und Denitrifikation im Boden nach Weiske et al. (2001).....	11
Abbildung 2: Verlauf der Lufttemperatur (°C) in 2 m Höhe und Niederschlagsmenge (mm) am Standort Falkenberg im Vegetationszeitraum von März bis Oktober 2014.	26
Abbildung 3: Verlauf der Lufttemperatur (°C) in 2 m Höhe und Niederschlagsmenge (mm) am Standort Kossebau im Vegetationszeitraum von April bis November 2015.....	27
Abbildung 4: Verlauf der Lufttemperatur (°C) in 2 m Höhe und Niederschlagsmenge (mm) am Standort Nossen von März 2014 bis Dezember 2015.....	29
Abbildung 5: Verlauf der mittleren NH ₃ -Emissionen nach der organischen Düngung am Standort Lückstedt im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).....	39
Abbildung 6: Mittelwerte der NH ₃ -Emissionen am Ende der Messperiode am Standort Lückstedt im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	40
Abbildung 7: Verlauf der mittleren NH ₃ -Emissionen nach der organischen Düngung am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).....	41
Abbildung 8: Mittelwerte der NH ₃ -Emissionen am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	42
Abbildung 9: Verlauf der mittleren NH ₃ -Emissionen nach der ersten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	43
Abbildung 10: Verlauf der mittleren NH ₃ -Emissionen nach der zweiten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	44
Abbildung 11: Mittelwerte der NH ₃ -Emissionen nach den ersten beiden N-Gaben am Ende der Messperioden am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).....	45
Abbildung 12: Verlauf der mittleren NH ₃ -Emissionen nach der ersten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	45
Abbildung 13: Verlauf der mittleren NH ₃ -Emissionen nach der zweiten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	46

Abbildung 14: Mittelwerte der NH ₃ -Emissionen nach den ersten beiden N-Gaben am Ende der Messperioden am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	47
Abbildung 15: Median der N ₂ O-Flüsse in der Reihe (A) und in der Zwischenreihe (B) im Zeitraum März bis Oktober 2014 am Lysimeterstandort Falkenberg; GA = Gülleausbringung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (p≤ 0,05). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.	48
Abbildung 16: Kumulierte N ₂ O-Emission in der Reihe am Ende der Messperiode am Lysimeterstandort Falkenberg im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	49
Abbildung 17: Kumulierte N ₂ O-Emission in der Zwischenreihe am Ende der Messperiode am Lysimeterstandort Falkenberg im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	50
Abbildung 18: Median der N ₂ O-Flüsse in der Reihe (A) und in der Zwischenreihe (B) im Zeitraum April bis November 2015 am Standort Kossebau; GA = Gülleausbringung, MA= mineralische Düngung. Unterschiedlichen Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (p≤ 0,05). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.....	51
Abbildung 19: Kumulierte N ₂ O-Emission in der Reihe am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	52
Abbildung 20: Kumulierte N ₂ O-Emission in der Zwischenreihe am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4). .	52
Abbildung 21: Median der N ₂ O-Flüsse im Zeitraum März 2014 bis März 2015 am Standort Nossen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (p≤ 0,05). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.....	55
Abbildung 22: Mittelwerte der Lachgasemission von März 2014 bis zur Ernte im August 2014 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	56
Abbildung 23: Mittelwerte der Lachgasemission ab der Ernte bis zum Ende der Untersuchung am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	57

Abbildung 24: Mittelwerte der Lachgasemission am Ende der Messperiode am Standort Nossen im Untersuchungszeitraum vom März 2014 bis März 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	57
Abbildung 25: Median der N ₂ O-Flüsse im Zeitraum März 2015 bis Dezember 2015 am Standort Nossen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten (p≤ 0,05). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.....	58
Abbildung 26: Mittelwerte der N ₂ O-Emission von der ersten Applikation bis zur Ernte im August 2015 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).	59
Abbildung 27: Mittelwerte der N ₂ O-Emission von März 2015 bis zum Ende der Messperiode im Dezember 2015 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).....	60
Abbildung 28: Verlauf der Bodentemperatur (°C) und WFPS (vol. %) in 5 cm Bodentiefe am Standort Falkenberg von März bis Oktober 2014 über alle Varianten gemittelt.....	62
Abbildung 29: Verlauf der Bodentemperatur (°C) und WFPS (vol. %) in 5 cm Bodentiefe am Standort Kossebau von April bis November 2015 über alle Varianten gemittelt.	63
Abbildung 30: Verlauf der Bodentemperatur (°C) und WFPS (vol. %) in 5 cm Bodentiefe am Standort Nossen von März 2014 bis Dezember 2015 über alle Varianten gemittelt.....	64

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Auswahl bedeutender globaler Umwelt- und Klimaschutzverträge nach Oberthür (2017).....	7
Tabelle 2: Einflussfaktoren auf die N ₂ O-Emissionen (eigene Zusammenstellung aus der Arbeit von Bouwman und Boumans 2002).....	9
Tabelle 3: Einflussfaktoren auf die NH ₃ -Emission nach Flüssigmistausbringung (verändert nach van der Molen et al. 1988). Die fettgeschriebenen Worte beschreiben die Hauptfaktoren der NH ₃ -Emission.	15
Tabelle 4: Düngemittelapplikation im Injektionsversuch in Nossen in den Versuchsjahren 2014 und 2015.	34
Tabelle 5: F-Test der festen Effekte der NH ₃ -Emissionen am Ende der Messperiode an den Standorten Lückstedt und Kossebau. Die fettgedruckten Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).....	42
Tabelle 6: F-Test der festen Effekte der NH ₃ -Emissionen am Ende der Messperiode am Standort Nossen für die Untersuchungen 2014 und 2015. Die fettgedruckten Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).	47
Tabelle 7: F-Test der festen Effekte für die N ₂ O-Emission am Ende der Messperiode an den Standorten Falkenberg und Kossebau. Fettgedruckte Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).....	53
Tabelle 8: Pearsonsche Korrelationskoeffizienten für die Standorte Falkenberg und Kossebau. Die Parameter Luft-, Bodentemperatur, Niederschlag sowie WFPS wurden mit dem N ₂ O-Fluss jeden Messtermins korreliert und als r bzw. p-Wert für die Reihe (R) und für die Zwischenreihe (ZR) aufgeführt. Fett geschriebene Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).	54
Tabelle 9: Pearsonsche Korrelationskoeffizienten für die Versuchsjahre 2014 und 2015 am Standort Nossen.	61
Tabelle 10A Pflanzenschutzbehandlung im Gülle-Strip-Till-Versuch am Standort Lückstedt im Jahr 2014.....	XXVIII
Tabelle 11A Pflanzenschutzbehandlung im Gülle-Strip-Till-Versuch am Standort Kossebau im Jahr 2015.....	XXVIII
Tabelle 12A Pflanzenschutzbehandlung im N-Injektionsversuch am Standort Nossen im Jahr 2014.	XXIX

Tabelle 13A Pflanzenschutzbehandlung im N-Injektionsversuch am Standort Nossen im Jahr
2015.XXIX

Abkürzungsverzeichnis

°C - Grad Celsius

ρ_d - Rohdichte

ρ_s - Feststoffdichte

Abb - Abbildung

AHL - Ammoniumnitratammoniumlösung

ATP - Adenosintriphosphat

BBCH - Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt und chemische Industrie

bzw - beziehungsweise

$\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ - Calciumnitrat

CH_4 - Methan

cm - Centimeter

cm^3 - Kubikcentimeter

C_{org} - organischer Kohlenstoffgehalt

CO_2 - Kohlenstoffdioxid

CO_3 - Carbonat

CULTAN - controlled uptake long term ammonium nutrition

d - Tag

DTM - Dräger-Tube-Methode

DüMV - Düngemittelverordnung

EU - Europäische Union

g - Gramm

GA - Gülleausbringung

h - Stunde

ha - Hektar

HNO_3 - Salpetersäure

H_2SO_4 - Schwefelsäure

IPPC - Integrated Pollution Prevention and Control Directive

KAS - Kalkammosalpeter

kg - Kilogramm

LfULG - Sächsisches Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie

m - Meter

m² - Quadratmeter
MA - mineralische Düngung
mm - Millimeter
µg - Microgramm
N - Stickstoff
N_{min} - mineralischer Stickstoffgehalt
NO - Stickstoffmonoxid
N₂O - Lachgas
NH₂ - Amid
NH₃ - Ammoniak
NH₄ - Ammonium
NH₄NO₃ - Ammoniumnitrat
(NH)₄PO₃ - Ammoniumphosphat
(NH₄)₂SO₄ - Ammoniumsulfat
N_t - gesamter Stickstoff
NI - Nitrifikationsinhibitor
NO₃ - Nitrat
O₂ - Sauerstoff
O₃ – Ozon
pot. - potenziell
pH - potentia Hydrogenii
ppb - parts per billion
R - Reihe
r - Korrelationskoeffizienten
Tab - Tabelle
THG - Treibhausgas
UFZ - Helmholtz - Zentrum für Umweltforschung
UNECE - United Nations Economic Commission for Europe
UNEP - United Nations Environment Programme
w - Wassergehalt (%)
WFPS - water filled pore space
vol. % - Volumenprozent
ZR - Zwischenreihe
z. B. - zum Beispiel

1. Einleitung

Der Einsatz von stickstoffhaltigen Düngern in der Landwirtschaft dient einerseits dem Ertrags- und Qualitätszuwachs, führt andererseits aber zu einer Freisetzung von klimaschädlichen Gasen, zu denen unter anderem Lachgas (N_2O) und Ammoniak (NH_3) zählen (Senbayram et al. 2009). Global verursacht die Landwirtschaft ca. 11 % der anthropogenen Treibhausgasemission (THG) bzw. 58 % der N_2O -Emission (Burney et al. 2010). Von allen THG besitzt das N_2O die größte Klimawirkung. Verglichen mit Kohlenstoffdioxid (CO_2) weist es das 298-fache Klimawirkungspotential auf (Robertson et al. 2000, Halvorson et al. 2011, IPCC 2014).

Aufgrund seiner kurzen Lebensdauer besitzt NH_3 in der Atmosphäre dagegen eine indirekte Klimawirkung, aber es induziert die Bildung sowie eine längere Lebensdauer direkter klimawirksamer Gase, wie N_2O an anderer Stelle. Es wird postuliert, dass ca. 1 - 2 % des NH_3 -Stickstoffs als N_2O -Stickstoff reemittiert wird (IPCC 1997, Wulf et al. 2002). Durch die Oxidation leicht abbaubarer Komponenten während der mikrobiellen Aktivität werden im Boden die Treibhausgase gebildet (de Klein et al. 2010). Seit einigen Jahren sollen gezielt die schädlichen Emissionen global reduziert werden. Deutschland ist daher mehrere internationale Vereinbarungen eingegangen (de Baey-Ernsten 2010). Alle Länder, die das United Nations Framework Convention on Climate Change („Kyoto Protokoll“) unterzeichnet haben, sind verpflichtet, ein nationales System zur Abschätzung der anthropogenen Emissionen von Spurengasen, die für die globale Erwärmung verantwortlich sind, zu entwickeln (UNFCCC 1997). Einen deutlichen Einfluss auf die THG-Bildung, besonders bei organischem Dünger, besitzt die Applikationstechnik (Hansen et al. 2003). In Mitteleuropa wird die organische Düngung hauptsächlich ganzflächig auf die Felder ausgebracht und anschließend mittels Scheibenegge oder Grubber ca. 6 - 8 cm in den Boden eingearbeitet. Die Einarbeitung ist in Deutschland in der Düngemittelverordnung geregelt und muss innerhalb von vier Stunden nach Beginn der Applikation abgeschlossen sein (DüMV 2012). Eine neue Technologie der verlustarmen Gülleausbringung ist das Gülle-Strip-Till-Verfahren. Durch Weiterentwicklung der Gülletechnik ist es möglich, die Gülle im Depotband in einem ca. 20 cm tiefen Schlitz unter die spätere Saatreihe zu applizieren. In dieser räumlichen Verfügbarkeit für die Pflanzen befinden sich hohe Nährstoffkonzentrationen. Bei diesem Verfahren handelt es sich um eine Kombination aus reduzierter Bodenbearbeitung in Form von Streifenbearbeitung (strip tillage) mit einer Gülle-Injektion (Nowatzki et al. 2009). Die Basis des Gülle-Strip-Till-Verfahrens ist das Strip-Till Verfahren. Es wurde um 1980 in Kanada entwickelt und ging aus

Einleitung

der Direktsaat hervor (Horsch et al. 2011). Auch in den USA fand dieses Verfahren bald eine weite Verbreitung bei Kulturen wie Mais, Soja, Zuckerrüben, Sonnenblumen, Erdnuss und Baumwolle (Luna und Staben 2003, Mitchell et al. 2009, Nowatzki et al. 2009). Es handelt sich hierbei um ein nichtwendendes Bodenbearbeitungsverfahren, bei dem nur die spätere Saatreihe gelockert wird (Röseler et al. 2010). Dadurch wird der herkömmliche Ansatz der ganzflächigen Bodenbearbeitung verlassen und ca. 60 % der Bodenfläche bleiben unbearbeitet und mit abgestorbenem Pflanzenmaterial bedeckt (Gajri et al. 1999). Auf diese Weise können Kraftstoffe gespart sowie die Emissionsgefahr verringert werden. Während in den USA das Strip-Till Verfahren als Intensivierungsmaßnahme aufgrund von auftretenden Dürreperioden angewandt wird, wird es in Europa als extensive Maßnahme genutzt.

Der Nährstoffbedarf von Mais (*Zea mays* L.) wird in Mitteleuropa üblicherweise durch organische Düngung, vor allem durch Gülle gedeckt (Daudén und Quílez 2004, Nevens und Reheul 2005, Berenguer et al. 2008). Die Stickstoffwirkung von organischen Düngern ist komplexer und somit schwieriger zu prognostizieren als die der mineralischen Düngemittel. Organische Dünger wirken überwiegend über den Stickstoff (N)-Pool des Bodens. Die Milieubedingungen in tierischen Exkrementen, welche Einfluss auf die Höhe der Emissionen haben, sind äußerst vielschichtig und können im Labor kaum realistisch simuliert werden (Flessa und Beese 2000b). Aus diesem Grund müssen realitätsnahe Emissionsmessungen im Feldversuch durchgeführt werden. Bisherige Versuche im Freiland beschäftigten sich mit Emissionen von Grünland und Ackerfutter bei einer open slot Applikation. Bei einer open slot Applikation befindet der Dünger an der Bodenoberfläche und ist direkt der Atmosphäre ausgesetzt (Rubaek et al. 1996, Smith et al. 2000). In anderen Untersuchungen wurde die Gülle nur in 10 - 15 cm Tiefe abgelegt (Dosch und Gutser 1996, Dell et al. 2012) oder es wurde eine mineralische Düngung beim Maisanbau in Verbindung mit Strip-Till vorgenommen (Drury et al. 2006, Halvorson et al. 2011). Bisher gibt es keine Arbeiten, die sich mit dem direkten Einfluss des Gülle-Strip-Till-Verfahrens auf die Ausbildung der THG beim Maisanbau mit einer Applikationstiefe der Gülle von 20 - 25 cm beschäftigen. Weiterhin wurde festgestellt, dass mit dieser Applikation einerseits eine Reduzierung der NH₃-Emissionen in Folge tiefer Einarbeitung der Gülle und auf der anderen Seite zur Emissionssteigerung des THG N₂O führen kann (Rubaek et al. 1996, Flessa und Beese 2000, Wulf et al. 2002).

Nicht nur bei der organischen Düngung, auch bei der Mineraldüngung muss die N-Effizienzsteigerung im Hinblick auf Umweltproblematiken im Vordergrund stehen. Nachhaltiger Mineraldünger ist die Hauptquelle für die konventionelle N-Zufuhr in den EU-

Einleitung

Staaten (Nikiéma et al. 2013, Vall und Vidal 2016). Der größte Anteil mineralischer Düngestoffe fällt auf Harnstoffdünger, gefolgt von Ammoniumbicarbonaten und Ammoniumnitraten (Sommer et al. 2004). Die Applikationsmethoden bestimmen die Düngerverteilung im Boden und beeinflussen so die Kontaktfläche zwischen dem applizierten Nährstoff und den Pflanzenwurzeln. Der Weizen besitzt einen großen N-Bedarf von bis zu 200 kg ha⁻¹ (Nikiéma et al. 2013). Nach einer konventionellen oberflächigen Applikation löst sich der granuliert Dünger auf und wird mit dem Niederschlag in die Wurzelzone verlagert. Im Gegensatz dazu wird bei einer Injektion der Stickstoff direkt in die Wurzelzone abgelegt. Diese Applikationsmethoden wurden entwickelt, um die Nährstoffeffizienz zu verbessern und N-Verluste zu reduzieren (Petersen et al. 2010). Die Injektionsdüngung ist ein Verfahren, bei dem flüssiger Dünger platziert in den Boden eingebracht wird (Farack und Albert 2011). Hierbei wird eine konzentrierte Düngemittellösung als Düngerdepot mit einer hohen N-Konzentration im Boden abgelegt (Deppe et al. 2016). Für das Depot gilt, dass mit zunehmendem NH₄-Anteil im N-Dünger die Stabilität des Depots zunimmt (Sommer 2005, Maier et al. 2011). Auf der Grundlage solcher Verfahren, bei der die Düngung in stabilen Depots erfolgt, ist es möglich, N-Gaben zusammenzufassen. Das bringt einerseits ökonomische Vorteile durch die Einsparung von Arbeitsgängen und Arbeitszeit. Andererseits besteht jedoch der Nachteil, dass nach der Applikation nicht mehr auf unterschiedliche Witterungsbedingungen reagiert werden kann (Farack und Albert 2011). Aufgrund der besseren Ausnutzung der N-Düngung gibt es Hinweise darauf, dass die Düngermengen ohne Ertragseinbußen um 20 % reduziert werden können (Kücke 2001, Reinhard et al. 2010), was neben den schon erwähnten ökonomischen Aspekten ebenfalls eine deutliche Minimierung der Umweltbelastung zur Folge hätte.

Das Ziel dieser Arbeit war es zu untersuchen,

- ob das Gülle-Strip-Till- sowie das N-Injektionsverfahren zu einer Reduzierung der THG-Emissionen beim Kulturpflanzenanbau von Silomais sowie Weizen in Mitteldeutschland unter Feldbedingungen beitragen kann.

Dabei sollten die N-Emissionen in Form von N₂O-Emission (direkter N-Emission) und der NH₃-Emission (indirekter N-Emission) nach der organischen sowie mineralischen Düngung mit unterschiedlichen Applikationsverfahren quantifiziert und beurteilt werden. Es soll zudem geprüft werden,

- welche Auswirkung die unterschiedliche Applikationstechnik sowohl in der gedüngten Saatreihe als auch in der Zwischensaatreihe beim Silomais auf die N₂O-Emissionen hat.

Einleitung

Das Gülle-Strip-Till-Verfahren soll dabei mit der ganzflächigen Gülleapplikation mit gleichzeitiger Einarbeitung der Gülle, also einem konventionellen Verfahren, verglichen werden. Es soll weiterhin eine Aussage getroffen werden,

- ob die Injektion von mineralischem Dünger im Vergleich zur konventionellen Applikation, der Streuung, zu geringen N-Emissionen führt.

Zusätzlich soll untersucht werden,

- ob und in wieweit sich die beiden Varianten innerhalb der einzelnen mineralischen N-Gaben in Hinblick auf die NH_3 -Emissionen unterscheiden.

Die folgende Arbeit soll insgesamt dazu beitragen, eine genauere Bewertung des Potentials der Emissionsminderungen von verschiedenen Applikationsverfahren vorzunehmen.

2. Stand des Wissens

2.1 Globale Situation

Durch den stetigen Anstieg der globalen Bevölkerung und die damit notwendige Steigerung der Nahrungsmittelproduktion kann diese neben den züchterischen und technologischen Fortschritten nur über einen höheren Einsatz von Düngermitteln gedeckt werden. Neben Zielen eines hohen Ertrags und einer optimalen Qualität der Erzeugnisse gibt es noch weitere Ziele mit direktem Fokus auf die Umwelt (Leick 2003). Der kontinuierliche Anstieg des Düngerverbrauchs seit der Erfindung des Haber-Bosch-Verfahrens, also der industriellen N_2 -Fixierung im Jahr 1913, hat die N_2O -Emission von Böden verstärkt (Gruver und Galloway 2008). Aufgrund des weiteren Anstiegs der Nahrungsmittelproduktion müssen zukünftig größere Mengen an N-haltigem Dünger eingesetzt werden (Galloway et al. 2008). Infolge der Umsetzung N-haltiger Düngermittel kommt es vermehrt zur Freisetzung von THG. Zusätzlich prognostizieren die Modelle des IPCC (2014), dass die globale Oberflächentemperatur zwischen 2 und 4 °C bis zum Ende des 21. Jahrhunderts ansteigen wird und Wetterextreme wie Hitzewellen, Dürren oder Unwetter häufiger auftreten werden. Diese Wetterbedingungen werden höchstwahrscheinlich neue Herausforderungen für die landwirtschaftliche Produktion inklusive des Nahrungsmittel- sowie Düngermanagement bringen (Xu et al. 2016).

Die Landbewirtschaftungsmaßnahmen wie Bodenbearbeitung, Applikationsmethode und Düngergaben verursachen die Veränderungen der Emissionen. Die Beziehung zwischen der Anwendung von N-haltigen Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Böden und der anschließenden Emissionen waren in den letzten drei Jahrzehnten Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (Hou und Tsuruta 2003, Hellebrand et al. 2003). Für landwirtschaftliche Flächen liegen in Deutschland bislang kaum Emissionsdaten von Langzeituntersuchungen vor, doch viele Studien haben den Beitrag des Bodens im Hinblick auf das atmosphärische Gleichgewicht von NO , N_2O , CH_4 und CO_2 untersucht.

Der globale N-Düngemittelverbrauch erhöhte sich von 31,8 Millionen Megatonnen in den Jahren 1970-1971 auf 90,9 Millionen Megatonnen in den Jahren 2005 - 2006 (International Fertilizer Industry Association 2007). Der größte Anteil entfiel dabei auf Harnstoffdünger. Harnstoff ist das meist eingesetzte Düngemittel und umfasst derzeit etwa 50 % des globalen N-Verbrauchs (International Fertilizer Industrial Association 2007). Der weltweite N-Düngerverbrauch wird sich nach Schätzungen voraussichtlich bis 2050 verdoppeln (Tilman et al. 2011).

Die N-Düngung ist dabei eine Hauptquelle der anthropogenen globalen Emission in die Atmosphäre (Mosier et al. 1998). Bouwman (1990) zeigte einen linearen Zusammenhang zwischen der N₂O-Emission und dem N-Input. Auch Crutzen et al. (2008) sowie Zaman und Blennerhassett (2010) zeigten, dass landwirtschaftliche Systeme, bei denen große N-Mengen eingesetzt werden, auf der anderen Seite zu erheblichen N-Verlusten führen können (Xu et al. 2016). Flynn und Smith (2010) berichteten, dass es zwischen 1990 und 2005 zu einem Anstieg von 17 % der globalen N₂O-Emissionen aus der Landwirtschaft kam. Dies entspricht auch in etwa der erhöhten N-Düngemittelanwendung zur Steigerung der Nahrungsmittelproduktion (Qin et al. 2012). Die direkte N₂O-Emission aus landwirtschaftlich genutzten Flächen stieg im Zeitraum von 1960 bis 1994 durch den zunehmenden Einsatz von synthetischen Düngern um das 2,6 fache an (Hosen et al. 2002). Das zunehmende Bewusstsein für dieses globale Problem hat zu einem erhöhten Druck seitens der Gesellschaft auf die Politik geführt, die Auswirkungen der gestiegenen atmosphärischen Konzentrationen von THG zu minimieren (Smith et al. 2012).

In erster Linie besteht die Aufgabe der Landwirtschaft in der Produktion von qualitativ hochwertigen Nahrungsmitteln und Rohstoffen, wofür die Agrarpolitik den Rahmen setzt. In Tabelle 1 sind die bedeutendsten internationalen Abkommen zum Schutz der Umwelt aufgeführt. Mit dem Kyoto-Protokoll hat sich die Europäische Union (EU) verpflichtet, die THG-Emissionen um 8 % zu senken. Weiterhin hat sich Deutschland innerhalb der EU verpflichtet, seine Emissionen gegenüber 1990 um 21 % zu senken. Deutschland will seine NH₃-Emissionen auf 550 Kilotonnen begrenzen (Klimaretter 2013). Die Wirtschaftskommission der Vereinten Nationen für Europa (UNECE) bereitete ein neues Protokoll zur Reduzierung der Emissionen von N-Verbindungen vor, bei dem die Bedeutung der Landwirtschaft, insbesondere der Nutztierhaltung, welche als die Hauptquelle für gasförmiges NH₃ gilt, erkannt wurde. Dieses Programm zusammen mit der EU-Integrated Pollution Prevention and Control Directive (IPPC) können dazu führen, dass die NH₃-Emissionen verringert werden, um das Risiko von weitreichendem Transport, Deposition und Schäden in fragilen Ökosysteme zu senken (EC 1996).

Tabelle 1: Auswahl bedeutender globaler Umwelt- und Klimaschutzverträge nach Oberthür (2017).

Jahr	Ereignis
1972	Stockholmer Konferenz der Vereinten Nationen über die Menschliche Umwelt sowie Gründung des Umweltprogramms der Vereinten Nationen (UNEP) mit Sitz in Nairobi
1973	Übereinkommen über den Handel mit wildlebender Tier- und Pflanzenarten (Washingtoner Artenschutzübereinkommen, CITES)
1979	Genfer Übereinkommen gegen weiträumige grenzüberschreitende Luftverschmutzung in Europa (mit nachfolgenden Protokollen zur Schadstoffminderung)
1985/1987	Wiener Übereinkommen und Montrealer Protokoll zum Schutz der Ozonschicht
1989	Baseler Übereinkommen gegen die grenzüberschreitende Verbringung und Entsorgung von gefährlichen Abfällen (Bekämpfung von Abfallexporten)
1991	Gründung der Globalen Umweltfazilität, um die Bekämpfung globaler Umweltprobleme in bedürftigen Ländern zu unterstützen
1992	Konferenz der Vereinten Nationen über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro („Erdgipfel“), Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen (Klimarahmenkonvention), Übereinkommen über biologische Vielfalt (Biodiversitätskonvention)
1994	Übereinkommen zur Bekämpfung der Desertifikation (Wüstenkonvention)
1997	Kyoto-Protokoll zur Klimarahmenkonvention von 1992 (Minderung des Ausstoßes von THG in den Industrieländern)
1999	Rotterdammer Übereinkommen über das Verfahren der vorherigen Zustimmung nach Inkennzeichnung für bestimmte und gefährliche Chemikalien sowie Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel im internationalen Handel
2000	Chartagena-Protokoll über die biologische Sicherheit zur Biodiversitätskonvention von 1992 (Regelung des internationalen Handels mit genetisch veränderten Organismen)
2001	Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe (Verbot schädlicher langlebiger Chemikalien)
2002	Weltgipfel für Nachhaltige Entwicklung in Johannesburg

2.2 Lachgasemissionen

Das Lachgas (N_2O) zählt wie Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Wasserdampf zu den natürlich vorkommenden klimarelevanten Gasen (Xu et al. 2016). Der gesamte Stickstoffkreislauf ist dabei außerordentlich komplex, da N-Verbindungen zwischen Atmosphäre, Biosphäre, Pedosphäre sowie in der Hydrosphäre zirkulieren (Wechsung et al. 2010). In der Pflanzenernährung stellt Stickstoff auch deshalb ein wichtiges Element dar, weil es in sehr unterschiedlichen chemischen Zusammensetzungen und Bindungen im Boden vorliegen kann und nur zum Teil für die Pflanzen verfügbar ist. Für die Umformung der verschiedenen N-Verbindungen ist eine Reihe von Prozessen verantwortlich (Flessa und Beese 2000, Well et al. 2010). Die im Boden verfügbaren negativen Ladungsstellen binden positiv geladenes NH_4 und verhindert auf diese Weise weitestgehend dessen Bewegung mit dem Sickerwasser. Aber auch an Tonkolloide und Huminstoffe kann sich das eher immobile NH_4 anlagern (Haider 1996). NO_3 (Nitrat) im Boden ist aufgrund der negativen Ladung eine instabile N-Quelle, da es leicht löslich ist und damit leicht der Auswaschung unterliegt (Haider 1996, Sommer 2003). Es passiert gegenüber dem NH_4 den Boden mit dem Sickerwasser nahezu ungehindert. Es ist daher aus pflanzenphysiologischer, ökologischer und ökonomischer Sicht eine unsichere N-Form. Gegenüber den NO_3 -Vorräten im Boden wird der gedüngte NH_4 -Stickstoff von den Pflanzen bevorzugt aufgenommen und verwertet (Sommer 2003). Allgemein verändern Treibhausgase in der Atmosphäre den Strahlungshaushalt der Erde. Die Wärmeabstrahlung wird behindert, da die Spurengase die Sonnenstrahlung in ganz spezifischen Wellenlängen absorbieren und dabei selbst Wärmestrahlung abgeben. Auf diese erhöhte Einstrahlung reagiert der Erdboden durch eine Temperaturerhöhung. Wenn die natürlich vorhandenen Treibhausgase durch einen anthropogenen Einfluss vermehrt oder durch neue Stoffe ergänzt werden, so vermehrt sich auch die Einstrahlung am Boden, was eine weitere Erhöhung der Temperatur des Erdbodens und der unteren Atmosphäre bewirkt. Diese Änderung gegenüber dem natürlichen Treibhauseffekt wird als anthropogener Treibhauseffekt bezeichnet (Bakan und Raschke 2002). N_2O als Spurengas besitzt in der Troposphäre eine Lebensdauer von 114 Jahren und trägt zur globalen Erwärmung in Folge des Treibhauseffekts bei, während N_2O in der Stratosphäre reaktiv und an der Zerstörung der Ozonschicht beteiligt ist (Crutzen 1981, IPCC 2001, Xu et al. 2016). In der Stratosphäre wird N_2O durch Photolyse zu Stickstoffmonoxid (NO) umgewandelt. Dieses NO katalysiert die Zerstörung von Ozon (O_3), welches die Biosphäre vor der schädlichen ultravioletten Strahlung der Sonne schützt (Mosier et al. 1998, Hosen et al. 2002). Zusätzlich dazu tragen NO und NO_x -Verbindungen zur Versauerung und

Eutrophierung von Ökosystemen bei (Vitousek et al. 1997). Die Konzentration von N₂O in der Atmosphäre lag vor der Industrialisierung im 18. Jahrhundert bei rund 270 parts per billion (ppb) und stieg bis zum Jahr 2009 um 19 % auf eine Konzentration von 322,5 ppb an (Albritton et al. 2001, Butterbach-Bahl et al. 2013). Im Jahr 2015 betrug die N₂O-Konzentration in Deutschland bereits schon 328 ppb (Umweltbundesamt 2018). Mit steigender N₂O-Konzentration in der Atmosphäre kommt es zu massiven negativen Umweltfolgen (Nash 2010). Die Landwirtschaft besitzt einige Möglichkeiten hierauf Einfluss zu nehmen. Die Ergebnisse von Hellebrand et al. (2005) zeigten, dass neben der Bodenbearbeitung auch die klimatischen Bedingungen eine starke Wirkung auf die N₂O-Emissionen haben. In Tabelle 2 sind die einzelnen Parameter aufgelistet, die auf die Lachgasemissionen Einfluss nehmen.

Tabelle 2: Einflussfaktoren auf die N₂O-Emissionen (eigene Zusammenstellung aus der Arbeit von Bouwman und Boumans 2002).

Bodeneigenschaften	Düngung	Umweltbedingungen	Bewirtschaftungsweise
- Bodentyp / Bodenart	- Düngerart	- Jahreszeit	- Applikationsmethode
- pH-Wert	- Güllezusammensetzung	- Temperatur	- Applikationstechnik
- Bodentemperatur	- Applikationszeit	- Frost- / Tautage	- Applikationstiefe
- De- / Nitrifikation	- C/N-Verhältnis	- Niederschlag	- Acker-/ Grünlandfläche
- O ₂ -Gehalt der Poren	- C/N-Verhältnis der Gülle	- Tageszeit der Messung	- Zwischenfruchtanbau
- Vegetation	- Applikationsmenge		- Verteilung der Pflanzenreste
- Bodenfeuchte	- N- und C-Gehalt der Dünger		- Vegetation / Kulturen
- Gehalt an org. Substanz	- Additive:		- Zeit nach Ausbringung
- N _{min} -Gehalt	NI		- Bewässerung
- Porosität	Wasser (Verdünnung)		

Unter bestimmten Witterungs- und Bodeneinflüssen können Umbauprozesse von N erfolgen und somit zu hohen N-Emissionen führen (Peyrard et al. 2016). Landwirtschaftliche Kulturen werden durch breitflächige Ausbringung von N-Mineral- und Wirtschaftsdünger, im Boden relativ schnell nitrifiziert und somit mit N in Form von NH₄ und NO₃ versorgt (Sommer 2003). Die daraus resultierenden Gasflüsse können daher deutlich durch die landwirt-

schaftliche Bodennutzung beeinflusst werden (Flessa et al. 2002). Zwei Drittel des N_2O stammen aus der Landwirtschaft (Xu et al. 2016).

Die N_2O -Emissionen von landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen erfolgt im Wesentlichen mit großer räumlicher und zeitlicher Variabilität (Veldkamp und Keller 1997, Hoffmann 2001, Dobbie und Smith et al. 2003, Mosier et al. 2004, Jungkunst et al. 2006). Die räumliche Variabilität wird hauptsächlich durch die Heterogenität des Bodens und durch die Landbewirtschaftung geprägt (Veldkamp und Keller 1997, Flessa und Beese 2000, Brown et al. 2002, Dobbie und Smith 2003). Die größere zeitliche Variabilität resultiert in den gemäßigten Klimaregionen im Verlauf der Jahreszeiten sowie der Witterung. Die saisonale Dynamik der Bodenfeuchtigkeit im Hinblick auf Staunässe oder Trockenheit sowie der Bodentemperatur können die N_2O -Emissionen beeinflussen (Hellebrand et al. 2003, Hellebrand et al. 2005, Butterbach-Bahl et al. 2013). Umweltfaktoren und Managementausrichtung beeinflussen die N_2O -Emissionen primär durch Veränderung dieser N_2O -Bildungsprozesse (Lebender et al. 2014, Cheng et al. 2015). Besonders die agronomischen Methoden wie Bodenbearbeitungs- und Düngerapplikation können dabei die Bildung und den Verbrauch von N_2O deutlich beeinflussen. N_2O -Emissionen von der Bodenoberfläche sind das Ergebnis von dynamischen Produktion- und Verbrauchsprozessen. Solche Bildungs- und Konsumprozesse unterliegen im Boden durch physikalische, chemische und biochemische Aktivitäten stetigen Veränderungen. Diese agronomischen Maßnahmen der Bodenbearbeitung führen zur mechanischen Bodenstörung und verändern somit die Bodenbedingungen. Dadurch können die gasförmigen Flüsse in Böden stark verändert werden (Hansen et al. 1993, Kessavalou et al. 1998, Nash 2010). Die Bodenbearbeitung verursacht unmittelbare Veränderungen in der mikrobiellen Gemeinschaftsstruktur (Jackson et al. 2003). Die N_2O -Emissionen einer bestimmten Umgebung variieren mit dem landwirtschaftlichen Management und den pedoklimatischen Bedingungen (Nyamadzawo et al. 2014, Yonemura et al. 2014, Cowan et al. 2014, Beyer et al. 2015, Perego et al. 2016). Es gibt vier an den Boden gebundene Faktoren, welche die N_2O -Emission beeinflussen:

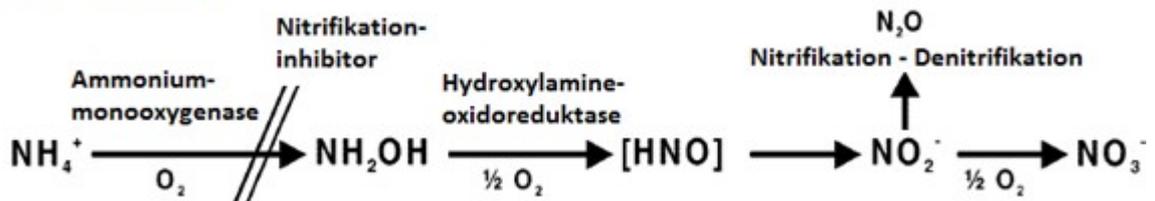
- Die Geschwindigkeit der Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse.
- Die Menge der beteiligten N-Verbindungen.
- Die NO_3 und NH_4 -Verteilung der N-haltigen Substrate.
- Die Retention des N_2O im Boden (Davidson 1991).

Der Stickstoff ist ein Schlüssel für die Nachhaltigkeit und Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Systeme. Dabei ist Stickstoff ein sehr mobiles Element. Die hohe Dynamik des

Stickstoffs stellt deren effiziente Nutzung und das betriebliche Management vor eine große Herausforderung, vor allem in der intensiven Landwirtschaft (Zaman et al. 2008, Zaman und Blennerhassett 2010).

Mit einem Anteil von ca. 60 - 80 % der Emissionen gelten Böden als die wichtigste Quelle für die atmosphärische N₂O-Emission (Mosier 1998, Pimentel et al. 2015). Die THG-Bildung im Boden wird durch die Oxidation leicht abbaubarer Komponenten in Folge der mikrobiellen Aktivität verursacht. Im Boden entstehen diese Emissionen in erster Linie als Ergebnis der gleichzeitig stattfindenden Nitrifikationen und Denitrifikation (Firestone und Davidson 1989, Flessa und Beese 2000, Well et al. 2010, de Klein et al. 2010). Diese mikrobiellen Umsetzungs- und Atmungsprozesse von N-Verbindungen werden durch N-haltige Dünger stimuliert (Flessa und Beese 2000, Well et al. 2010, Lebender et al. 2014). Der Stickstoff kommt im Oberboden hauptsächlich in organischer Form vor. Durch die mikrobielle Umsetzung dieser organischen Stoffe in Folge der Ammonifikation entsteht NH₄. Dieses reichert sich in der Regel nicht im Boden an, sondern wird weiter umgewandelt zu Nitrat (NO₃) (Pathak 1999, Blume et al. 2010). Bei den hier dargestellten zweistufigen mikrobiellen Prozessen findet somit eine Reduktion statt. Hierbei wird durch die Nitritbildner NH₄ zu Nitrit und durch NO₃-Bildner Nitrit zu NO₃ oxidiert (Abb. 1).

Nitrifikation



Denitrifikation

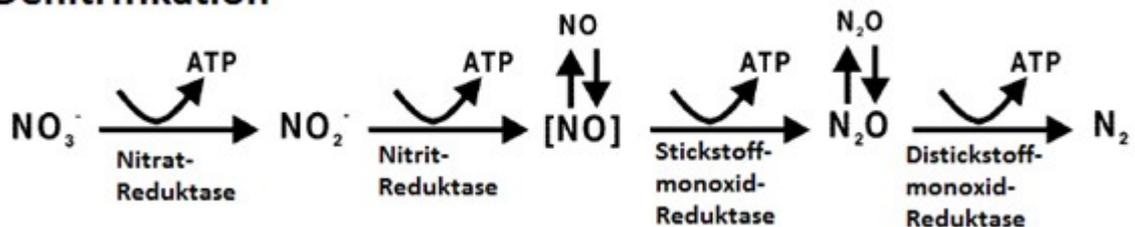


Abbildung 1: Ablauf der mikrobiellen Nitrifikation und Denitrifikation im Boden nach Weiske et al. (2001).

Durch Trockenheit bzw. Staunässe (O₂-Mangel) wird die Mineralisation gehemmt. Die Ammonifikanten sind gegenüber der Temperatur und pH-Wertextremen relativ unempfind-

lich. Die Nitrifikanten hingegen präferieren mäßige Temperaturen und einen hohen pH-Wert (Schubert 2006). Das N_2O ist bei unvollständiger Nitrifikation ein Nebenprodukt, während es bei der Denitrifikation ein Zwischenprodukt darstellt. Nitrifizierende Bakterien beziehen die Elektronen für die Syntheseprozesse aus der Oxidation von N. Das N_2O der Denitrifikation ist dabei abhängig vom Gleichgewicht zwischen Produktion und Verbrauch (Jungkunst et al. 2006, Engel et al. 2010, Well et al. 2010). Die Denitrifikation kann über zwei verschiedene Wege erfolgen:

- heterotroph, durch Nutzung von Kohlenstoff als Elektronendonatoren oder
- autotroph, durch Nutzung anorganischer Elektronendonatoren, z.B. Sulfide wie Pyrit.

Je nach Vorhandensein dieser Verbindungen findet Denitrifikation statt (Blackmer und Bremner 1976). Bei der Denitrifikation sind einige Bakterien in der Lage, unter Sauerstoffmangel NO_3 , NO_2 oder NO als Elektronenakzeptor in der Atmungskette anstelle des O_2 -Moleküls zu nutzen (Pimentel et al. 2015). NO_3 wird dabei schrittweise bis zu N_2 reduziert (Abb. 1). Die Denitrifikation von NO_3 im Boden führt über Diffusionsprozesse zur N_2O -Freisetzung (Blackmer und Bremner 1976). Dieser Prozess findet bevorzugt bei O_2 -Mangel statt, sowie bei hohen verfügbaren organischen C-Gehalten als auch bei schwach saurem bis neutralem pH-Wert des Bodens (Schubert 2006, Pimentel et al. 2015). Die N_2O -Abnahme in Böden ist ebenfalls ein mikrobieller Prozess, in Folge der Reduktion von N_2O zu molekularem N_2 . Diese wird gefördert durch anaerobe Bodenbedingungen und durch organische Substanzen z. B. durch Pyrite. Diese Reduktion wird durch das Vorhandensein von NO_3 verstärkt (Blackmer und Bremner 1976). Durch Trockenheit bzw. Staunässe, infolge des O_2 -Mangels, wird die Mineralisation gehemmt.

Die Aktivität der Mikroorganismen und damit die Geschwindigkeit der Freisetzung von mineralischem N ist stark von einer Vielzahl von Faktoren, insbesondere von der Temperatur, abhängig (Pathak 1999). Allgemein können höhere Temperaturen höhere N_2O -Emissionen aufgrund der beschleunigten Bodenatmung nach sich ziehen. Es entstehen anaerobe Zonen im Boden mit höherer Denitrifikationsaktivität (Xu et al. 2016). Bei niedriger Temperatur ist die Bakterienaktivität gering, sodass nur wenig N mineralisiert werden kann. Über die Wurzel-exsudate und somit Kohlenhydrate, die den Mikroorganismen zur Verfügung gestellt werden, kann die N_2O -Emissionen ebenfalls erhöht werden (Leick 2003).

Durch diffusive und advective Transportprozesse gelangen die Gase aus dem Boden in die Atmosphäre (Rehs 1999). Die Temperatur kann die Emission über physikalische und biologische Prozesse beeinflussen. Die Einflussnahme wird über die Regulierung der mikrobiellen

Aktivität aufgrund des O_2 -Verbrauchs in Folge der Denitrifikation und der dadurch bedingten N_2O -Bildung bestimmt (Granli und Bøckman 1994). Die physikalischen Eigenschaften von N_2O wie Löslichkeit und Diffusion sind ebenfalls temperaturabhängig. Einen positiven Zusammenhang zeigen die Diffusionsgeschwindigkeit und die Temperatur der Gasfreisetzung. Mit zunehmender Temperatur steigt auch die Diffusionsgeschwindigkeit (Granli und Bøckman 1994). Die Temperatur steuert somit ebenfalls die biologische Aktivität und damit die N_2O -Bildung infolge Nitrifikation und Denitrifikation (Leick 2003).

Der Düngungseinfluss auf den mikrobiellen Umsatz hängt unter anderem von der Ausbringungsform (fest oder flüssig) sowie von der N-Form (NO_3 oder NH_4) ab (Gutser 1999). Eichner (1990) zeigte, dass in 66 von 67 N_2O -Emissionsuntersuchungen in verschiedenen Ländern für gedüngte und ungedüngte Böden eine verstärkte N_2O -Emission von der N-Düngerquelle abhing. In Abhängigkeit der angewandten N-Form können unterschiedliche N_2O -Emissionshöhen entstehen. Eine statistische Auswertung von analysierten Untersuchungen zeigten die N_2O -Emissionen verschiedener N-Düngungsformen in absteigender Reihenfolge: Harnstoff, $(NH_4)_2SO_4$, KAS, $Ca(NO_3)_2$ (Lebender et al. 2014). Bouwman und Boumans (2002) bestimmten ebenfalls den Einfluss der N-Quelle auf die jährlichen N_2O -Emissionen. Sie schlussfolgerten, dass der Prozentsatz des emittierten N_2O von der ausgebrachten N-Menge am stärksten bei wasserfreiem NH_3 war (2,0 %). Für granuliertem Düngemittel verringerten sich die Emissionen von NH_4NO_3 (1,7 %), $(NH_4)_2PO_4$ (1,4 %), Harnstoff (1,1 %) sowie $(NH_4)_2SO_4$ (0,8 %). Weitere Studien berichteten über größere Emissionen bei NO_3^- - als NH_4^+ -sowie Harnstoff-Düngemitteln (Dobbie und Smith 2003, Smith et al. 2012). Bei Xu et al. (2016) kam es bei einer Harnstoffdüngung zu signifikant höheren N_2O -Emissionen. Weiterhin zeigte diese Studie einen positiven Effekt der Erwärmung auf die N_2O -Emission infolge der N-Mineralisation. Es besteht diesbezüglich also nach wie vor große Unsicherheit. Bouwman et al. (2002) wiesen höhere Emissionen von NH_4 -haltigen Düngemitteln nach und auch die Ergebnisse von Li et al. (2014) führen hierbei zu widersprüchlichen und nicht eindeutigen Ergebnissen.

2.3 Ammoniakemissionen

Ammoniak besitzt im Vergleich zu CO_2 ein 2,98-fach höheres Klimawirkungspotenzial (Cuhls et al. 2011). Besonders die anthropogenen NH_3 -Emissionen ziehen einige negative Effekte für die Umwelt nach sich. Fast 90 % der globalen NH_3 -Emissionen sind auf die Landwirtschaft zurückzuführen. Innerhalb der Landwirtschaft hat die Tierhaltung mit Abstand

den größten Anteil an der NH_3 -Freisetzung (Isermann 1990, ECETOC 1994). NH_3 -Verflüchtigung tritt während und nach der Produktion, Lagerung sowie der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern aus der Tierproduktion auf (Flessa et al. 2014). Aber auch hier führte der erhöhte Einsatz von mineralischen Düngemitteln in der Landwirtschaft in den letzten 20 Jahren zu einem Anstieg der NH_3 -Emissionen von 34 % (Flessa et al. 2014). Eine Folge des Strukturwandels nach der Wiedervereinigung seit 1990 ist, dass in Deutschland die gesamte NH_3 -Emission um rund 20 % gesunken ist (Flessa et al. 2014). Dies bezieht sich jedoch hauptsächlich auf die Veränderung der Tierbestände. Durch Wind und Niederschlag wird es in andere Ökosysteme eingetragen (Basten 2010). Aufgrund des steigenden N-Angebots und unkontrollierter N-Einträge in Luft und Grundwasser kann es zu einer Überversorgung in mitunter weit entfernten und sensiblen Ökosystemen kommen. In der Folge können natürliche Gebiete somit einer Eutrophierung unterliegen. Sie spielt eine wichtige Rolle beim Rückgang der Biodiversität in Folge des Aussterbens weniger N-toleranter Arten und hat einen Einfluss auf das Waldsterben (Flessa und Beese 2000, Bouwman et al. 2005). Die Versauerung aquatischer und terrestrischer Lebensräume, der Beitrag zur globalen Erwärmung sowie die direkte Schädigung der Vegetation und allgemein unerwünschte Veränderungen in Oligoökosystemen sind weitere häufige Folgen (Dosch und Gutser 1996, Rubaek et al. 1996, Flessa und Beese 2000). Durch die Umwandlung von NH_3 in HNO_3 durch Nitrifikation kommt es zur Bodenversauerung (van der Molen et al. 1988). Für das menschliche Atmungssystem stellt NH_3 ebenfalls ein schädliches Gas dar (Andersen et al. 2003). Die NH_3 -Emission nach einer Gülledüngung können von 5 bis 95 % der ausgebrachten Ammonium (NH_4)-N-Menge betragen (Dosch und Gutser 1996). Diese NH_3 -Emissionsrate und -höhe wird durch eine Vielzahl unterschiedlicher Bedingungen und Parameter beeinflusst und variiert dabei unter anderem nach Düngungsintensität und dem Anbausystem. Weiterhin zeigten Turner et al. (2012), dass die NH_3 -Emission sehr sensitiv auf Veränderungen der Bodenbedingungen reagiert. Die NH_3 -Emission aus Düngemitteln wurde intensiv seit den 1940er Jahren untersucht. Es hat sich gezeigt, dass die Emissionen auf Umweltbedingungen im Zusammenhang mit Temperatur, Windgeschwindigkeit, Niederschlag und Bodeneigenschaften, Carbonat- (CO_3)-Gehalt, Kationenaustauschkapazität, Boden-pH- und Säuregehalt des Bodens reagieren (Bouwmeester et al. 1985, Fenn und Hossner 1985, Whitehead und Raistrick 1990). In Tabelle 3 sind die Einflussgrößen dargestellt, welche sich auf die NH_3 -Emissionen auswirken.

Tabelle 3: Einflussfaktoren auf die NH₃-Emission nach Flüssigmistausbringung (verändert nach van der Molen et al. 1988). Die fettgeschriebenen Worte beschreiben die Hauptfaktoren der NH₃-Emission.

Bodeneigenschaften	Düngung	Umweltbedingungen	Bewirtschaftungsweise
<ul style="list-style-type: none"> - Infiltration - Gehalt an org. Substanz - Bodenart / Bodentyp - Pufferkapazität - De / Nitrifikation - pH-Wert - Vegetationsrückstände - Rauigkeitshöhe - C/N-Verhältnis - O₂-Gehalt - Pflanzenbedeckung / Zwischenfrucht - Kationenaustauschkapazität 	<ul style="list-style-type: none"> - Düngerart - Düngerform - Fermentationsgrad - Inhaltsstoffe der Gülle - Güllezusammensetzung - NH₄-Gehalt - Stickstoffform - Ausbringungszeit - Fließgeschwindigkeit der Gülle - Ausbringungsmenge - Trockenmassengehalt 	<ul style="list-style-type: none"> - Globalstrahlung - Niederschlag - Lufttemperatur - Windgeschwindigkeitsprofil - pot. Evaporation - Wasserdampfdruck 	<ul style="list-style-type: none"> - Applikationstechnik - Einarbeitung / Injektion - Applikationsmethode - Zeit nach Ausbringung - Ausbringungsart - Additive: NI Wasser (Verdünnung)

Die komplexen Zusammenhänge zwischen der THG-Freisetzung und diesen Parametern (Tab. 2 und 3) machen deutlich, dass temporäre Untersuchungen diese oft nicht ausreichend erfassen können (Leidel et al. 2000). Da die treibenden Faktoren für die N-Emissionen auf landwirtschaftlichen Flächen sehr komplex miteinander verknüpft sind, sollten keine singulären Parameter für die Emissionsbegründung genutzt werden (Xu et al. 2016).

Neben diesen beträchtlichen volatilen N-Emissionen können weitere N-Verluste über die NO₃-Auswaschung sowie über die NH₄-Immobilisation erfolgen (Dosch und Gutser 1996). Diese N-Verluste sind nicht nur von ökologischer Relevanz, sondern haben für die Landwirte auch erhebliche ökonomische Bedeutung, da mehr Dünger appliziert werden muss, um die Ertragsfähigkeit zu gewährleisten (Amon et al. 1996, Dosch und Gutser 1996). Auf der ande-

ren Seite führen sinkende N-Emissionen zu höherer Effizienz des applizierten Düngers und somit zu einem höheren Wirkungsgrad der Düngung (Rubæk et al. 1996).

Zwischen der emittierenden Oberfläche und der Atmosphäre existiert ein ständiger und schneller Prozess der Evaporation. Dies wird durch einen NH_3 -Gradienten zwischen dem Boden, als Folge der applizierten N-Menge, und der Atmosphäre verursacht. Je höher der N-Gehalt ist, desto größer ist auch der NH_3 -Gradient. Beim Abbau von N-haltigen Verbindungen entsteht NH_4 . Das gelöste NH_4 steht mit NH_3 im Reaktionsgleichgewicht. Je größer der Konzentrationsgradient zwischen gelöstem NH_4 und NH_3 in der Umgebungsluft ist, desto größer ist auch die NH_3 -Freisetzung (Gronauer 1993). Auch das Wettergeschehen, wie die Temperatur und hohe Windgeschwindigkeiten, beeinflussen die atmosphärische NH_3 -Transportprozesse und führen zu einer hohen NH_3 -Emission (Sommer et al. 2003). Die Temperatur übt dahingehend einen Einfluss auf diesen Gradienten aus, weil die Aktivität der Mikroorganismen beeinflusst wird. Je höher die Temperatur ist, desto höher ist auch die NH_3 -Emission (Horlacher und Marschner 1990, Sommer und Olesen 1991, ECETOC 1994). Bei niedriger Temperatur ist die Bakterienaktivität gering, sodass nur wenig N mineralisiert wird. Bei langsamer Erwärmung des Bodens im Vergleich zur Atmosphäre im Frühjahr ist das N-Mineralisationspotenzial für die Pflanzen zu gering und muss daher durch Düngung ausgeglichen werden (Schubert 2006, Döhler und Horlacher 2010).

Mineraldünger tragen zu einem geringeren Maße zu den gesamten NH_3 -Emissionen bei, abhängig von der verwendeten N-Form. Insbesondere die Verwendung von NH_4 und harnstoffhaltigen mineralischen Düngern können zu hohen NH_3 -Emissionen führen (Brentrup et al. 2000). Jedoch können durch die Erhöhung des pH-Wertes und hoher NH_4 -Konzentrationen, durch die Harnstoffhydrolyse, hohe NH_3 -Emissionen resultieren (Ni et al. 2014). Gülle besitzt meist einen pH-Wert von > 8 und der N-Gehalt der Gülle liegt zu rund 50 % als NH_4 -Form vor. Diese Kombination führt bei einer unsachgemäßen Ausbringung zu hohen NH_3 -Emissionen (Schubert 2006).

2.4 Gülle-Strip-Till

Die Intensität der Bodenbearbeitung verändert die chemischen und physiologischen Bodeneigenschaften, die wiederum das Pflanzenwachstum beeinflussen (Pekrun et al. 2003). Wenn Sauerstoff infolge der Bodenbearbeitung in den Boden eingeführt wird, beschleunigt dies den Abbau organischer Stoffe. Auf rund 80 % der weltweit landwirtschaftlich genutzten Fläche wurden moderate bis schwere Schäden durch Bodenerosion beobachtet (Titi et al.

2010). Systeme mit geringer oder fehlender Bodenbearbeitung können zu einer hohen Festigkeit der Bodenoberflächen bis zu 20 cm Bodentiefe führen. Dies wiederum kann die Keimung und Jugendentwicklung der Pflanzen beeinträchtigen (Håkansson et al. 2006, Koch et al. 2009). Eine Verbesserung für diese Probleme könnte das Strip-Till-Verfahren darstellen (Overstreet 2009). Das Gülle-Strip-Tillage-Verfahren ist eine Kombination aus reduzierter Bodenbearbeitung in Form von Streifenbearbeitung mit einer gleichzeitigen Gülle-Injektion (Nowatzki et al. 2009). Auf diese Weise kann der konventionelle Ansatz der ganzflächigen Bodenbearbeitung verlassen werden, so dass ca. zwei Drittel der Bodenfläche unbearbeitet und mit Ernteresten oder Zwischenfrüchten bedeckt bleiben (Bischoff 2012, Tauchnitz 2013). Strip-Till entwickelte sich aus der Direktsaat und besitzt zwischen den Reihen einige Ähnlichkeiten mit dem Direktsaatsystem. Allerdings hat das Strip-Till Verfahren in der Reihe auch eine ähnliche Wirkung auf die Bodeneigenschaften wie die konventionelle Bodenbearbeitung, da der Boden aufgebrochen wird und so aerobe Bedingungen entstehen, die zum Abbau der organischen Substanz führen. Über das Gülle-Strip-Till-Verfahren wird die Bodenerosion durch Wasser und Wind verringert. Weiterhin kann das Bodenwasser durch die Verringerung der Verdunstung in Folge der günstigeren Infiltration sowie durch die Bedeckung der unbearbeiteten Bodenfläche mit abgestorbenem Pflanzenmaterial besser gespeichert werden (Evans et al. 2010, Jabro et al. 2014). Die Evaporation vom Boden ist also begrenzt. Auf diese Weise kann das Bodenwasser besser genutzt werden und es entstehen gute Wachstumsbedingungen für die Pflanzenwurzeln. Das Strip-Till Verfahren erlaubt weiterhin die im bodenbefindlichen Nährstoffe besser auf den Bedarf der Pflanzen anzupassen. Auf dem bearbeiteten Streifen werden Rückstände beseitigt und somit gelangt Sonnenlicht auf den Boden (Nowatzki et al. 2009, Godsey et al. 2013). Dadurch erwärmt sich der Boden, besonders im Frühjahr, leichter und ermöglicht infolge der Bearbeitung einen aeroben Zustand. Auf diese Weise können die Nachteile der Direktsaat, wie die langsamere Erwärmung und Abtrocknung des Bodens im Frühjahr und die damit verbundene verschlechterten Keimbedingungen kompensiert werden. Dies trifft auch auf eine verzögerte Jugendentwicklung der Pflanzen zu, die zu möglichen Ertragseinbußen führen kann. Gülle-Strip-Till ermöglicht weiterhin eine gute Wurzel- und Einzelpflanzenentwicklung (Rieger 2001, Demmel et al. 2012). Es ermöglicht somit eine bessere Saatbettbereitung als bei der Direktsaatmethode (Jasa 2013, Godsey et al. 2013). Sowohl die Vorteile der Direktsaat, als auch einer tieferen nichtwendenden und konservierenden Grundbodenbearbeitung können dadurch realisiert werden. Der Boden wird nur in den Bereichen bearbeitet, der als Standort für die Kulturpflanzen dient und den entspre-

chenden Ansprüchen genügen muss (Röseler et al. 2010, Demmel et al. 2012). Durch die gezielte Düngerapplikation in die Wurzelzone bei Gülleinjektion werden weiterhin eine höhere N-Ausnutzung des Düngers sowie reduzierte NH_3 -Emissionen erwartet. Durch das Strip-Till Verfahren gelangt weniger Kohlenstoff in die Atmosphäre und die organische Bodensubstanz wird auf einem hohen Niveau gehalten, da weniger organische Masse abgebaut wird (Nowatzki et al. 2009). Zusätzlich kommt es zur Verringerung der Menge an Dünger die notwendig ist und dadurch folglich zur Minimierung von Nährstoffauswaschung (Godsey et al. 2013).

Seit den 1980er Jahren wird das Strip-Till-Verfahren in Kanada angewandt (Horsch et al. 2011). Auch in den USA fand diese Methode bald eine weite Verbreitung bei Kulturen wie Mais, Soja, Zuckerrüben, Sonnenblumen, Erdnuss und Baumwolle (Luna und Staben 2003, Mitchell et al. 2009, Nowatzki et al. 2009). Weitere Kulturen bei denen das Gülle-Strip-Till-Verfahren genutzt werden kann, sind Reihenkulturen mit geeignetem Bodenbearbeitungsprogramm z. B. Winterraps, Melone und einige Gemüsearten, wie Tomaten (Mitchell et al. 2009). Im Vergleich zur intensiven Landnutzung kann mit dem Strip-Till Verfahren Zeit und Energie und somit Kosten eingespart werden (Jasa 2013), da die Landwirte einzelne Arbeitsgänge kombinieren können und sich so die Anzahl an Feldüberfahrten reduziert (Nowatzki et al. 2009, Tauchnitz 2013). Bei der Ernte von Mais oder Zuckerrüben lassen die unbearbeiteten Streifen eine gute Tragfähigkeit erwarten, so dass einer möglichen Bodenschadverdichtung aufgrund schwerer Ernte- und Transportmaschinen auch bei widrigen Bedingungen vorgebeugt werden kann (Röseler et al. 2010). Weiterhin kann der Boden nach der Ernte besser befahren werden, da nur ca. 33 % der Bodenfläche gelockert wurde (Rieger 2001, Demmel et al. 2012).

Bei einer umfassenden Beurteilung müssen aber auch problematische Aspekte des Strip-Till-Verfahrens berücksichtigt werden. So könnte durch eine reduzierte Bodenbearbeitung die Unkrautunterdrückung schwierig sein. In Kalifornien traten Probleme beim Erreichen einheitlicher Pflanzenbestände und beim Unkrautmanagement auf (Mitchell et al. 2009). Die Inkompatibilität von Spurenweite und Reihenweite hat negative Wirkung und kann das Pflanzenwachstum hemmen (Demmel et al. 2012). Bei einem Feldversuch mit Mais kam es zu einem reduzierten Wurzelwachstum von ca. einem Drittel. Hierbei kam es zur Abweichung der Streifenbearbeitung. Die Topographie ist entscheidend dafür, ob Gülle-Strip-Till angewandt werden kann. Es ist nicht überall geeignet. In Gebieten, in denen die Fläche geneigt bzw. steil ist, ist von dieser Art der Gülleapplikation eher abzusehen. Die Streifen können bei entspre-

chender Witterung auch zu sehr austrocknen bzw. verkrusten oder bei fehlendem Verbleib der Ernterückstände auch erodieren. Weiterhin können potenzielle N-Verluste auftreten (Al-Kaisi und Hanna 2008). Überdies werden Traktoren mit hohen Leistungen benötigt (Nowatzki et al. 2009). Eine Bodenschadverdichtung zwischen den bearbeiteten Zonen kann bei einer N-Applikation im Frühjahr infolge der potenziellen Effekte auf die Saatkeimung problematisch werden (Al-Kaisi und Hanna 2008). Durch hohe Wassergehalte im Frühjahr sowie durch eine geringere Schütffähigkeit des Bodens kann die Streifenbearbeitung zu ungünstigen Saatbettbedingungen führen. Der Anbau von Kulturpflanzen in weiten Reihenabständen einerseits und die technische Realisierung mit Hilfe von hochpräzisen Lenksystemen andererseits sind grundlegende Voraussetzungen das Gülle-Strip-Till-Verfahren (Röseler et al. 2010). Die Bodenbearbeitung erfolgt mit speziellen Geräten, die den Boden bis zu einer Bodentiefe von 25 cm erreicht bei einer gleichzeitigen Düngereinbringung (Al-Kaisi und Licht 2004, Mitchell et al. 2009). Es wurde hierfür ein Schar entwickelt, das die Pflanzenreste und die harte Kruste des Bodens aufschneidet (Al-Kaisi und Hanna 2008, Demmel et al. 2012). Eine linienförmige Injektion erfolgt mit dem Messersech.

2.5 N-Injektionsdüngung

Die N-Injektionsdüngung umfasst alle Verfahren, bei dem N-haltiger flüssiger Dünger in den Boden platziert und über Injektionsdüsen eingebracht wird. Die Punktinjektion dieser Lösungen bei diversen Kulturen stellt bei der Düngung ein geeignetes Verfahren dar (Sommer 2003). Die N-Injektion besitzt eine große Ähnlichkeit mit dem CULTAN-Verfahren, bei dem gezielt NH_4 -haltiger Dünger appliziert wird. Dieses Injektionsverfahren ist eine geeignete Methode sowohl für wendende als auch für pfluglose Bodenbearbeitung (Sommer et al. 2005). Es wurde in Deutschland von Sommer aus Bonn entwickelt und stellt ein relativ junges Verfahren der Applikation dar (Felgentreu 2003). Es ist ein Akronym und steht für „controlled uptake long term ammonium nutrition“, also für eine kontrollierte Langzeiternährung der Pflanzen durch NH_4 . So erfolgt die N-Freisetzung über die gesamte Wachstumsperiode hinweg in Folge der aktiven Wurzelaufnahme (Sommer 2003). Der benötigte Stickstoff wird demnach in einer pflanzenverfügbaren, aber nicht verlagerbaren Form appliziert (Weimar und Walg 2003). Generell stellt die Injektion von Flüssigdüngern in den Boden in Form von Band- oder Punktinjektion keine grundlegend neue Düngetechnik dar. So ist die Injektion, von NH_3 und NH_3 -Wasser in anderen Ländern eine gängige Form der Düngung, für die praxistaugliche Injektionstechnik entwickelt worden (Shchinov et al. 1984, Broder 1991). Die N-

Injektion der einzelnen N-Gabe zum Beginn der Vegetationsperiode wird als Depot mittels Sternrad in eine Bodentiefe von 5 - 10 cm direkt in den Wurzelbereich der Pflanzen appliziert (Marschner 1995, Farack und Albert 2011). Auf diese Weise entstehen im Wurzelbereich lokal kleine und relativ stabile N-Depots, die eine Attraktionswirkung auf die Pflanzenwurzeln ausüben (Spiess und Meier 2008). Voraussetzung für ein stabiles Depot im Boden ist ein hoher Gehalt an NH_4 und ein geringer NO_3 -Gehalt. Das NH_4 verursacht eine rasche und gute Ausbildung eines großen Wurzelsystems (Schumacher 2003). Das Depot ist für Pflanzenwurzeln und Bodenmikroorganismen toxisch, wodurch mikrobielle Umsetzungsprozesse im zentralen Bereich des Depots unterbleiben. Bei einer NH_4 -Applikation müssen die Pflanzen, um eine Toxizität zu vermeiden, mit den Wurzeln zu den NH_4 -Depots hin wachsen, um es zu erschließen (Sommer 2003). Dadurch wirkt die Düngung sehr rasch, obwohl N stabil an das Bodensubstrat gebunden ist. Wegen der phytotoxisch hohen NH_4 -Konzentration wachsen sie nicht in ein Depot hinein, sondern nur bis in seine Randzone und bilden um das Depot dichte Wurzelfilze aus (Weimar und Sommer 1990). Eine Umsetzung von NH_4 zu NO_3 erfolgt dabei lediglich in den Randbereichen des Depots, da im Innern die Nährstoffkonzentration für den Stoffwechsel nitrifizierender Bakterien wie *Nitrosomonas* und *Nitribakter* zu hoch ist (Sommer 2003, Kücke 2003, Walter 2003).

Eine Zufuhr von N-haltigen Düngern erhöht den N-Gehalt im Boden und kann somit auch zu höheren N-Emissionen führen (Velthof et al. 2003). Dabei ist eine oberflächige Düngerapplikation besonders anfällig für umweltschädliche N-Verluste (Malhi et al. 1996). Der mineralische Dünger im Boden kann die N-Emission im Vergleich zur Oberflächenapplikation reduzieren und gleichzeitig die pflanzliche N-Aufnahme erhöhen. Dies führt wiederum zu geringeren gasförmigen N-Emissionen (CAST 2004). Die Injektion könnte deshalb eine nützliche Strategie sein, um die Emissionen zu mindern (Mosier 1998). Der Nährstoffinput durch die Injektion wird auf ein viel kleineres Bodenvolumen beschränkt und ein Feuchtigkeitsverlust in Folge einer Verdunstung wird, verglichen mit einer konventionellen Oberflächenapplikation, so minimiert (Wulf et al. 2002). Auf der anderen Seite erfolgt allerdings eine Aufkonzentration der Nährstoffe und es entstehen „hot spots“, welche zu einer erhöhten Denitrifikation führen können (Severin et al. 2015). Es können so anaerobe Bedingungen geschaffen werden, die auch den Luftkontakt der Substrate minimiert. Dadurch kann ein Sauerstoffmangel in Folge der Mineralisation der zugeführten organischen Komponenten eine mikrobielle Denitrifikationsaktivität schaffen (Wulf et al 2002). Die vorhandenen Untersuchungen diesbezüglich führten zu widersprüchlichen Ergebnissen. Einige Studien zeigten, dass N-Injektion

zu einer Reduktion von N_2O -Emissionen führt (Delgado und Mosier 1996). Demgegenüber wurde in anderen Untersuchungen keine Emissionsminderung nachgewiesen (Akiyama 2000, Hou 2000). Es liegen allerdings nur sehr wenige Untersuchungen zur Wirkung der NH_4 -Depotdüngung auf die N_2O -Emissionen vor, die bisher keine gesicherte Bewertung der Klimawirksamkeit des Verfahrens erlaubten (Ruser et al. 2010).

Eine Ausbringung von Dünger mittels Injektor kann in den Bodenzonen zu einem Anstieg der N_2O -Emission führen, da große N-Mengen direkt mit dem Boden in Kontakt kommen (Leick 2003). Die Bodenfeuchte nimmt mit der Tiefe zu. Wenn die injizierte N-Gaben in feuchteren Bodenschichten gelegt werden, die auch niedrigere Sauerstoffkonzentrationen als die Oberflächenbodenschichten aufweisen, können so höhere bodenbürtige N-Emissionen als Folge der Denitrifikation indirekt durch die Injektion auftreten (Beauchamp 1997). Diese Emissionen werden weiter verstärkt, wenn größere Mengen an leicht abbaubarer organischer Substanz in der Nähe des N-Düngers vorhanden sind (Drury et al. 2006).

Harnstoff ist im Boden mobiler als NH_4 , wodurch die Stabilität des Depots beeinflusst sein kann. Harnstoff wird im Boden zu NH_4 umgewandelt. Flüssiger Dünger muss im Gegensatz zum festen granulierten Dünger wie Kalkammonsalpeter (KAS) nicht gelöst werden und kann somit besser bei Trockenheit wirken. Durch hohe Niederschläge wird das granuliert KAS auf dem Boden aufgelöst und NO_3 wird tiefer in Boden verlagert. Mensching-Buhr (2010) vermutet, dass die N-Depots infolge von Niederschlägen aufquellen und es durch deren Vergrößerung der Oberfläche zu einer schnelleren Nitrifikation kommen kann. Bei der oberflächlichen Anwendung kann sich bis zu 50 % des Harnstoffs als NH_3 verflüchtigen (Bouwman et al. 1997).

In den 1950er Jahren wurden Mineraldünger günstiger und in Folge dessen erhöhte sich die Verwendung von mineralischem N. Weiterführend ging somit die Abhängigkeit von Leguminosen und Tierausscheidungen als organische Quelle der Nährstoffversorgung zurück. In den Industrieländern stieg der Verbrauch von mineralischem N-Düngemittel bis in die späten 1980er Jahre. Der Verbrauch von Düngemitteln in Mittel- und Osteuropa sowie auch in den Ländern des Commonwealth (EFMA 1997) sank signifikant während der 1990er Jahre aufgrund der Wirtschaftskrise, die nach dem Fall der Mauer entstand. Der N-Düngerverbrauch hat hingegen in den Entwicklungsländern seit 1960 stetig zugenommen, hauptsächlich aufgrund der verstärkten Verwendung von Mineraldüngern in Asien (IFA-Statistic 2002). Alle intensiven Anbausysteme sind große THG-Emittenten, vor allem durch die Verwendung von mineralischen Düngemitteln, um die pflanzliche Produktion zu erhöhen (Kraus et al. 2016).

Der hohe Einsatz von mineralischen Düngemitteln in Pflanzenbausystemen in Ostasien, Nordamerika und Europa wird auch in den hohen Emissionen reflektiert (Stehfest und Bouwman 2006). Besonders die oberflächige Ausbringung von N-haltigen Düngemitteln bürdet das Risiko von volatilen N-Emissionen. Die verwendeten mineralischen N-Dünger in der Landwirtschaft können hinsichtlich ihrer Wirksamkeit folgend klassifiziert werden:

- (I) Amid-basierte N-Dünger in Form von Harnstoff,
- (II) NH_4 -basierte Düngemittel und
- (III) NO_3 -basierte Düngemittel (Lebender et al. 2014).

Dabei gilt NO_3 bei der Pflanzenernährung als schnell wirksam. Das NH_4 kann für eine längere Zeit von der Pflanze aufgenommen werden und steht für eine langsame Pflanzenernährung. Der Harnstoff ist sehr langsam wirkend (Sommer 2003). Mit fast 30 % ist es die weltweit meist eingesetzten N-Form (Bouwman et al. 1997). Amiddünger sind eine besondere Form der NH_4 -Dünger, da sie in NH_2 -Form gebunden sind. Diese Form kann von der Pflanze nicht direkt aufgenommen werden, sondern muss im Boden zu NH_4 oder NO_3 umgewandelt werden. Dies ist temperaturabhängig und verläuft zeitlich verzögert. Der Harnstoff löst sich dabei unter feuchten Bedingungen schnell auf und besitzt eine langsame und somit nachhaltige N-Wirkung. Wird der Harnstoff bei kalten Temperaturen ausgebracht, kann es zu höheren N_2O -Emissionen kommen (Oehmichen 1983). Das NH_4NO_3 von KAS vereint die Vorteile von beiden Formen, da es eine schnelle und langsame N-Wirkung besitzt. Auf schweren Böden mit Staunässe hat Harnstoff eine geringere N-Wirkung als KAS-Dünger (Kübler 1994).

2.6 Nitrifikationsinhibitoren

Die Verwendung von Nitrifikationsinhibitoren (NI) wird empfohlen, um die N_2O -Emissionen aus Gülle sowie aus mineralischen NH_4 -Düngemittel zu reduzieren (Van der Zaag et al. 2011). Dadurch kann die Stickstoffnutzungseffizienz der Düngemittel erhöht werden (Subbarao et al. 2006). Die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren in der Landwirtschaft ist global betrachtet relativ gering. Nach Subbarao et al. (2006) werden in den USA nur auf 1,6 % der Ackerfläche und in Westeuropa nur auf 0,3 % der Ackerflächen NI eingesetzt. Ein entscheidender Faktor hierfür sind die hohen Kosten für den NI-Einsatz in Verbindung mit der Unsicherheit, ob deren Einsatz betriebswirtschaftlich rentabel ist (Flessa et al. 2014). Die Landwirtschaft steht als Hauptemittent von NH_3 und N_2O vor großen Herausforderungen, diese Emissionen in der Praxis zu verringern. Die meisten NIs verzögern die mikrobielle Oxidation von NH_4 durch Unterdrücken der Aktivitäten von Nitrifizier im Boden. So liegt

der mineralische Stickstoff stabilisiert in der eher unbeweglichen NH_4 -Form vor. Das umgewandelte NO_3 ist im Vergleich zu NH_4 sehr mobil und kann leicht aus der Wurzelzone ausgewaschen werden oder zur gasförmigen N_2O -Emissionen beitragen (Subbarao et al. 2006). Der Umwandlungsprozess ist in Abbildung 1 dargestellt, ebenso wie die Wirkungsstelle von Nitrifikationsinhibitoren. Es wurde gezeigt, dass NI in der Lage sind, die N_2O -Emissionen sowohl bei mineralischen als auch bei organischen Düngern auf Grünland und Ackerböden zu reduzieren (Merino et al. 2005, Meijide et al. 2007). Akiyama et al. (2010) zeigten in einer Metastudie eine mittlere Reduktion der N_2O -Emission um 38 %. Allerdings fehlen langfristige Beobachtungen über ein komplettes Jahr hinweg. Für die integrierte Bewertung der gesamten THG-Emission bei der Applikation sind beide Gase, N_2O und NH_3 , zu berücksichtigen. Es bestehen komplexe Wechselwirkungen zwischen der Emission von NH_3 und N_2O und anderen Maßnahmen, welche die Emission von einem Gas reduzieren. Dies kann die Emission des jeweils anderen Gases allerdings verstärken (Ferm et al. 1999, Webb et al. 2010).

2.7 Wechselwirkung zwischen N_2O und NH_3

Um NH_3 -Emission zu vermeiden, ist es eine Option, den Dünger direkt in den Boden zu applizieren. Das verringert die Gefahr von Nährstoffverlusten durch Erosion (Kücke 2004). Auch die Injektion von Ammoniumnitratlösung (AHL) wird vielfach als eine Maßnahme empfohlen, nachdem wiederholt festgestellt worden war, dass hierdurch die gasförmigen NH_3 -Emission reduziert und die N-Ausnutzung gegenüber einer oberflächlichen Applikation deutlich erhöht wurde (Sommer et al. 2005). Bei der Untersuchung einer Tiefenapplikation der Gülle konnte eine Reduktion der NH_3 -Emissionen ermittelt werden. Andererseits besteht jedoch die Gefahr erhöhter N_2O -Emissionen. Es besteht also bei der Minderung der beiden THG N_2O und NH_3 bei der Düngerapplikation ein Interessenkonflikt, da nicht beide Gase gleichzeitig reduziert werden können (Flessa et al. 2014). Es wurde festgestellt, dass einerseits eine Reduzierung der NH_3 -Emissionen in Folge der vollständigen Einarbeitung der Gülle auf der anderen Seite zur N_2O -Emissionssteigerung führen kann (Rubaek et al. 1996, Flessa und Beese 2000, Webb et al. 2010). Dies bestätigten auch Untersuchungen von Wulf et al. (2002) mit einer nachgewiesenen Reduktion der NH_3 -Emissionen bei Gülleinjektion, bei gleichzeitiger Steigerung der N_2O -Emissionen um das 2 bis 3-fache. Als Grund dafür wird vermutet, dass durch Injektion von flüssigem organischem Düngern unter O_2 -Abschluss die Nitrifikations- und Denitrifikationsbedingungen verbessert werden und somit die N_2O -Freisetzung erhöht wird (Serverin et al. 2015). Aufgrund der Zufuhr von mikrobiell leicht

abbaubarem Kohlenstoff mit der Gülle und vorherrschenden anaeroben Bedingungen in tieferen Bodenschichten wird diese Gefahr erhöht (Albritton et al. 2001). Bei Bildung von lokalen anaeroben Bedingungen im Bereich der Injektionszonen kann es zu einer hohen O_2 -Zehrung bei gleichzeitig eingeschränkter O_2 -Zufuhr kommen. Bisherige Ergebnisse weisen auf einen solch möglichen Zielkonflikt hin. Welche Möglichkeiten es gibt, die N_2O -Emissionen aus den Injektionsbereichen durch gezielte Maßnahmen zu steuern und zu mindern, ist bisher noch unzureichend geklärt. Über das Ausmaß der N_2O -Emission bei den verschiedenen Standortbedingungen und Injektionstiefen bestehen noch erhebliche Unsicherheiten. Webb et al. (2010) schlussfolgerten jedoch nach der Gülleapplikation, dass das Risiko einer Erhöhung von N_2O -Emissionen kein Grund gegen Maßnahmen zur NH_3 -Emissionsminderung sein sollte. Die NH_3 -Minderungsoptionen sollten vielmehr dahingehend optimiert werden, dass die Gefahr einer erhöhten N_2O -Emission minimiert wird (Flessa et al. 2014). Solche Maßnahmen wären als doppelt positiv zu werten, da indirekte N_2O -Emission gleichfalls gemindert wird und zusätzlich dazu beiträgt, den Düngerwert der Gülle zu erhalten (Flessa et al. 2014). Von zentraler Bedeutung ist, dass die Applikationsverfahren als Teil einer Gesamtstrategie der THG-Emissionsminderung in Wirtschaftsdüngerketten angesehen werden. Für den Klimaschutz muss es das Ziel sein, die Systeme wie Fütterung, Lagerung und Applikation zu optimieren, um das Potenzial der THG-Minderung möglichst vollständig zu erfüllen und eine Exposition von Emissionen in andere Systeme hinein zu vermeiden (Flessa et al. 2014).

3. Material und Methoden

3.1. Versuche und Versuchsstandorte

Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden Lysimeter- und Parzellenversuche an verschiedenen Standorten in Mitteldeutschland im Zeitraum von 2014 und 2015 durchgeführt.

3.1.1 Lysimeterversuch Gülle-Strip-Till

Zur Bestimmung der N₂O-Emissionen bei unterschiedlichen Applikationsmaßnahmen von Gülle wurden Lysimeterversuche auf der Helmholtz - Zentrum für Umweltforschung (UFZ) - Lysimeterstation in Falkenberg (Deutschland, Bundesland: Sachsen-Anhalt, 52,51° N, 11,48° O; 21 m Höhe über dem Meeresspiegel) im Jahr 2014 Untersuchungen durchgeführt. Hierfür wurden im Jahr 1981 nicht wägbare kastenförmige Gravitationslysimeter angelegt und manuell mit Boden befüllt. Die Lysimeter haben eine quadratische Form mit 1 m² Größe und besitzen eine Tiefe von 1,25 m. Der Lysimeterboden stammt von einer ehemaligen landwirtschaftlich genutzten Fläche aus der lokalen Region (Deutschland, Bundesland: Sachsen-Anhalt, 52,50° N, 11,39° O; 37 m Höhe über dem Meeresspiegel), welche sich ca. 12 km südwestlich von der Lysimeterstation befindet (Meissner et al. 2010). Der Lysimeterfüllboden weist große Ähnlichkeiten zu den beiden anderen Untersuchungsstandorten des Gülle-Strip-Till-Versuches auf, da er aus der der lokalen Region, unweit der Untersuchungsstandorte, stammt. Die Anteile an Sand, Schluff und Ton im Oberboden betragen 73,6 %, 14,3 % und 12,1 % (Bodenart: sandiger Lehm, USDA 1997). Der C_{org}-Gehalt beträgt 1,1 % und der Boden besitzt einen pH-Wert von 5,8 (Aust et al. 2010). Es handelt sich hierbei um einen Schüttboden, wobei hier der Ober- und Unterboden getrennt abgetragen und homogenisiert wurde. Für die obersten 30 cm wurde Oberbodenmaterial verwendet, der Rest bildet den Unterboden. Die Rohdichte im Lysimeter beträgt 1,50 g cm⁻³. Lysimeteruntersuchungen stellen eine geeignete Methode zur Untersuchung der Ursachen-Wirkungsbeziehungen dar.

Aufgrund der engen räumlichen Nähe aller drei Versuchsstandorte zueinander befindet sich das Untersuchungsgebiet im kontinental beeinflussten Klimaraum der gemäßigten Zone mit einer langjährigen Niederschlagssumme von 540 mm mit maximal auftretenden Niederschlägen im Juni und Juli (Meissner et al. 2010) und einer langjährigen Durchschnittstemperatur von 8,5 °C (langjähriges Mittel 1961-1990). Der Verlauf von Lufttemperatur und Niederschlagsmenge während der Untersuchung ist der Abbildung 2 zu entnehmen. Der März 2014 begann sehr trocken und der erste Niederschlag fiel in der Mitte des Monats. Die höchsten Tagesniederschlagsmengen wurden in beiden Jahren im Sommer mit rund 30 mm gemes-

sen. Besonders auffällig bei dem täglichen Temperaturverlauf waren die großen Schwankungen im Juni und Juli. Ab Oktober ging die Temperatur deutlich zurück.

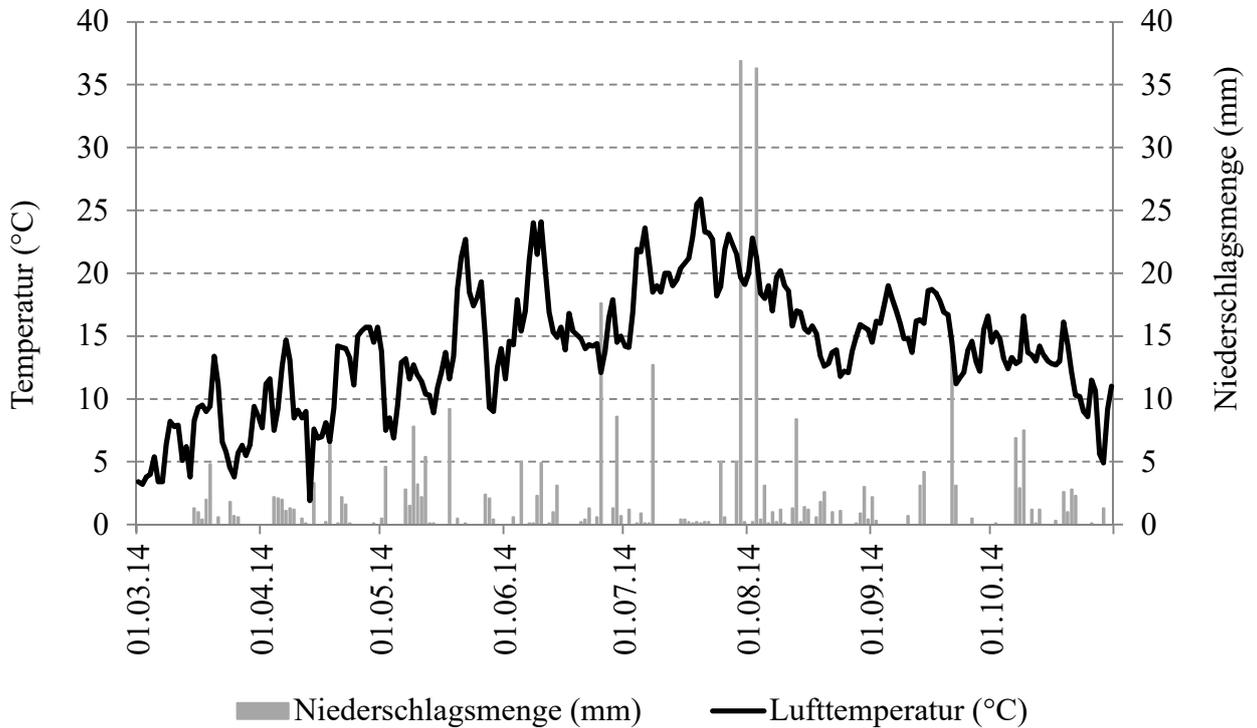


Abbildung 2: Verlauf der Lufttemperatur (°C) in 2 m Höhe und Niederschlagsmenge (mm) am Standort Falkenberg im Vegetationszeitraum von März bis Oktober 2014.

3.1.2 Parzellenversuche Gülle-Strip-Till

Lückstedt

Parallel zu den Lysimeteruntersuchungen wurde im Versuchsjahr 2014 ein Parzellenversuch am Standort Lückstedt (Deutschland, Bundesland: Sachsen-Anhalt, 52,50° N; 11,35° O; 34 m Höhe über dem Meeresspiegel) durchgeführt. Diese Fläche befindet sich etwa 16 km südwestlich von der Lysimeterstation in Lückstedt. Die Bodeneigenschaften des Standortes sind mit denen des Lysimeterfüllbodens in Falkenberg vergleichbar (Bodentyp: Pseudogley-Braunerde (FAO 1998), Bodenart: sandiger Lehm (USDA 1997)).

Kossebau

Die Versuchsfläche im Versuchsjahr 2015 in Kossebau (Deutschland, Bundesland: Sachsen-Anhalt, 52,49° N; 11,33° O; 27 m Höhe über dem Meeresspiegel) befindet sich rund 3 km südwestlich von der Versuchsfläche Lückstedt entfernt. Der Bodentyp ist eine Pseudogley-Braunerde (FAO 1998). Die Bodenart ist ein lehmiger Sand (USDA 1997). Die Rohdichte

besitzt einen Wert von $1,43 \text{ g cm}^{-3}$ (Rücknagel et al. 2012). Die Rohdichte wurde mit Stechzylindern nach den Vorgaben der DIN ISO 11272 (1998) erhoben. Bei den beiden Feldversuchsflächen handelt es sich um aktiv bewirtschaftete Flächen eines Landwirtschaftsunternehmens. Es wurde versucht, hohe Maiserträge zu erzielen, indem neben der organischen Düngung zusätzlich eine mineralische Düngergabe tätigt wurde. Der Verlauf von Lufttemperatur und Niederschlagsmenge während der Untersuchung ist in der Abbildung 3 zu finden. Der April war relativ trocken, erst ab 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.

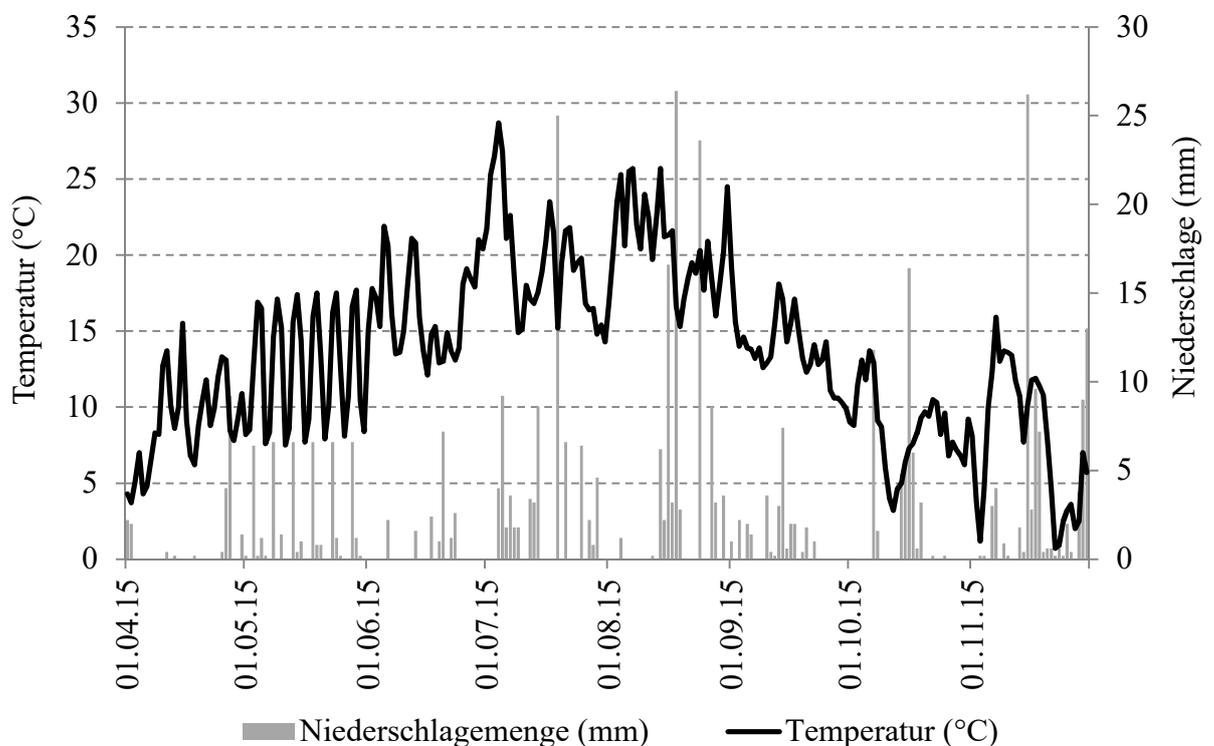


Abbildung 3: Verlauf der Lufttemperatur (°C) in 2 m Höhe und Niederschlagsmenge (mm) am Standort Kossebau im Vegetationszeitraum von April bis November 2015.

3.1.3 Parzellenversuche N-Injektion

Die Parzellenversuche zur N-Injektion wurden auf den Versuchsflächen des sächsischen Landesamts für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) in Nossen (Deutschland, Bundesland: Sachsen, $51,06^\circ \text{ N}$, $13,27^\circ \text{ O}$; 255 m Höhe über dem Meeresspiegel). Die Versuche wurden im Zeitraum von März 2014 bis Dezember 2015 durchgeführt. Die Versuchsanlage befindet sich im sächsischen Lössgebiet (Lö 4b) mit den vorherrschenden Bodentypen Pa-

Material und Methoden

rabraunerde-Pseudogley (Braunstaugley) (FAO 1998). Der Boden setzt sich zusammen aus 3,6 % Sand, 83,5 % Schluff und 12,9 % Ton (USDA 1997). Die Versuchsfläche der LfULG wurde in drei Flächen unterteilt, wobei die Untersuchungen pro Jahr nur auf einem Teil stattfanden. Die anderen beiden Flächen wurden als Ausgleichsfläche im Frühjahr jeweils mit Hafer (*Avena sativa* L.) bestellt. Daher rotierten die Parzellenstandorte der einzelnen Jahre innerhalb des Versuchs.

Es existierte in Nossen eine Wetterstation, die seit April 1999 in Betrieb ist und unter anderem die Parameter, Lufttemperatur, Bodentemperatur in 5 cm Tiefe sowie die Niederschlagsmenge erfasst. Der Standort wurde dem mitteldeutschen Berg- und Hügellandklima zugeordnet. Die jährliche durchschnittliche Niederschlagsmenge in Nossen betrug 674 mm und die mittlere jährliche Temperatur 9,5 °C. Die im Versuchszeitraum an der Wetterstation Nossen ermittelten klimatischen Parameter werden in Abbildung 4 dargestellt. Dem relativ trockenen Frühjahr folgten im Juli 2014 mit 45 mm Niederschlag die höchsten Niederschläge. Ab November 2014 wurde eine längere Trockenphase registriert. Die höchsten Niederschlagsmengen wurden im Folgejahr ebenfalls im Spätsommer mit 39 mm Niederschlag gemessen. Die Monate Mai, August sowie Ende Oktober 2015 waren durch geringe Niederschläge geprägt. Die Lufttemperatur stieg kontinuierlich von März 2014 bis August 2014 auf 26 °C. Im Januar 2015 erreichte die Temperatur mit – 7 °C ihren absoluten Tiefstwert. Ab Februar 2015 nahmen die Temperaturen erneut zu und stiegen bis Juli und August 2015 jeweils auf 29 °C. Nach einem folgenden Absinken der Lufttemperatur kam es im November 2015 noch einmal zu milden Temperaturen von 15 °C.

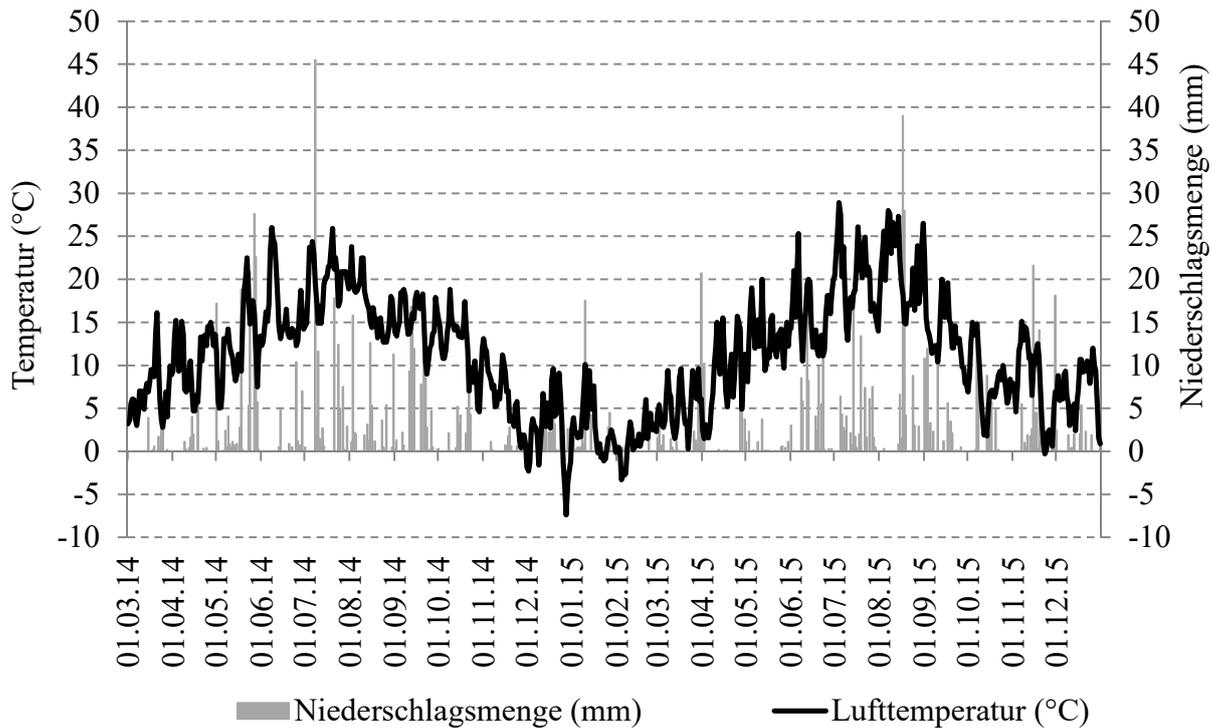


Abbildung 4: Verlauf der Lufttemperatur (°C) in 2 m Höhe und Niederschlagsmenge (mm) am Standort Nossen von März 2014 bis Dezember 2015.

3.2. Versuchsdurchführung

3.2.1. Lysimeterversuch Strip-Till

Auf den Lysimetern in Falkenberg wurde vor Versuchsbeginn im Herbst 2013 nach der Vorfrucht Weizen eine Zwischenfruchtmischung bestehend aus 50 % Welsches Weidelgras (*Lolium multiflorum* L. am.), 20 % Winterwicke (*Vicia villosa* Roth) sowie 30 % Inkarnatklee (*Trifolium incarnatum* L.) ausgesät. Folgende Versuchsvarianten wurden in zweifacher Wiederholung in den Lysimetern untersucht:

- ungedüngte Kontrolle
- Gülle-Strip-Till ohne NI
- ganzflächige Gülleapplikation ohne NI

Kurz vor der Gülleapplikation wurden die Lysimeter mittels Spaten auf ca. 6 cm Tiefe umgegraben, um die Zwischenfrüchte einzuarbeiten. Am 11. März 2014 erfolgte in den Lysimetern die organische Düngung. Es wurden hierzu drei Liter Rindergülle pro Lysimeter ausgebracht. Der Gesamt-N-Gehalt (N_t) der applizierten Gülle betrug 2,7 % entsprechend $81 \text{ kg } N_t \text{ ha}^{-1}$. Die Gülle für die Versuche 2014 hatten einen Trockensubstanzgehalt von 5,3 %.

Material und Methoden

Eine zusätzliche mineralische Düngung erfolgte nicht. Aufgrund der Dimensionierung der Gashauben und der Lysimeter wurden zwei Saatzeilen, jeweils 25 cm vom Rand entfernt angelegt. Der Mais hatte somit einen Reihenabstand von 50 cm. Dadurch konnte sowohl in der Reihe als auch in der Zwischenreihe die N₂O-Emission gemessen werden. Die Ablage- und Bearbeitungstiefe bei den Gülle-Strip-Till-Varianten erfolgte in einer Tiefe von 25 cm. Bei den ganzflächigen Ausbringungsvarianten erfolgte die Gülleapplikation in einer Tiefe von 6 - 8 cm mit einer sofortigen Einarbeitung mittels Spaten. Die Kontrollvarianten wurden auf eine Tiefe von ca. 6 cm mit dem Spaten umgegraben. Die Maisaussaat erfolgte auf den Lysimetern am 30. April 2014 mit 8 Pflanzen je Quadratmeter (Sorte: ES Bombastic). Im Lysimeter wurde auf eine mineralische N-Gabe verzichtet, um die N₂O-Emissionen nicht zu beeinflussen. Alle weiteren Pflanzenschutzmaßnahmen erfolgten einheitlich und ortsüblich nach Bedarf sowie an den Standorten Falkenberg und Lückstedt gleichzeitig. Die Maisernte fand am 22. September 2014 statt.

3.2.2. Parzellenversuch Strip-Till

Lückstedt

Im Versuchsjahr 2014 am Standort Lückstedt wurde vor Versuchsbeginn (Mitte Oktober 2013, nach der Weizenernte) eine nicht-legume abfrierende Zwischenfruchtmischung bestehend aus Phacelia (*Phacelia tanacetifolia* Benth.), Sonnenblume (*Helianthus annuus* L.), Lein (*Linum usitatissimum* L.) und Buchweizen (*Fagopyrum esculentum* Moench) in einer Saatstärke von 25 kg ha⁻¹ Mitte Oktober 2013 nach der Weizenernte ausgesät. Die Pflanzen froren über den Winter vollständig ab und bedeckten zur Applikationszeit den Boden. Alle Parzellen jeder Variante hatten innerhalb der Versuche die jeweils gleichen Vorfrüchte und wurden gleich behandelt und beerntet. Das Versuchsdesign besaß eine Ausdehnung von 120 m x 360 m und war eine vollständig randomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen. Jede Parzelle hatte eine Größe von 12 m x 20 m. Zwischen den Varianten wurde ein Schutzstreifen, von ebenfalls je 12 m x 20 m angelegt, auf denen keine Gülleausbringung erfolgte. So sollte eine Randbeeinflussung von der NH₃-Emission auf die Parzellen ausgeschlossen werden.

Folgende Versuchsvarianten wurden untersucht:

- ungedüngte Kontrolle
- Gülle-Strip-Till ohne NI
- Gülle-Strip-Till mit NI

Material und Methoden

- ganzflächige Gülleausbringung ohne NI
- ganzflächige Gülleausbringung mit NI

Als NI wurde die Wirkstoffkombination 1H-1,2,4 Triazol und 3- Methylpyrazol (Handelsname: Piadin[®] von SKW, Piesteritz, Deutschland) mit drei Liter pro Hektar in den entsprechenden Varianten eingesetzt. Die Varianten, denen NI beigefügt wurde, werden nachfolgend als stabilisierte Varianten bezeichnet, da der Stickstoff infolge der Behandlung nicht so schnell von Ammonium zu NO₃ umgesetzt wird. Der NI wurde der Gülle direkt bei der Befüllung des Güllefasses am Güllelagerbehälter zugesetzt, um eine gleichmäßige Verteilung innerhalb des Güllefasses zu gewährleisten. Das zugesetzte Piadin[®] war eine bereits vom Hersteller fertiggestellte Mischung zwischen aktiven Ingredienzien und Wasser. Das zugesetzte Volumen von 3 bzw. 5 Liter ha⁻¹ wurde bei den unbehandelten Varianten nicht durch Wasser ersetzt. Die Gülleapplikation erfolgte am 12. März 2014 mit einer Menge von 30 m³ Rindergülle pro Hektar. Der N_t-Gehalt der Gülle lag analog zum Lysimeterversuch bei 2,7 %. Der NH₄-Gehalt am Gesamt-N der Gülle betrug 48 %. Bei der ganzflächigen Gülleausbringung wurde die Gülle am Standort Lückstedt und Kossebau sofort in einer Tiefe von rund 6 - 8 cm mittels einer Kurzscheibenegge (AMAZONE Catros Pro, Hasbergen, Deutschland), die direkt mit einem Güllefass (21 m³, Holmer, Zunhamer, Traunreut, Deutschland) verbunden war, eingearbeitet. Auf 25 cm Tiefe arbeitende Schare lockerten in Lückstedt und Kossebau den Boden und applizierten zeitgleich die Gülle. Das Strip-Till-Gerät mit dem die Versuche durchgeführt wurden heißt XTill-S (Vogelsang) und bestand aus einem Scheibensech, Räumstern, Lockerungsschare einer Andruckrolle sowie einem Schar mit Injektionsdorn. Die Maiskörner wurden auf allen drei Standorten in ca. 5 cm Tiefe ausgesät, sodass sich diese ca. 15 - 20 cm oberhalb des Güllebandes befanden und mit den Wurzeln das Gülle-Depot erschließen konnten. Nach der Applikation konnte das Gülle-Depot in der entsprechenden Ablagetiefe mittels Spatenkontrolle wieder gefunden werden. Die Breite des bearbeiteten Streifens betrug ca. 20 cm. Unmittelbar in der Mitte des bearbeiteten Streifens befand sich das Gülleband. Die Aussaat der Maissorte „ES Bombastic“ erfolgte am 17. April 2014 mit 9 Körnern pro Quadratmeter und einer Reihenweite von 75 cm. Am 09. Mai 2014 wurde aufgrund des geringen N-Gehaltes der Rindergülle zusätzlich eine Mineraldüngung in Höhe von 70 kg N ha⁻¹ (Kalkammonsalpeter - KAS) vorgenommen. Die Maisernte erfolgte am 24. September 2014 mittels Parzellenerntetechnik. Die Pflanzenschutzbehandlung erfolgte einheitlich und ortsüblich nach Bedarf.

Kossebau

Im Versuchsjahr 2015 wurde am Standort Kossebau vor Versuchsbeginn (Spätsommer 2014) nach der Vorfrucht Wintergerste eine abfrierende Zwischenfruchtmischung bestehend aus 2 % Alexandrinerklee (*Trifolium alexandrinum* L.), 48 % Bitterlupinen (*Lupinus angustifolius* L.), 6 % Öllein (*Linum usitatissimum* L.), 9 % Krautiges Ramtillkraut (*Guizotia abyssinica* (L.F. Cass.)), 10 % Rauhafer (*Avena strigosa* Schreb.), 5 % Serradella (*Ornithopus sativus* Brot.), 18 % Sommerwicken (*Vicia sativa* L.) sowie 2 % Sparriger Klee (*Trifolium squarrosum* L.) ausgesät. Die Zwischenfruchtmischung ist über den Winter vollständig abgefroren und bedeckte den Boden.

Es wurde eine vollständig randomisierte Blockanlage mit vier Wiederholungen angelegt, in der die Blöcke nebeneinander angeordnet waren. Die Varianten entsprechen denen vom Versuch in Lückstedt 2014. Die Anlagengröße betrug 240 m mal 50 m und die Parzellengröße 12 m mal 50 m. Bei den stabilisierten Varianten wurde als NI Piadin[®] mit einer Aufwandmenge von fünf Litern pro Hektar eingesetzt.

Am 09. April 2015 wurden 30 m³ ha⁻¹ Rindergülle mit einem N_t-Gehalt von 3,3 kg N_t ausgebracht (99,9 kg N_t ha⁻¹). Die Gülle besaß einen Trockensubstanzgehalt von 6,3 %. Der NH₄-Gehalt am Gesamt-N betrug 45 %. Der Mais (Sorte: Ricardinio) wurde mit 8 Körnern m⁻² am 23. April 2015 ausgesät. Die Pflanzenschutzbehandlung erfolgte einheitlich und ortsüblich nach Bedarf. Am 22. Mai 2015 wurde eine Mineraldüngung mit 70 kg N ha⁻¹ (KAS) vorgenommen. Der Versuch wurde am 06. Oktober 2015 geerntet.

3.2.3. Parzellenversuche N-Injektion

Auf der Versuchsfläche in Nossen wurde nach der Vorfrucht Hafer die Winterweizensorte (*Triticum aestivum* L.) „Opal“ Anfang Oktober 2013 bzw. 2014 ausgesät. Hierbei handelt es sich um einen A-Weizen, also einen Qualitätsweizen. Die Saatstärke betrug in beiden Versuchsjahren 375 Körner je Quadratmeter. Es wurde keine mechanische Pflege vorgenommen. Die Pflanzenschutzbehandlung erfolgte einheitlich und ortsüblich nach Bedarf. Im Versuchsjahr 2014 betrug der N_{min}-Gehalt 14,3 kg ha⁻¹ sowie einen pH-Wert von 6,5. Im zweiten Versuchsjahr wurde ein N_{min}-Gehalt von 14,0 kg ha⁻¹ ermittelt und einen pH-Wert von 6,4. Die Versuchsfläche besitzt eine Ackerzahl von durchschnittlich 65. Es wurde eine Rohdichte von 1,2 g cm⁻³ angenommen (Robertson und Groffman 2007). Die Parzellengröße entsprach in beiden Versuchsjahren 3 m mal 10 m. Der Parzellenversuch wurde in einem komplett rando-

Material und Methoden

misierten Lateinischen Rechteck angelegt, in der jede Variante viermal wiederholt wurde. Folgende Versuchsvarianten wurden in Nossen untersucht:

- ungedüngte Kontrolle
- Streuen
- Injektion

Im Versuch wurden zwei mineralische N-Formen (KAS und Ammoniumsulfat-Harnstoff-Lösung- AHL) berücksichtigt. Das Streuen erfolgte mittels eines Parzellendüngerstreuers, welcher Kalkammonsalpeter (27 % N) als gekörntes Granulat, bestehend aus jeweils 13,5 % $\text{NH}_4\text{-N}$ sowie $\text{NO}_3\text{-N}$, oberflächlich ausbrachte. Bei der Injektionsvariante wurde mit einem Parzelleninjektors das flüssige AHL (20 % N; Handelsname: DOMAMON L26) appliziert, welches sich aus 6 % $\text{NH}_4\text{-}$ sowie aus 14 % Carbamid-N zusammensetzt. Die Applikationstiefe der Injektion betrug 6 cm. Bei der Injektion erfolgte im Unterschiede zur Variante Streuen eine Bodenstörung direkt um den Injektionsbereich herum. Die Düngerapplikation bei dieser Variante erfolgte durch die open slot Injektion. Das N-Depot ist bei dieser Art der Applikation den Witterungseinflüssen der Atmosphäre ausgesetzt, da das Depot entgegen dem Gülle-Strip-Till-Verfahren nicht vom Boden eingeschlossen ist. Mitte März 2015 wurde die Messung vom ersten Jahr des Injektionsversuchs abgeschlossen und auf dem Injektionsversuch eines anderen Teils der Versuchsfläche durchgeführt. Es wurde im Versuchsjahr 2014 auf den behandelten Varianten insgesamt eine N-Menge von 145 kg ha^{-1} ausgebracht. Im Versuchsjahr 2015 wurden 160 kg N ha^{-1} appliziert (Tab. 4). Der Dünger wurde in drei N-Teilgaben zu unterschiedlichen phänotypischen Stadien ausgebracht. Diese Phasen waren Bestockung (BBCH 21), Schossen (BBCH 31) und Ährenschieben (BBCH 55). Die erste N-Gabe orientierte sich an der BEFU-Berechnung und ergab für das Jahr 2014 bzw. 2015 eine N-Menge von 45 kg N ha^{-1} bzw. 60 kg N ha^{-1} . Bei BEFU handelt es sich um ein Düngeberatungs- und Bilanzierungsprogramm zur Berechnung der ersten N-Gabe des sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. In der zweite sowie in der dritten N-Gabe wurden jeweils 50 kg N pro Hektar ausgebracht. Die dritte N-Gabe erfolgte bei allen Varianten in beiden Jahren in KAS-Form. Tabelle 4 gibt Auskunft über die Applikationsmengen der Varianten der drei N-Teilgaben der einzelnen Jahre.

Tabelle 4: Düngemittelapplikation im Injektionsversuch in Nossen in den Versuchsjahren 2014 und 2015.

Applikation	N-Düngung in kg N ha ⁻¹			
	1. N-Gabe		2. N-Gabe	3. N-Gabe
	BBCH 21		BBCH 31	BBCH 55
	2014	2015		
ungedüngte Kontrolle	0	0	0	0
Streuen	45	60	50	50
Injektion	45	60	50	50

Die Ernte des Versuchs erfolgte mittels Parzellenmähdrescher Anfang August 2014 bzw. 2015. Eine Woche jeweils nach der Ernte erfolgte Stoppelbearbeitung mit einer Scheibenegge. Im Oktober wurde in beiden Jahren eine Tiefenlockerung mit dem Bodenmeißel und einer nachlaufender Walze vorgenommen und schließlich im November in einer Tiefe von 26 cm gepflügt.

3.3. Untersuchungsparameter und Methode

3.3.1. 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 in den Parzellenversuchen zum Gülle-Strip-Till im Frühjahr 2014 in Lückstedt bzw. 2015 in Kossebau direkt nach der Düngung. Es wurden viermal (in Lückstedt), dreimal (in Kossebau) und viermal (in Nossen) 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. Im Injektionsversuch in Nossen wurde abhängig von der Emissionsstärke in einem Zeitraum von drei bis vier Tagen gemessen. Die Messungen erfolgten dabei kontinuierlich von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang. Beide Messverfahren, die DTM und das Wechseln der Passivsammler, erfolgten in Anlehnung an Pacholski (et al. 2006). zeitlich parallel. Durch Messungen auf den Kontrollparzellen, die 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 Emissionen der Passivsammler in Absolutwerte (kg N ha^{-1}) überführt. Die Berechnung der NH_3 -Emission 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 (H_2SO_4) 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 -Verlusten der DTM wurden Umweltvariablen wie Lufttemperatur in einem Meter 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 NH_4 -Anteil der Gülle bei den Gülle-Strip-Till-Versuchen beziehungsweise den ausgebrachten N-Gehalt beim Injektionsversuch, geteilt.

3.3.2. Lachgasmessung

Die für die N_2O -Messung 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 kompletten Messreihe. Während der Vegetation wurden zwischen Bodenrahmen und Messhaube Verlängerungen eingefügt, sodass die Pflanzengröße die Mes-

sung nicht beeinflusste. Die N₂O-Messung in Falkenberg und in Kossebau erfolgte sowohl in der bearbeiteten Maisreihe als auch in der unbearbeiteten Maiszwischenreihe. Aufgrund des Reihenabstands sowie der Bearbeitungsunterschiede wurde bei allen betrachteten Varianten zwischen in der Maisreihe und der Zwischenmaisreihe unterschieden und gemessen. Aufgrund der Breite der bearbeiteten Fläche des Gülle-Strip-Gerätes umschließt der Messrahmen den bearbeiteten bzw. die unbearbeiteten Boden. In Nossen wurden jeweils zwei Weizenreihen in den Messrahmen eingeschlossen. Um einen durchgängigen und repräsentativen Überblick über die N₂O-Emissionen zu erhalten, wurden kontinuierliche Emissionsmessungen über die gesamte Vegetationsperiode durchgeführt. Dabei wurden die Intervalle nach Düngemittelapplikationen verkürzt. Nach zwei Wochen nach der Düngung wurde auf allen Standorten einmal wöchentlich gemessen. Ab Juli wurde im Gülle-Strip-Till-Versuch in den beiden Versuchsjahren 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 Labco Exetainer 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, der sich aus dem Quotienten der kumulierten Menge an N₂O von Messbeginn bis zur Ernte und der Menge an ausgebrachtem Dünger (in kg ha⁻¹) für die Standorte ergibt, 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.

Die Parameter Lufttemperatur, Bodentemperatur, WFPS sowie Niederschlagsmenge wurden mit den erhobenen Daten der N₂O-Emission zu jedem Messtermin auf allen Standorten in Beziehung gesetzt.

3.3.3. 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:

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

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.

3.4. Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Statistikprogramm SAS 9.3 (2012) nach dem linear gemischten Modell („proc mixed“). Das Modell wurde gewählt, weil es zufällige und fixe Effekte berücksichtigt, und so für eine zweifaktoriellen Varianzanalyse genutzt werden kann. Die Irrtumswahrscheinlichkeit wurde mit $p \leq 0,05$ festgelegt. Mit dem Shapiro-Wilk-Test wurden die erhobenen Daten auf Normalverteilung geprüft. Für die NH₃-Emission wurde der Einfluss der Haupteffekte, in Form der Faktoren „Ausbringungsart“ und „Nitrifikationsinhibitor“ sowie deren Wechselwirkung geprüft, wobei die ungedüngte Kontrolle für die Standorte Lückstedt sowie Kossebau nicht berücksichtigt wurde, da diese von den Emissionen subtrahiert wurde. Bei der N₂O-Emission wurden ebenfalls die Haupteffekte, in Form der Faktoren der „Ausbringungsart“ und der „Position (Reihe bzw. Zwischenreihe)“ und deren Interaktion geprüft, wobei für die Standorte Falkenberg und Kossebau nur die Varianten ungedüngte Kontrolle, Gülle-Strip Till ohne NI sowie ganzflächige Gülleausbringung ohne NI in die Analyse mit einbezogen wurden. Für den Standort Nossen wurde ebenfalls eine zweifaktorielle Varianzanalyse bei der NH₃-Emission, bezogen auf die zeitliche Differenzierung

Material und Methoden

der N-Gaben, 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.

4. Ergebnisse

In diesem Abschnitt werden die Ergebnisse der NH_3 -Emissionen sowie der N_2O -Emissionen in den Versuchsjahren 2014 und 2015 dargestellt und beschrieben. Dabei wird zwischen den Versuchen des Gülle-Strip-Till-Verfahrens und der N-Injektion unterschieden.

4.1. Ammoniakemission

4.1.1. Gülle-Strip-Till-Versuche

Im Versuchsjahr 2014 zeigten die vier betrachteten Varianten am Standort Lückstedt während der Messung einen ähnlichen NH_3 -Emissionsverlauf (Abb. 5). Bereits direkt nach der Applikation ist der tägliche NH_3 -Emissionsverlauf aller Varianten erkennbar. Nach einem Zeitraum von 70 Stunden nach Applikation waren sogar deutliche Unterschiede zwischen den Varianten erkennbar.

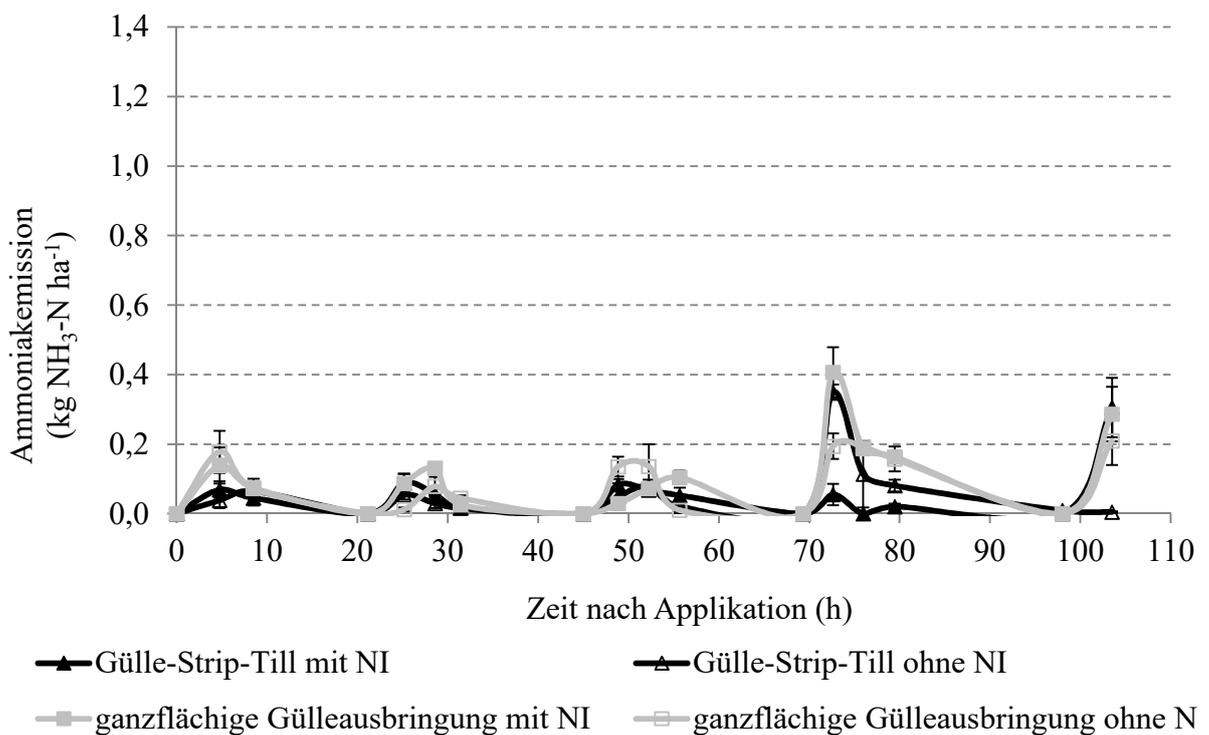


Abbildung 5: Verlauf der mittleren NH_3 -Emissionen nach der organischen Düngung am Standort Lückstedt im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler ($n=4$).

Die Ergebnisse am Standort Lückstedt zeigten signifikant höhere Gesamt- NH_3 -Emissionen bei der ganzflächigen Ausbringungsvariante im Vergleich zur Gülle-Strip-Till-Variante (Abb. 6, Tab. 5). Ein Einfluss des NI ließ sich nicht nachweisen. Mit 1,7 kg $\text{NH}_3\text{-N}$

Ergebnisse

ha⁻¹ war die Gesamtemission bei der stabilisierten ganzflächigen Gülleausbringung innerhalb der betrachteten Varianten am höchsten, gefolgt von der unstabilisierten Variante der ganzflächigen Ausbringung. Beide Gülle-Strip-Till-Varianten wiesen geringe NH₃-Emissionen auf (< 1 kg NH₃-N ha⁻¹). Die NH₃-Emissionen waren insgesamt bei allen Varianten auf einem geringen Niveau. Werden die berechneten Emissionsfaktoren hinzugezogen, ergibt sich das gleiche Bild, allerdings sind relative Emissionen 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 2,3 % für die unstabilisierte Variante.

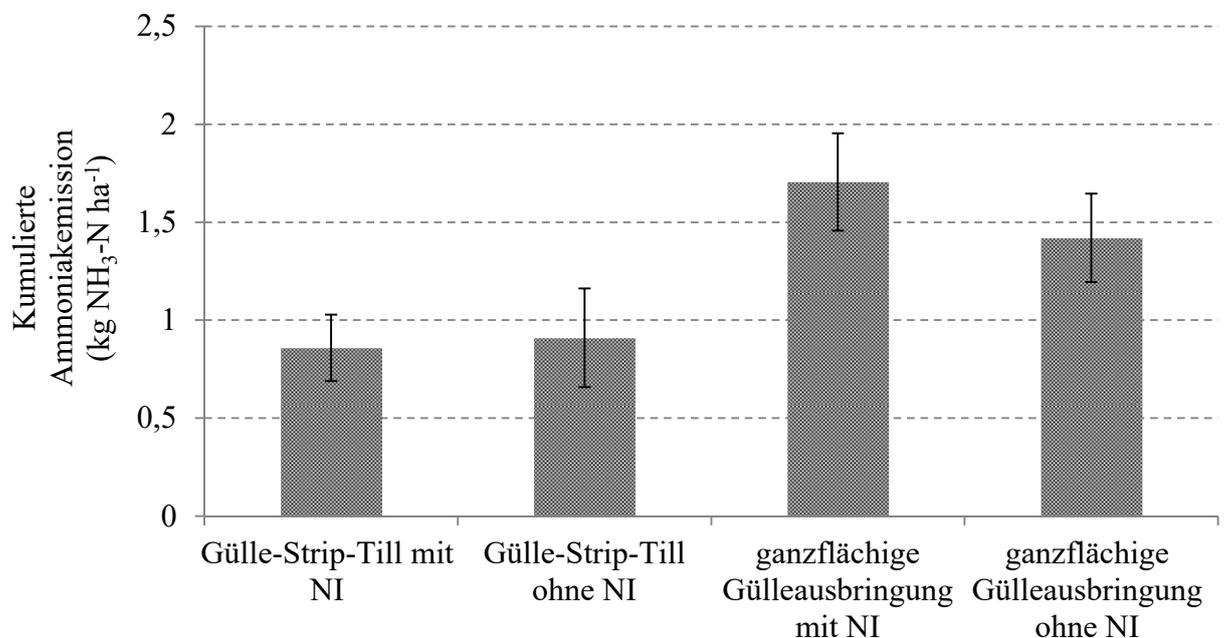


Abbildung 6: Mittelwerte der NH₃-Emissionen am Ende der Messperiode am Standort Lückstedt im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Am Standort Kossebau waren im Versuchsjahr 2015 bei den stabilisierten Varianten erst 17 Stunden nach der Applikation NH₃-Emissionen nachweisbar (Abb. 7). Am zweiten Versuchstag war bei allen betrachteten Varianten der größte Anstieg der NH₃-Emissionen zu beobachten.

Ergebnisse

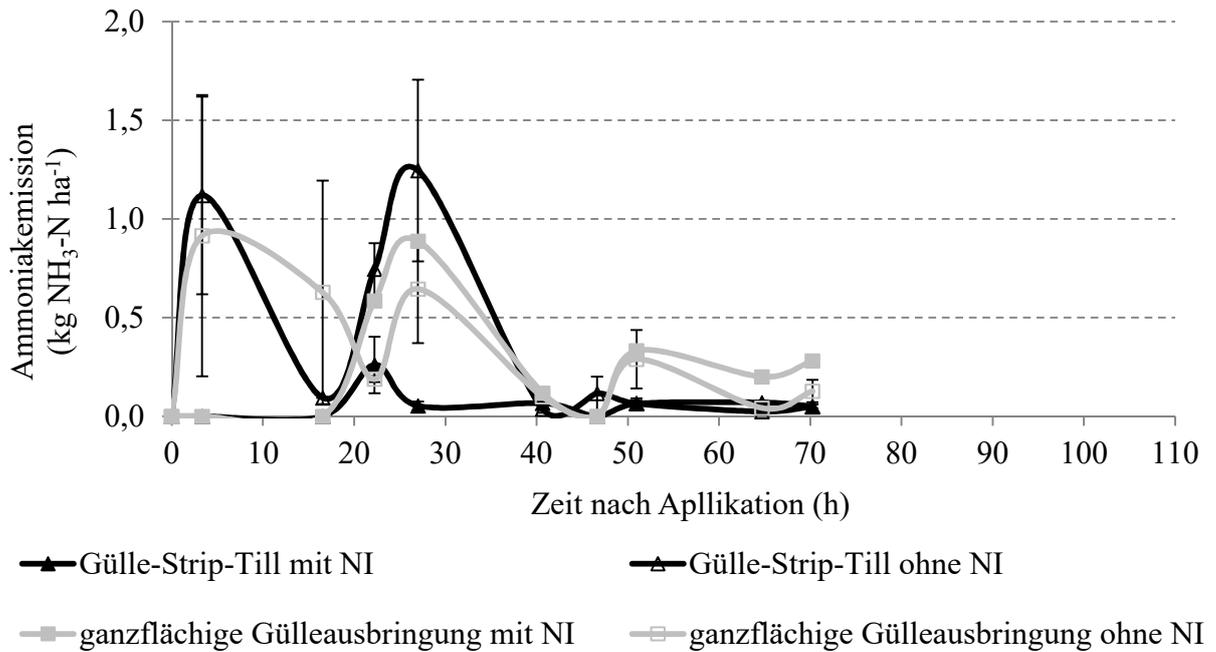


Abbildung 7: Verlauf der mittleren NH₃-Emissionen nach der organischen Düngung am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Eine signifikante Wechselwirkung von der kumulativen NH₃-Emission der Variante und NI lag in keinem der beiden Versuchsjahre vor. Die größten Emissionsverluste zeigte dabei die Variante Gülle-Strip-Till ohne NI mit 3,5 kg NH₃-N ha⁻¹ (Abb. 8). Die niedrigsten Emissionen waren beim Gülle-Strip-Till mit NI mit 0,6 kg NH₃-N ha⁻¹ nachweisbar. Der niedrigste Emissionsfaktor wurde somit in der Variante Gülle-Strip-Till mit NI mit 1,3 % ermittelt. Die emissionsstärkste Variante war die nicht stabilisierte Gülle-Strip-Till-Variante mit dem von allen Versuchsvarianten höchsten Emissionsfaktor von 7,8 %. Die beiden ganzflächigen Gülleausbringungsvarianten zeigten Emissionsfaktoren von 5,3 % bei der stabilisierten Variante und 6,5 % bei der nicht stabilisierten Variante. Bei einem Vergleich der Ergebnisse aus den Versuchsjahren 2014 und 2015 wird deutlich, dass in 2015 größere Schwankungen der NH₃-Emissionen auftraten. Insgesamt waren die NH₃-Emissionen in 2014 geringer als im Folgejahr. In beiden Jahren kam es nur innerhalb der Untersuchungstage zum Anstieg der Emission und nicht in der Nacht.

Ergebnisse

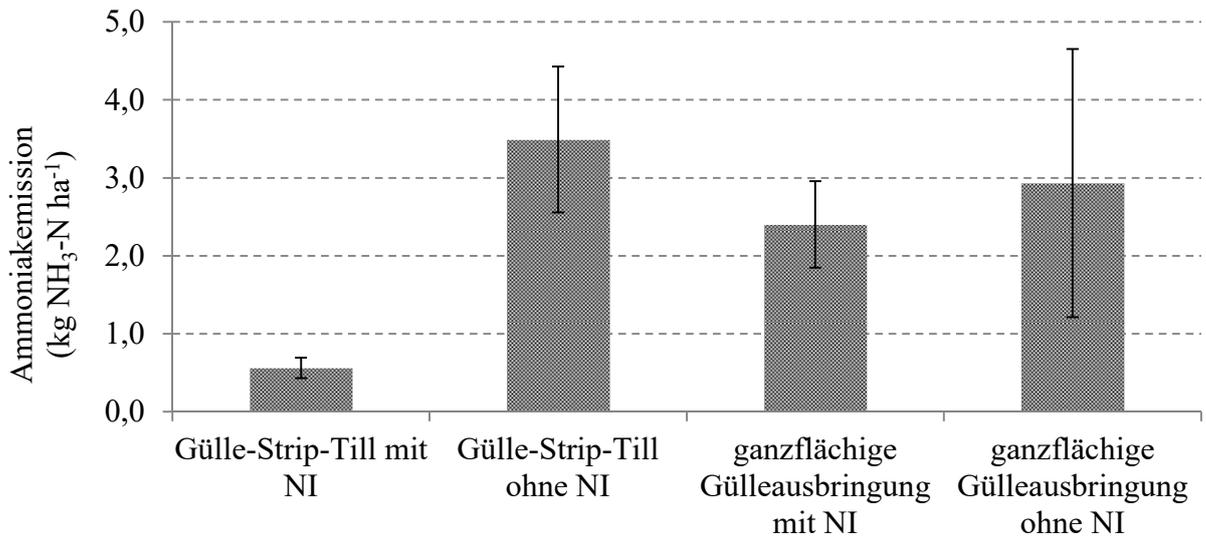


Abbildung 8: Mittelwerte der NH₃-Emissionen am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

In Kossebau 2015 gab es bei der zweifaktoriellen Varianzanalyse der Emission am Ende der Messperiode keine signifikanten Unterschiede der Varianten. Allerdings hatte hier der Einsatz des NI einen signifikant mindernden Einfluss auf die NH₃-Emission (Tab. 5).

Tabelle 5: F-Test der festen Effekte der NH₃-Emissionen am Ende der Messperiode an den Standorten Lückstedt und Kossebau. Die fettgedruckten Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).

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

4.1.2. N-Injektionsversuche

Im Jahr 2014 zeigte die erste N-Gabe der zwei betrachteten Varianten am Standort Nossen während der Messung einen ähnlichen NH_3 -Emissionsverlauf der beiden Varianten (Abb. 9). Acht 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.

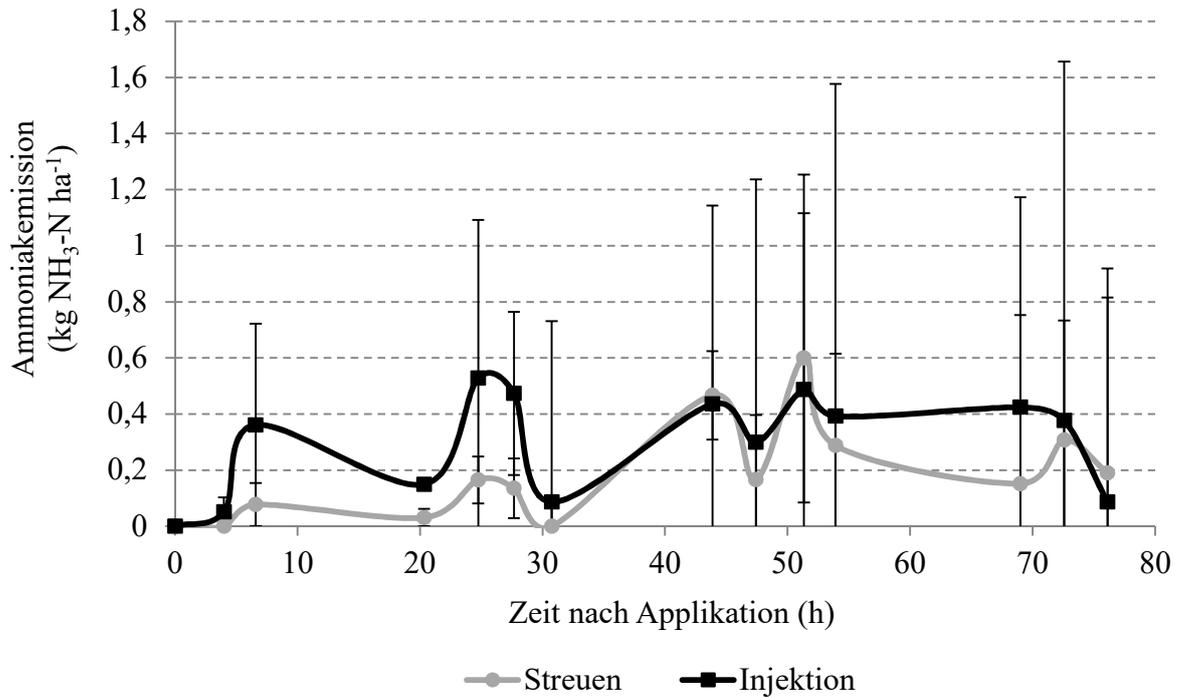


Abbildung 9: Verlauf der mittleren NH_3 -Emissionen nach der ersten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler ($n=4$).

Die zweite N-Gabe am Standort Nossen im Jahr 2014 zeigte einen ähnlichen NH_3 -Emissionsverlauf der zwei betrachteten Varianten (Abb. 10). 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 ein tägliches Emissionsmaximum jeweils immer zur Tagesmitte.

Ergebnisse

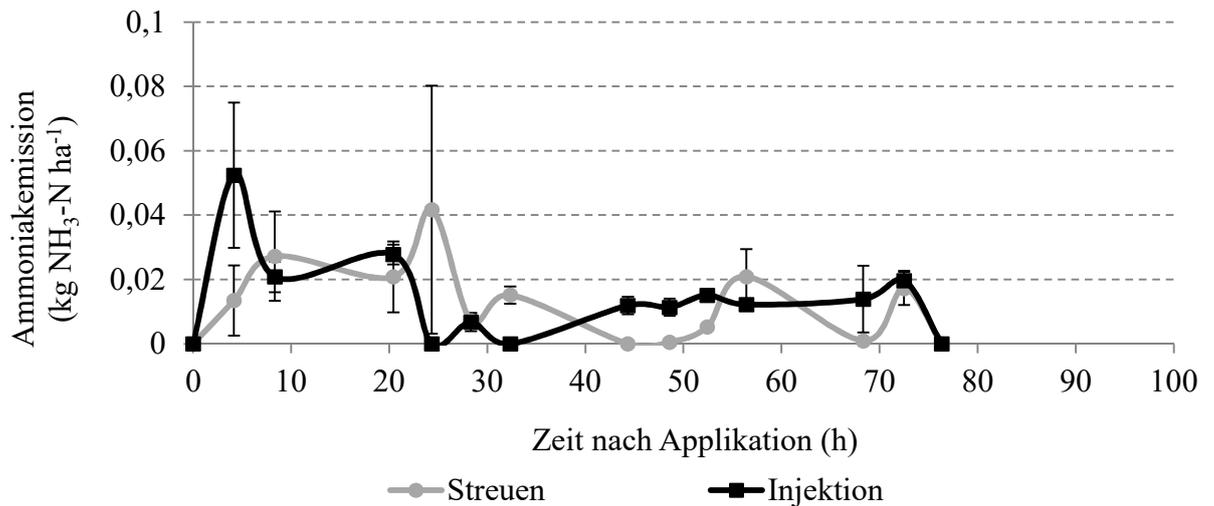


Abbildung 10: Verlauf der mittleren NH₃-Emissionen nach der zweiten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Mit 4,2 kg NH₃-N ha⁻¹ war die Emission bei der Variante Injektion nach vier Tagen der Messung am höchsten. Die Variante Streuen emittierte mit 2,6 kg NH₃-N ha⁻¹ deutlich weniger (Abb. 11). 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 der Injektionsvariante 9,2 % des ausgebrachten Stickstoffs als NH₃-N emittiert.

Am Ende der viertägigen Untersuchung emittierten beide Varianten auf einem ähnlichen hohen Niveau (Abb. 11). Mit 0,17 kg NH₃-N ha⁻¹ war die Gesamtemission bei der Variante Streuen am geringsten. Die NH₃-Emissionen der Variante Injektion waren mit 0,19 kg NH₃-N ha⁻¹ im Vergleich dazu etwas höher. Bei der Variante Streuen betrug der Emissionsfaktor nach der zweiten N-Gabe 0,3 %. Im Vergleich wurden bei der der Injektionsvariante 0,4 % des ausgebrachten Stickstoffs als NH₃-N emittiert. Die Emissionen am Standort Nossen im Jahr 2014 waren nach der zweiten N-Gabe deutlich geringer als die zur ersten N-Gabe am gleichen Standort.

Ergebnisse

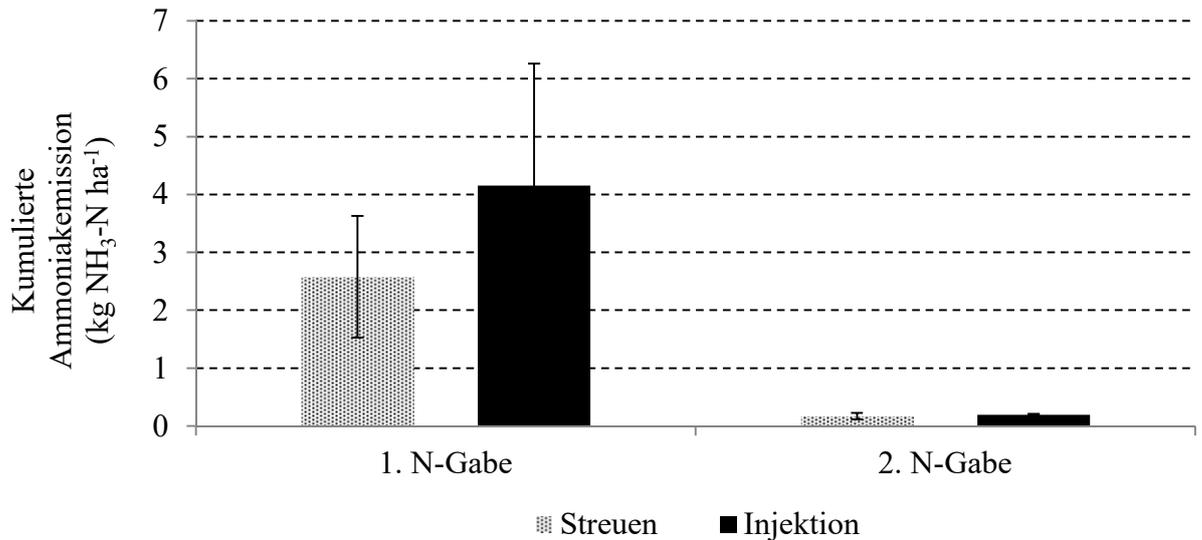


Abbildung 11: Mittelwerte der NH₃-Emissionen nach den ersten beiden N-Gaben am Ende der Messperioden am Standort Nossen im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Im Versuchsjahr 2015 wurden zur ersten N-Gabe bei beiden Varianten bereits 4 Stunde nach der Applikation NH₃-Emissionen erfasst (Abb. 12). Dabei waren am ersten Versuchstag bei allen betrachteten Varianten die höchsten NH₃-Emissionen nachweisbar. Im Vergleich der Varianten wurden bei der Injektionsvariante höhere Emissionen als bei der Variante Streuen erfasst. Im weiteren Verlauf zeigten sich kaum Unterschiede zwischen den Varianten. Das Maximum der NH₃-Emissionen lag im täglichen Verlauf bei Tagesmitte.

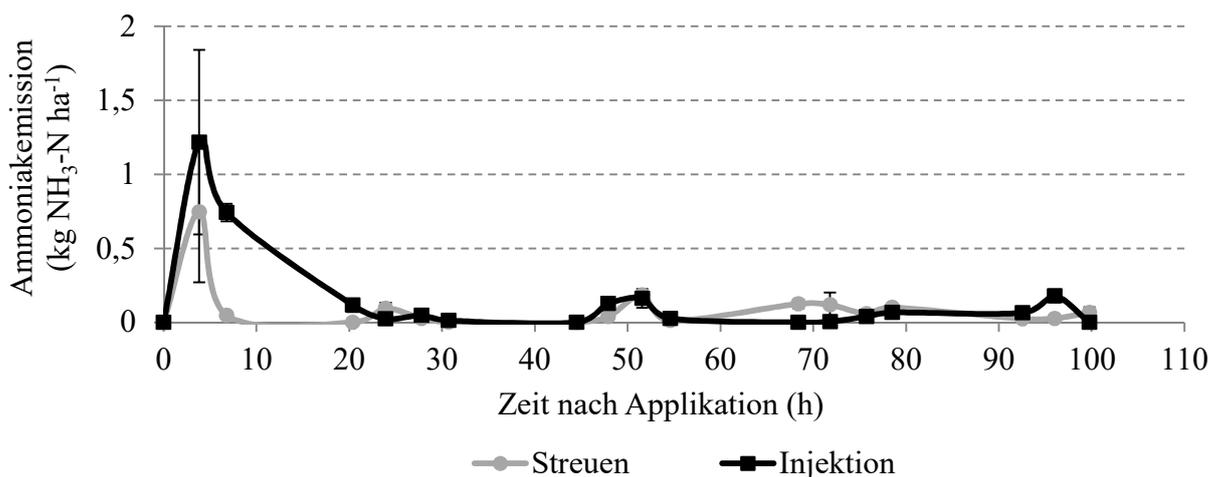


Abbildung 12: Verlauf der mittleren NH₃-Emissionen nach der ersten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Ergebnisse

Bei der zweiten N-Gabe 2015 in Nossen kam es lediglich bei der Variante Streuen zu einem größeren Emissionsanstieg sechs Stunden nach der Applikation (Abb. 13). Demgegenüber zeigte die Injektionsvariante deutlich niedrigere Emissionen als die Streuvariante.

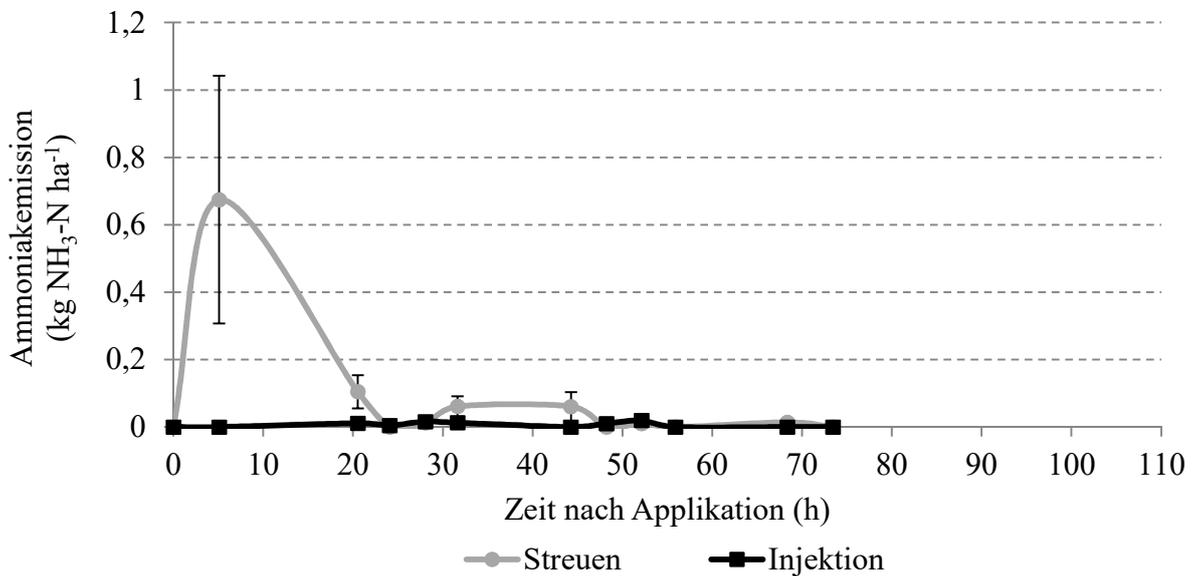


Abbildung 13: Verlauf der mittleren NH₃-Emissionen nach der zweiten mineralischen Düngung am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Die höchsten Emissionen im Versuchsjahr 2015 nach der ersten N-Gabe von 2,8 kg NH₃-N ha⁻¹ wurden bei der Variante Injektion und die niedrigsten mit 1,7 kg NH₃-N ha⁻¹ bei der Variante Streuen erfasst (Abb. 14). Demzufolge wies die Streuvariante einen niedrigeren Emissionskoeffizienten von 2,8 % auf während dieser bei der Injektionsvariante mit 4,7 % deutlich höher war.

Im gesamten Messzeitraum von vier Tagen zeigte die Variante Streuen nach der zweiten N-Gabe mit 0,9 kg NH₃-N ha⁻¹ im Vergleich zur Injektionsvariante (0,1 kg NH₃-N ha⁻¹) höhere NH₃-Emissionen (Abb. 14). Die berechneten Emissionsfaktoren lagen bei 1,9 % (Variante Streuen) und 0,2 % (Injektionsvariante). Bei einem Vergleich der Ergebnisse aus beiden N-Gaben 2015 wird deutlich, dass die erste N-Gabe, wie auch im Versuchsjahr 2014, zu deutlich höheren NH₃-Emissionen führte als die zweite N-Gabe. In beiden Versuchsjahren waren signifikante Unterschiede der NH₃-Emissionen zwischen ersten und zweiten N-Gabe nachweisbar (Tab. 6).

Ergebnisse

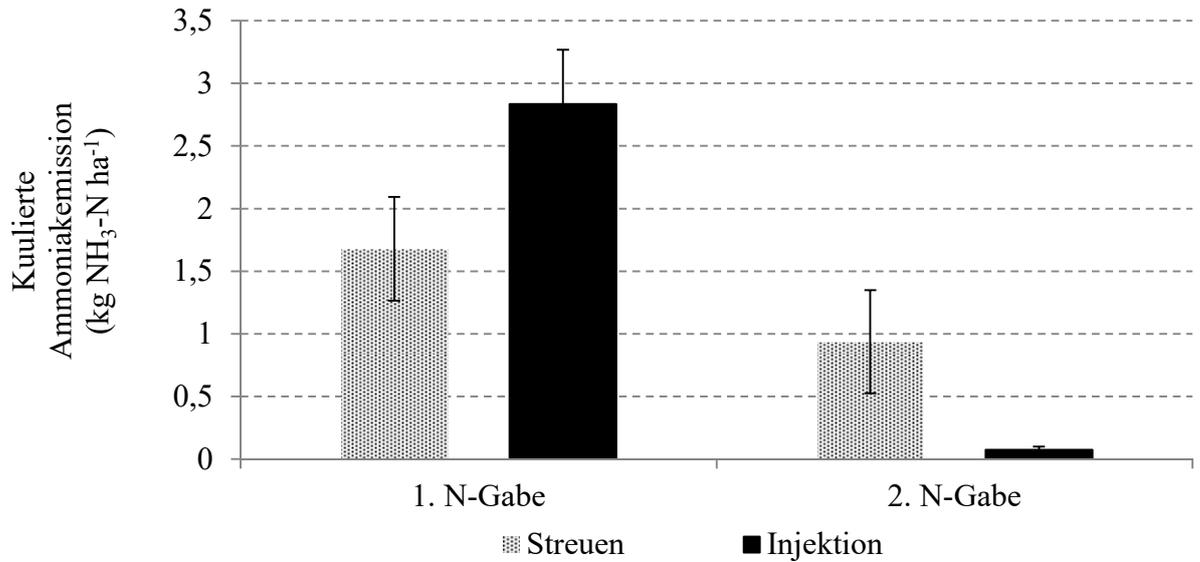


Abbildung 14: Mittelwerte der NH₃-Emissionen nach den ersten beiden N-Gaben am Ende der Messperioden am Standort Nossen im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Tabelle 6: F-Test der festen Effekte der NH₃-Emissionen am Ende der Messperiode am Standort Nossen für die Untersuchungen 2014 und 2015. Die fettgedruckten Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).

Effekt	2014	2015
	Pr> F	Pr> F
Variante	0,54	0,67
Ausbringungstermin	0,03	0,01
Variante*Ausbringungstermin	0,55	0,08

4.2. Lachgasemission

4.2.1. Gülle-Strip-Till-Versuche

Im Versuchsjahr 2014 zeigten die Lysimeteruntersuchungen (Falkenberg) hohe N_2O -Flüsse sowohl in der Reihe als auch in der Zwischenreihe mit einem deutlich steigenden Trend ab Mai (Abb. 15A). Dabei waren in der Reihe der ungedüngten Kontrolle im Vergleich zu den anderen Varianten zu vielen Messterminen bis zum August des Jahres höhere N_2O -Emissionen nachweisbar. Ab August war ein deutlich abnehmender Trend der Emissionen aller Varianten wieder um die Nulllinie der Emission zu beobachten. Die Unterschiede der N_2O -Emissionen in der Zwischenreihe zwischen den Varianten waren im Vergleich zur Reihe deutlich geringer (Abb. 15B). Im ersten Drittel des Untersuchungszeitraums waren häufig die Emissionen der ungedüngten Kontrolle am höchsten. Die größte Schwankungsbreite der N_2O -Emissionen wurde im Juli erfasst. Analog zur Reihe zeigten die N_2O -Emissionen in der Zwischenreihe ab August einen stark abnehmenden Trend. Es wurden bis zum Ende des Versuchszeitraumes keine nachweisbaren N_2O -Emissionen erfasst.

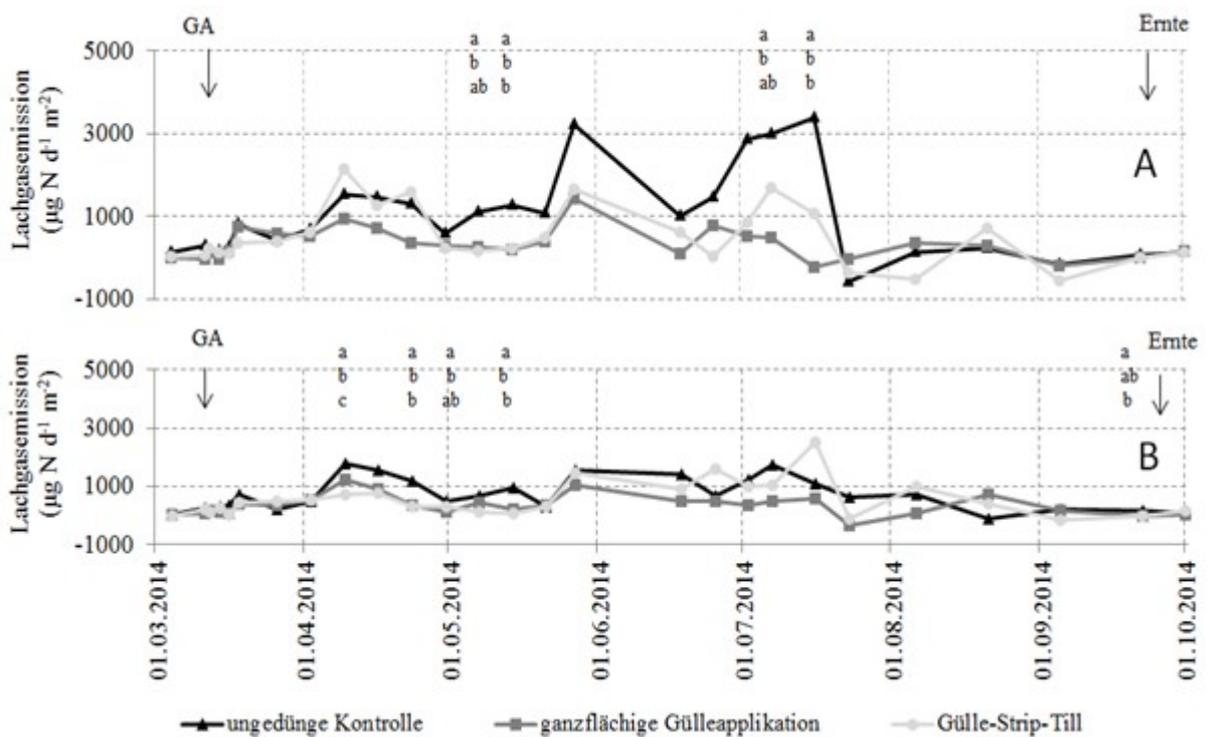


Abbildung 15: Median der N_2O -Flüsse in der Reihe (A) und in der Zwischenreihe (B) im Zeitraum März bis Oktober 2014 am Lysimeterstandort Falkenberg; GA = Gülleausbringung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten

Ergebnisse

($p \leq 0,05$). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.

Es konnte weder der Einfluss von der Reihe noch die Interaktion beider Faktoren auf diesem Standort nachgewiesen werden. Die höchsten kumulierten Emissionen ($2,1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) wurden in der Reihe der ungedüngten Kontrollvariante und die geringsten Emissionen ($0,7 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) bei der ganzflächigen Gülleapplikation ermittelt (Abb. 16). In der Gülle-Strip-Till-Variante war eine Emission von $1,0 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ nachweisbar.

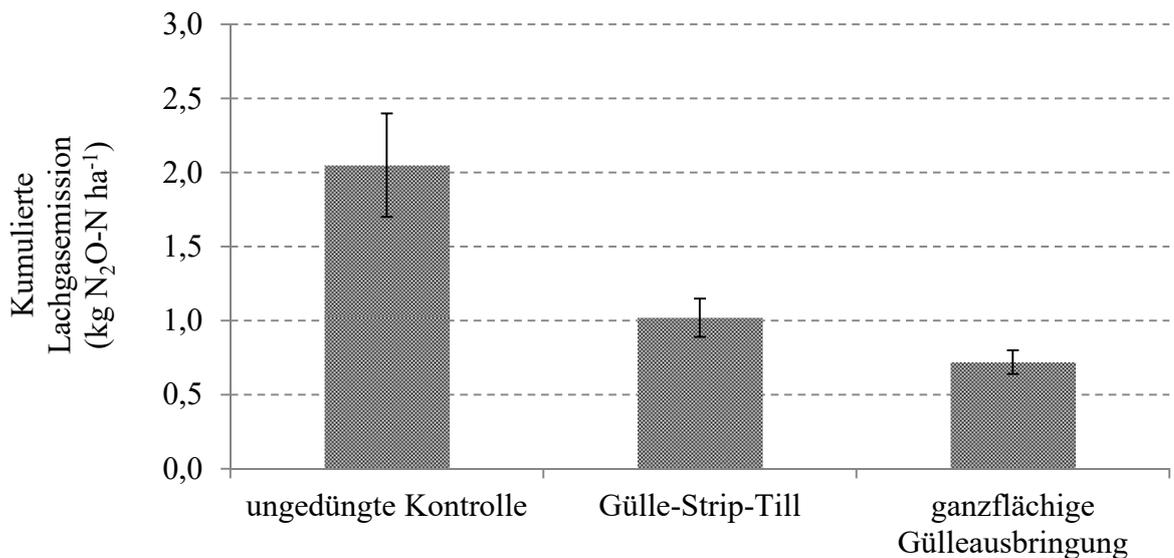


Abbildung 16: Kumulierte N₂O-Emission in der Reihe am Ende der Messperiode am Lysimeterstandort Falkenberg im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=2).

In der Zwischenreihe der ungedüngten Kontrolle wurden über den gesamten Messzeitraum in 2014 mit insgesamt $1,5 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ die höchsten Emissionen ermittelt (Abb. 17). Die Gasmessungen in der Zwischenreihe zeigten die niedrigsten Emissionen ($0,8 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) bei der ganzflächigen Gülleapplikation. Demgegenüber wurden bei der Gülle-Strip-Till-Variante in der Zwischenreihe höhere Emissionen von $1,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ erfasst.

Ergebnisse

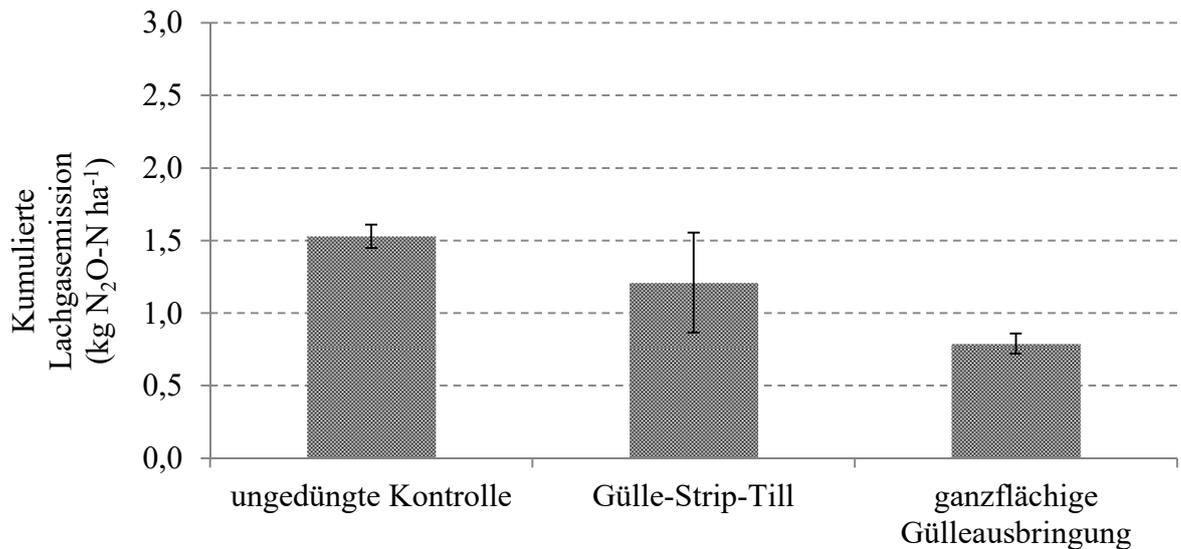


Abbildung 17: Kumulierte N₂O-Emission in der Zwischenreihe am Ende der Messperiode am Lysimeterstandort Falkenberg im Jahr 2014. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=2).

Die Gasmessungen in der Reihe zeigten im Versuchsjahr 2015 (Standort Kossebau) bei der Variante Gülle-Strip-Till einen Emissionspeak im Mai (Abb. 18A). Ebenso war bei der Variante der ganzflächigen Gülleausbringung ein Peak der N₂O-Emissionen, allerdings zeitlich versetzt im Juni, zu beobachten. Ab August des Versuchsjahres war ein ähnlicher Verlauf der N₂O-Emissionen aller Versuchsvarianten nachweisbar, die sich jedoch auf einem unterschiedlich hohen Niveau bewegten. Auffallend war, dass ab Juli die ungedüngte Kontrolle bei fast allen Messterminen die höchsten N₂O-Emissionen aufwies. Die N₂O-Messungen in der Zwischenreihe ergaben bei allen betrachteten Varianten einen vergleichbaren -Verlauf bis Mitte Juni mit sehr geringen N₂O-Emissionen nahe der Nachweisgrenze (Abb. 18B). Die höchsten N₂O Emissionen waren Anfang Juli bei der ganzflächigen Gülleausbringungsvariante feststellbar. Ab Mitte August nahmen die N₂O-Emissionen aller Varianten wieder bis nahe der Nachweisgrenze ab und bewegten sich um die Nulllinie der N₂O-Emission.

Ergebnisse

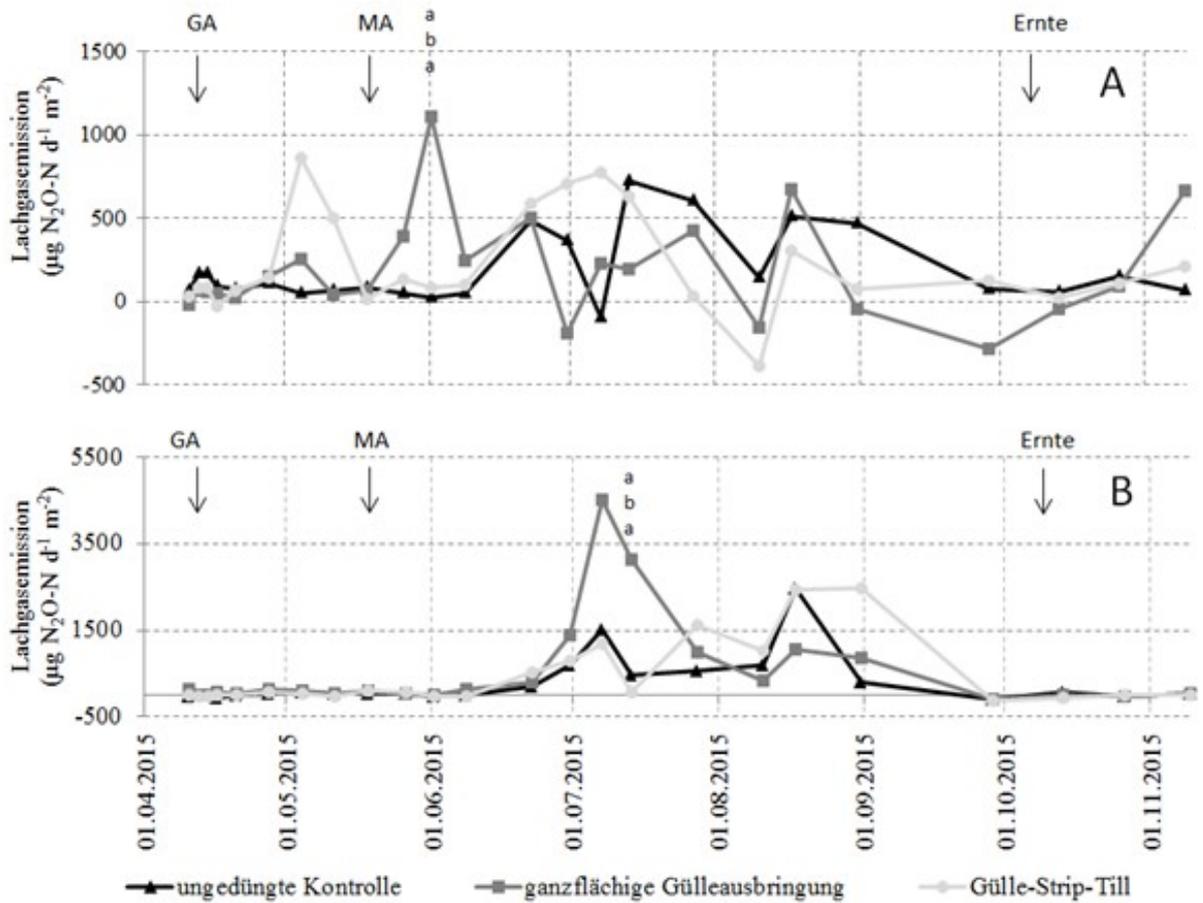


Abbildung 18: Median der N_2O -Flüsse in der Reihe (A) und in der Zwischenreihe (B) im Zeitraum April bis November 2015 am Standort Kossebau; GA = Gülleausbringung, MA= mineralische Düngung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten ($p \leq 0,05$). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.

Insgesamt wurden im Versuchsjahr 2015 die höchsten N_2O -Emissionen in der Reihe der ungedüngten Kontrolle mit einer kumulierten Menge von bei $0,5 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$ erfasst (Abb. 19). Die beiden Varianten Gülle-Strip-Till und ganzflächige Gülleapplikation zeigten kumulierte N_2O -Emissionen von $0,4 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$ und $0,3 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$.

Ergebnisse

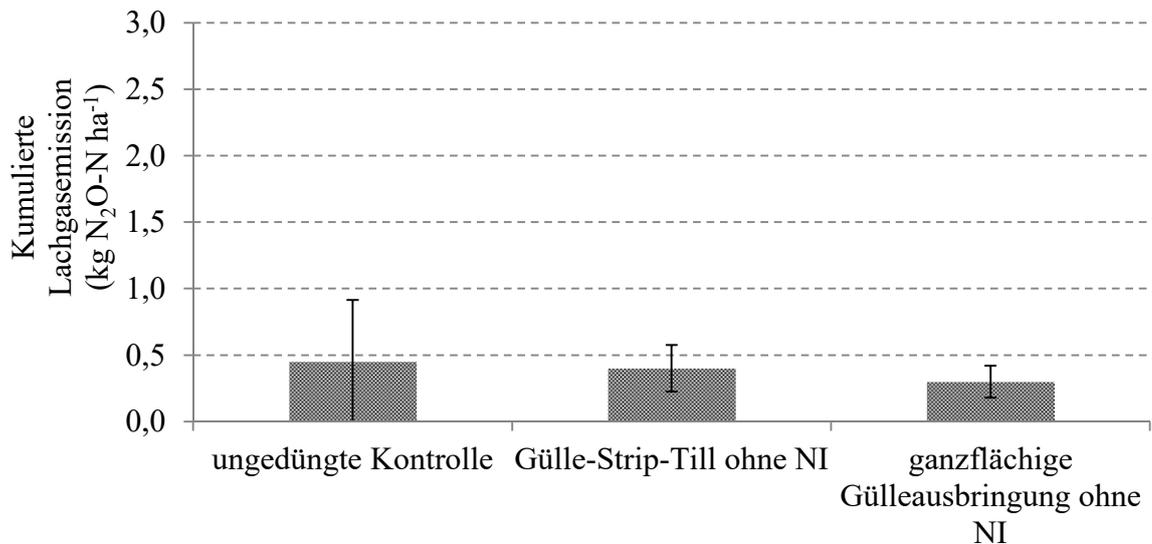


Abbildung 19: Kumulierte N₂O-Emission in der Reihe am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

In der Zwischenreihe in Kossebau wurden, im Gegensatz zur Reihe, die geringsten Emissionen ($0,7 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) bei der ungedüngten Kontrolle gemessen (Abb. 20). Die höchsten Emissionen wurden bei der Gülle-Strip-Till-Variante mit $1,3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ ermittelt. Bei der ganzflächigen Gülleapplikation wurden Emissionen von $1,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ erfasst.

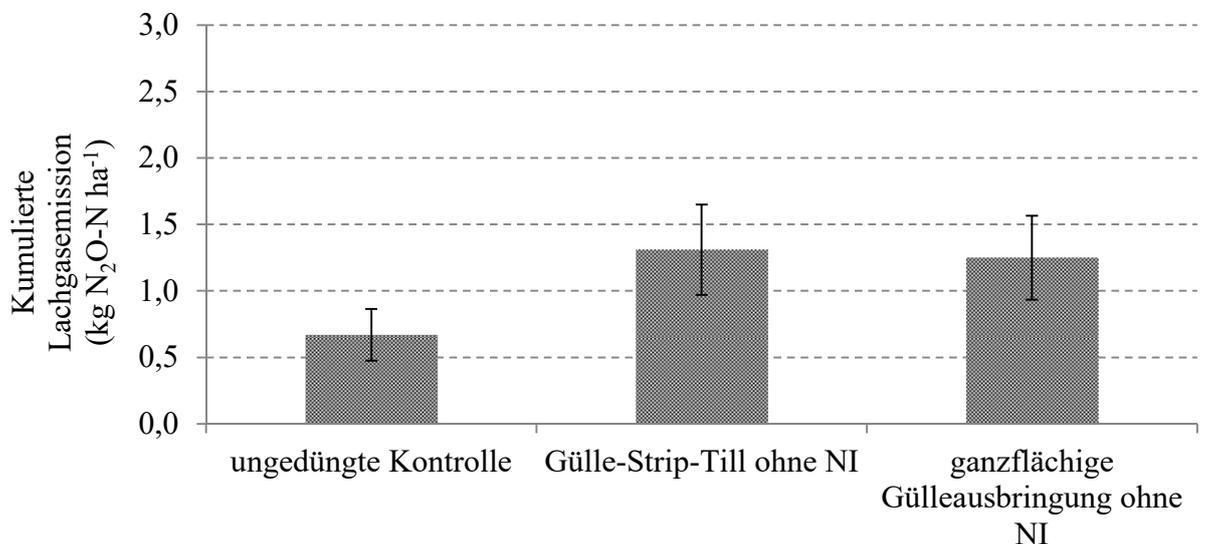


Abbildung 20: Kumulierte N₂O-Emission in der Zwischenreihe am Ende der Messperiode am Standort Kossebau im Jahr 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Anhand der zweifaktoriellen Varianzanalyse aller N₂O-Messungen im Versuchsjahr 2014 konnte ein signifikanter Einfluss der Ausbringungsart nachgewiesen werden (Tab. 7). Dabei

Ergebnisse

emittierte jedoch die ungedüngte Kontrolle signifikant mehr an N₂O-Emission als die beiden anderen betrachteten Varianten.

Tabelle 7: F-Test der festen Effekte für die N₂O-Emission am Ende der Messperiode an den Standorten Falkenberg und Kossebau. Fettgedruckte Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).

Effekt	Falkenberg Pr> F	Kossebau Pr> F
Variante	0.04	0.76
Reihe	0.72	0.04
Variante*Reihe	0.50	0.39

Im Ergebnis der statistischen Auswertung zeigten sich am Standort Falkenberg keine signifikanten Unterschiede der N₂O-Emissionen zwischen Reihe und Zwischenreihe. Weiterhin war kein signifikanter Effekt beider geprüfter Einflussgrößen (Variante und Reihe/Zwischenreihe) auf die N₂O-Emissionen nachweisbar. Allgemein waren die N₂O-Emissionen insgesamt an beiden Versuchsstandorten auf einem niedrigen Niveau.

Im Gegensatz zum Versuchsjahr 2014 wurde in 2015 ein signifikanter Reiheneffekt der N₂O-Emissionen nachgewiesen werden (Tab. 8). Zu signifikanten Wechselwirkungen zwischen der Variante und Reihe kam es bei beiden Standorten nicht. In der Tabelle 8 sind die Pearson Korrelationskoeffizienten (r) und der p -Wert für die Standorte Falkenberg ($n=81$) und Kossebau ($n=72$) dargestellt. Am Standort Falkenberg besaßen die betrachteten Parameter in der Reihe keinen signifikanten Einfluss auf die N₂O-Emission. In der Zwischenreihe wurden tendenziell ($p=0,053$) mit steigender Bodentemperatur (5 cm Tiefe) zunehmende N₂O-Emission erfasst ($r=0,22$). Im Parzellenversuch 2015 (Kossebau) korrelierte die N₂O-Emission in der Reihe positiv mit der Bodentemperatur ($r=0,43$, Tab. 8). Positive Korrelationen bestanden zudem zwischen N₂O-Emission in der Zwischenreihe zur Bodentemperatur ($r=0,50$) und zur Lufttemperatur ($r=0,61$). Der Niederschlag hatte zudem eine Tendenz die N₂O-Ausbildung zu beeinflussen.

Ergebnisse

Tabelle 8: Pearsonsche Korrelationskoeffizienten für die Standorte Falkenberg und Kossebau. Die Parameter Luft-, Bodentemperatur, Niederschlag sowie WFPS wurden mit dem N₂O-Fluss jeden Messtermins korreliert und als r bzw. p-Wert für die Reihe (R) und für die Zwischenreihe (ZR) aufgeführt. Fett geschriebene Zahlen zeigen eine Signifikanz an ($p \leq 0,05$).

Parameter	Falkenberg (n=81)				Kossebau (n=72)			
	R		p-Wert		R		p-Wert	
	R	R	ZR	ZR	R	R	ZR	ZR
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

4.2.2. N-Injektionsversuche

In beiden Versuchsjahren wurden deutliche Unterschiede der N₂O-Emissionen beobachtet. Hohe N₂O-Emissionen mit einem steigenden Trend wurden im Versuchsjahr 2014 bei allen Varianten ab Mai nachgewiesen (Abb. 21). Signifikante Unterschiede der N₂O-Emissionen zwischen den Varianten waren nur am ersten Tag nach der Düngung feststellbar. Hier zeigte die KAS-Variante im Vergleich zu den anderen beiden Varianten höhere Emissionen. Für den gesamten Messzeitraum waren jedoch keine signifikanten N₂O-Emissionunterschiede zwischen den Varianten nachweisbar. Zwischen Juni und Juli waren bei allen Varianten einige schwächere N₂O-Peaks zu beobachten, die bei der Variante Streuen am stärksten ausgeprägt waren. Ab Mitte August war ein abnehmender Trend der N₂O-Emissionen feststellbar. Im Winterzeitraum waren die N₂O-Emissionen auf einem sehr niedrigen Niveau bewegten sich um die Nulllinie.

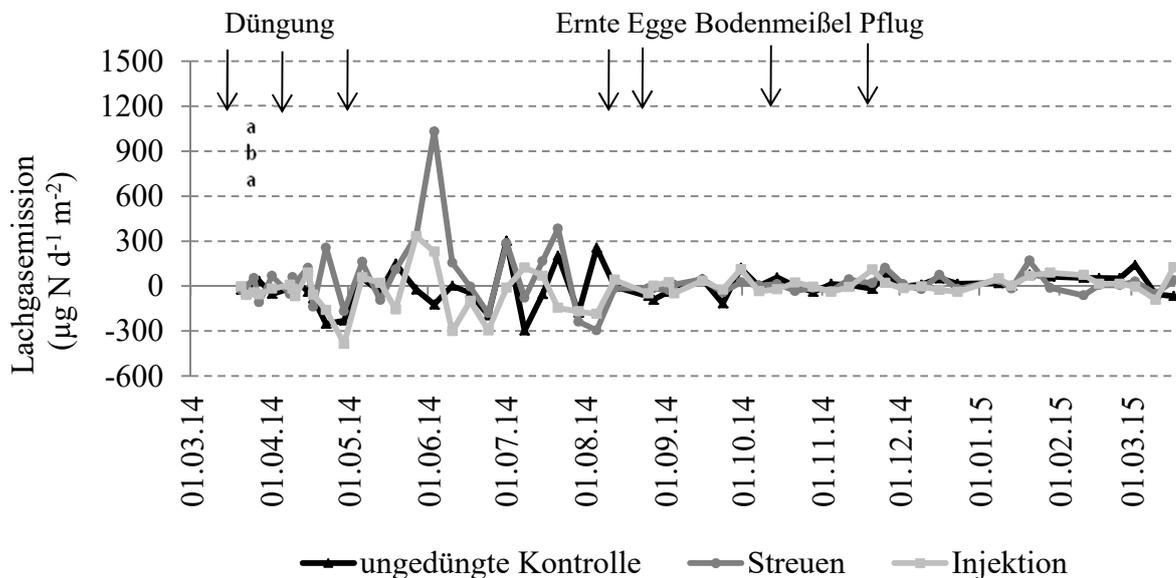


Abbildung 21: Median der N₂O-Flüsse im Zeitraum März 2014 bis März 2015 am Standort Nossen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten ($p \leq 0,05$). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.

Ergebnisse

Die Variante Streuen wies im Zeitraum von März bis zur Ernte im August 2014 mit $135 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ von allen Varianten die höchsten Emissionen auf (Abb. 22). Bei den Varianten der Kontrolle und der Injektion war eine Aufnahme von N_2O mit $-45 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ bzw. $-73 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ feststellbar.

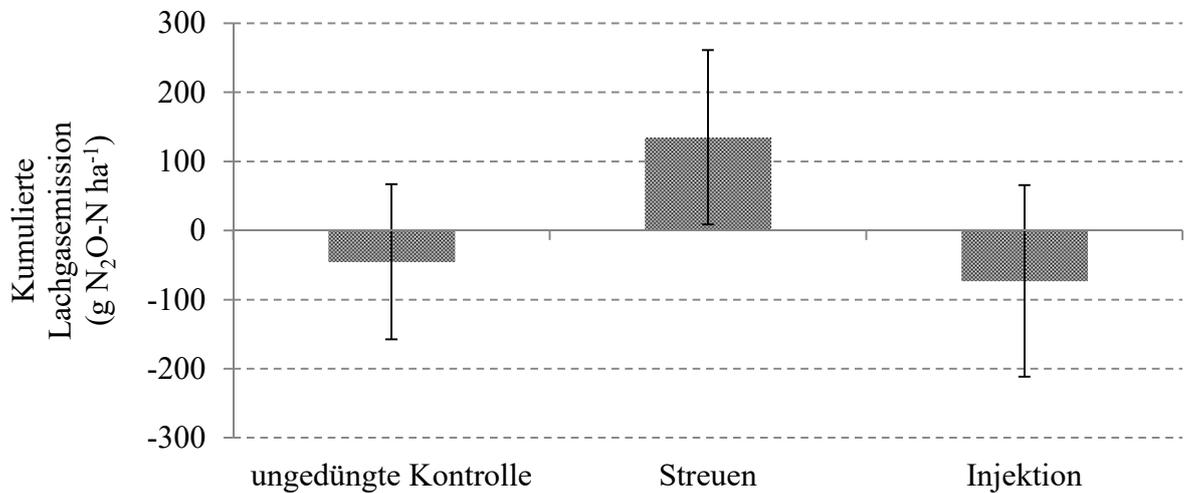


Abbildung 22: Mittelwerte der Lachgasemission von März 2014 bis zur Ernte im August 2014 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Die Kontrollvariante zeigte von allen Varianten mit $45 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ die höchsten Nachernte-Emissionen (Zeitraum von der Ernte bis zum Ende der Messung im März 2015) (Abb. 23). In der Variante Streuen wurden mit $8 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ die geringsten Nachernte-Emissionen ermittelt. Bei der Injektionsvariante waren Emissionen von $23 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ im Nacherntezeitraum feststellbar.

Ergebnisse

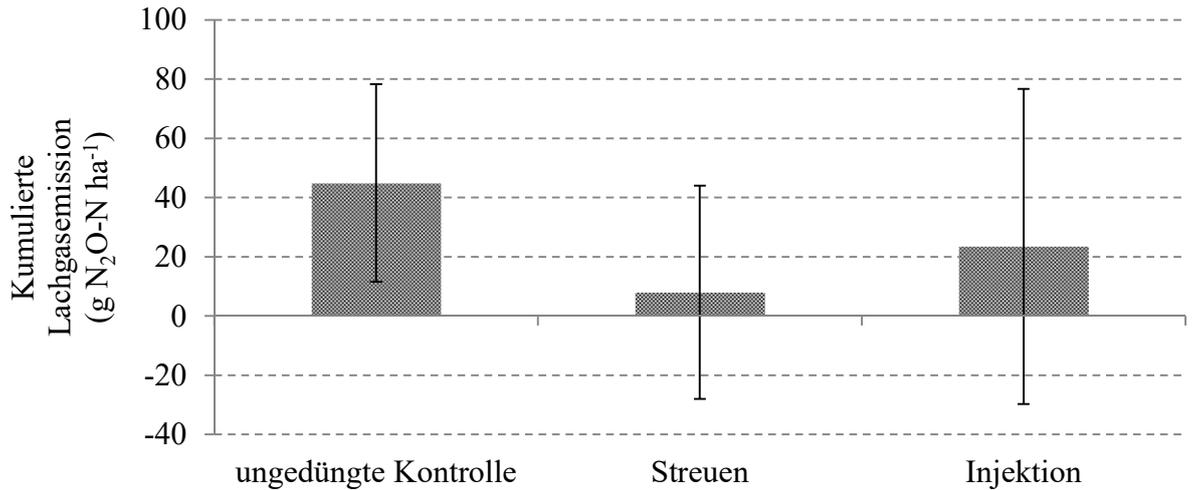


Abbildung 23: Mittelwerte der Lachgasemission ab der Ernte bis zum Ende der Untersuchung am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Für den gesamten Untersuchungszeitraum zeigte mit insgesamt $143 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ die Variante Streuen die höchsten Emissionen (Abb. 24). Die Varianten der Kontrolle und Injektion waren demgegenüber mit $-0,4 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ bzw. $-49 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ als N_2O -Senken anzusehen.

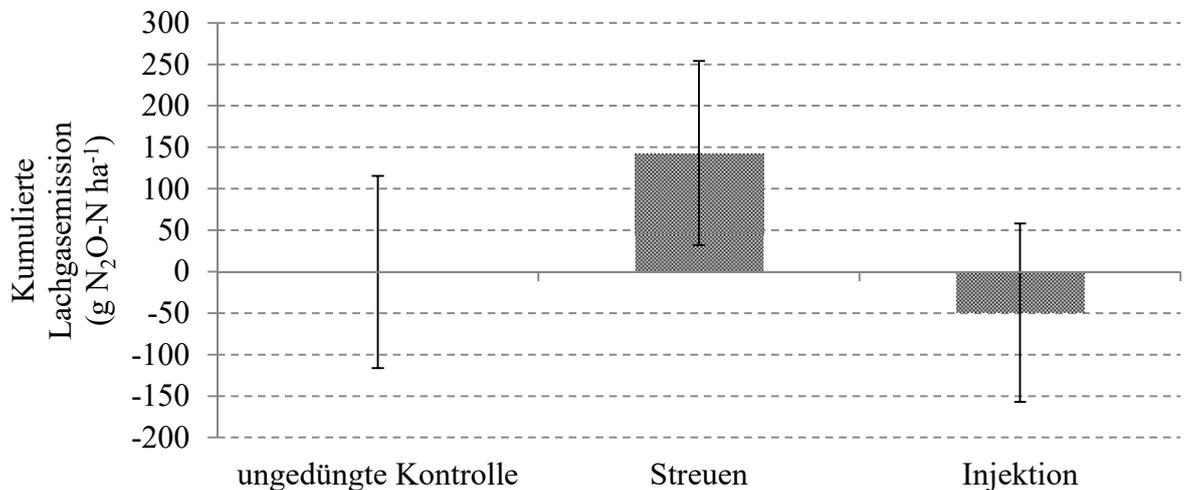


Abbildung 24: Mittelwerte der Lachgasemission am Ende der Messperiode am Standort Nossen im Untersuchungszeitraum vom März 2014 bis März 2015. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

Im Versuchsjahr 2015 zeigten sich nach der Applikation des mineralischen Düngers kurzzeitige N_2O -Peaks mit signifikanten Unterschieden zwischen den einzelnen Versuchsvarian-

Ergebnisse

ten (Abb. 25). Im Zeitraum nach der Düngung bis Ende Juni wurden bei der Injektionsvariante im Vergleich zum Streuen zum Teil signifikant höhere N_2O -Emissionen nachgewiesen. Die höchsten N_2O -Emissionen wurden bei allen Varianten während der Vegetationsperiode (Mai bis Juli) beobachtet. Vergleichbar zum Vorjahr waren die höchsten N_2O -Emissionen im Versuchsjahr 2015 nach der dritten N-Düngergabe feststellbar mit maximalen Werten von $1128 \mu\text{g N}_2\text{O-N d}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (Injektion) und $905 \mu\text{g N}_2\text{O-N d}^{-1} \text{ m}^{-2}$ (Streuen) Mitte Juni. Danach zeigte sich ein stark abfallender Trend. In der ungedüngten Kontrollvariante wurden mit $247 \mu\text{g N}_2\text{O-N d}^{-1} \text{ m}^{-2}$ die höchsten Emissionen im Juli erfasst. Bei allen Versuchsvarianten wurden keine nennenswerten N_2O -Emissionen im Zeitraum nach der Ernte nachgewiesen und bewegten sich um die Nulllinie.

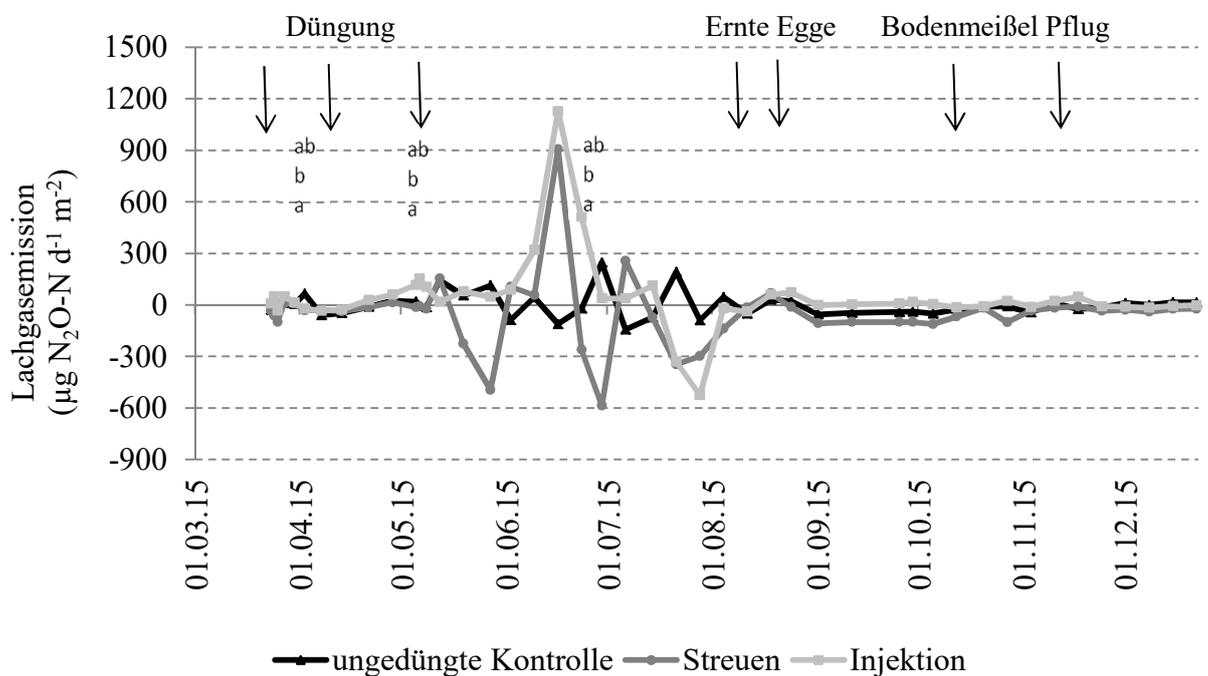


Abbildung 25: Median der N_2O -Flüsse im Zeitraum März 2015 bis Dezember 2015 am Standort Nossen. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Varianten ($p \leq 0,05$). Die Reihenfolge der Buchstaben bezieht sich dabei auf die Abfolge der Varianten in der Legende.

Kumuliert für den Versuchszeitraum von März 2015 bis August 2015 wurden mit $117 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ die signifikant höchsten Emissionen bei der Injektion ermittelt (Abb. 26). Die ungedüngte Kontroll-Variante zeigt Emissionen von $14 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ und die Streu-Variante von $-69 \text{ g N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ und war demnach als N-Senke einzuschätzen.

Ergebnisse

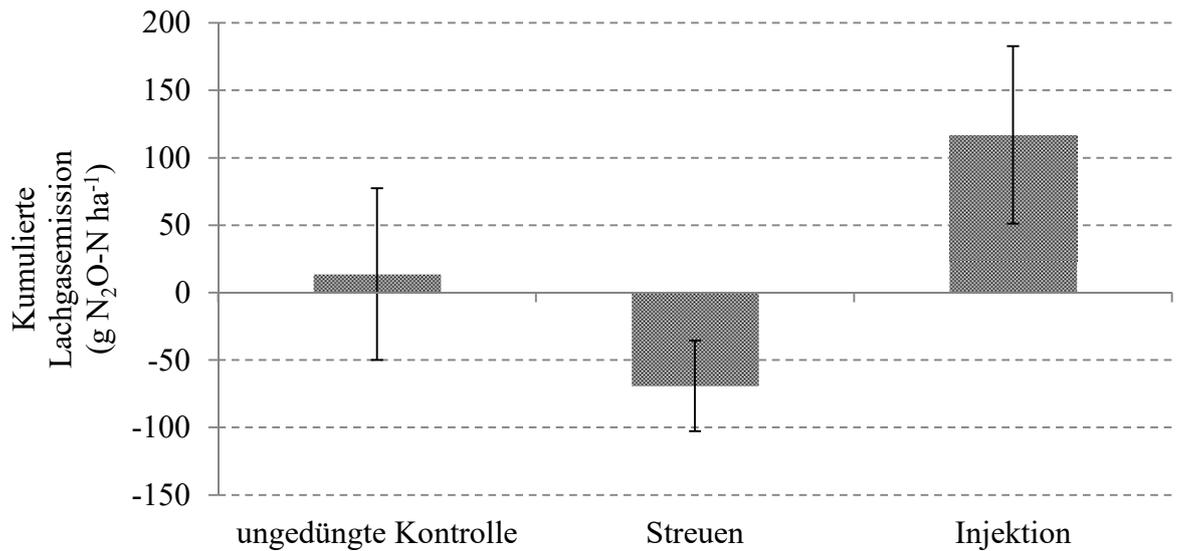


Abbildung 26: Mittelwerte der N₂O-Emission von der ersten Applikation bis zur Ernte im August 2015 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4). Im gesamten Untersuchungszeitraum inklusive des Zeitraumes nach der Ernte (März 2015 bis Dezember 2015) waren mit 9 g N₂O-N ha⁻¹ die signifikant höchsten Emissionen bei der Injektions-Variante nachweisbar (Abb. 27). Die Varianten Kontrolle und Streuen wiesen kumulierte Emissionen von jeweils -11 g N₂O-N ha⁻¹ und -143 g N₂O-N ha⁻¹ auf und sind demzufolge als Senken einzuschätzen. Im Vergleich der beiden Jahre war zu erkennen, dass im Versuchsjahr 2014 die Variante Streuen die Variante mit der höchsten N₂O-Emission während des Untersuchungszeitraums war. Im Jahr 2015 war die Variante Injektion die Variante mit der größten N₂O-Emission.

Ergebnisse

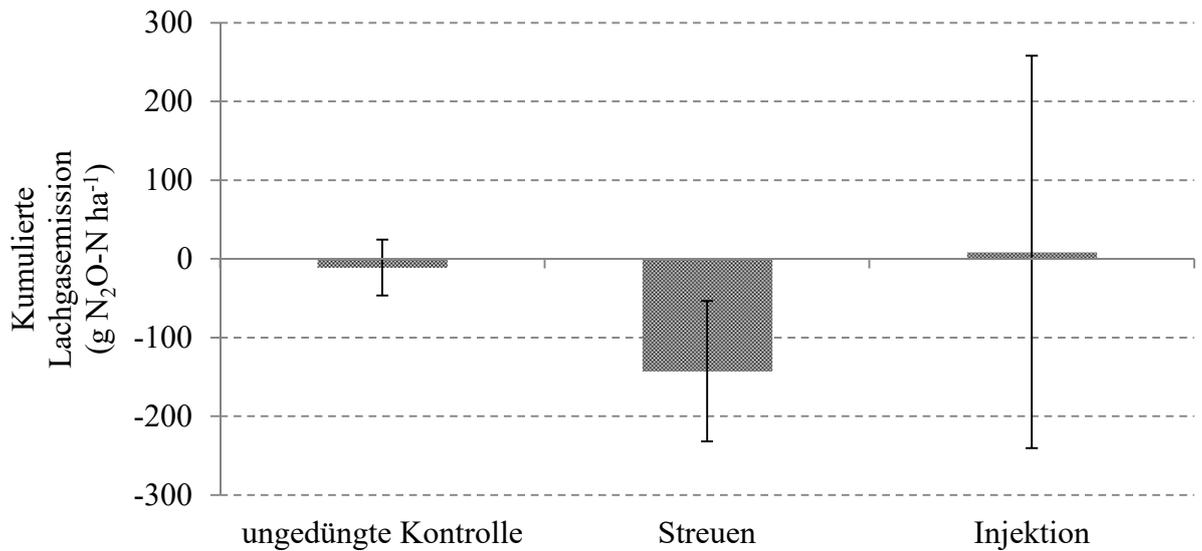


Abbildung 27: Mittelwerte der N₂O-Emission von März 2015 bis zum Ende der Messperiode im Dezember 2015 am Standort Nossen. Die Fehlerbalken entsprechen dem Standardfehler (n=4).

In der Tabelle 9 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.

Ergebnisse

Tabelle 9: Pearsonsche Korrelationskoeffizienten für die Versuchsjahre 2014 und 2015 am Standort Nossen.

Parameter	1. Versuchsjahr		2. Versuchsjahr	
	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

4.3. Weitere Parameter

Der WFPS war am Standort Falkenberg von März bis Mai fast durchgängig gleich bei 70 % (Abb. 28). Im Juli und September sanken die Werte, stiegen allerdings im Oktober 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.

Ergebnisse

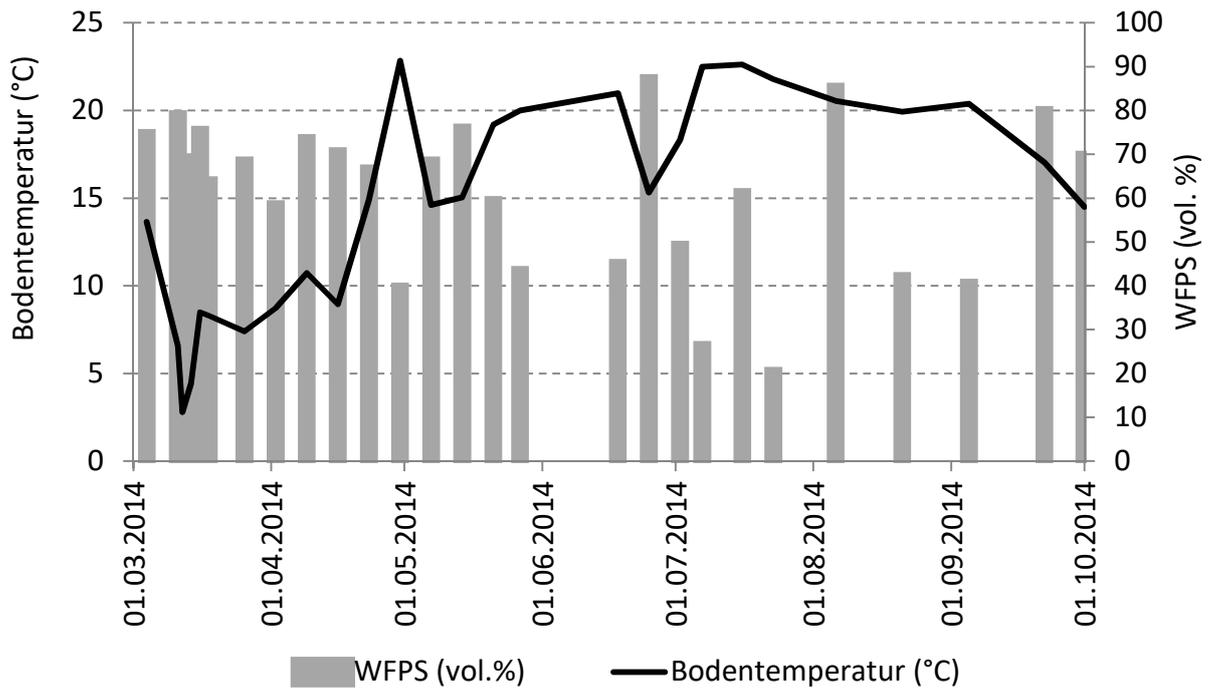


Abbildung 28: Verlauf der Bodentemperatur (°C) und WFPS (vol. %) in 5 cm Bodentiefe am Standort Falkenberg von März bis Oktober 2014 über alle Varianten gemittelt.

Anfang Mai erreichte der WFPS in 5 cm Bodentiefe in Kossebau den höchsten Wert von 83 % (Abb. 29). Anschließend sank 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 sank sie stetig ab. Nur kurz vor dem Ende des Versuchszeitraums stieg sie noch einmal an.

Ergebnisse

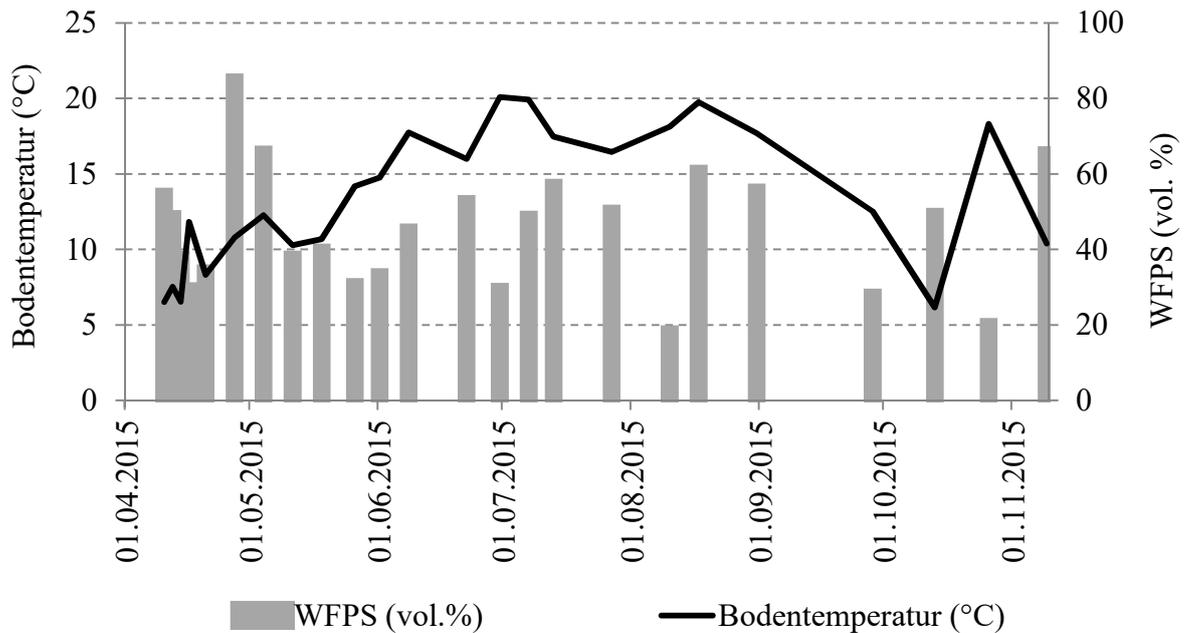


Abbildung 29: Verlauf der Bodentemperatur (°C) und WFPS (vol. %) in 5 cm Bodentiefe am Standort Kossebau von April bis November 2015 über alle Varianten gemittelt.

Nachdem die Bodentemperatur zu Beginn der Untersuchung relativ gering war, stieg diese ab Mai bis August auf den Höchstwert von 22 °C an (Abb. 30). Bis Dezember sank die Bodentemperatur kontinuierlich ab. Dem Peak im Mai folgte eine Abnahme der WFPS in 5 cm Bodentiefe in Nossen bis Juli 2014. Nach zwei weiteren Peaks im Juli 2014 und August 2014 folgte ein feuchter Herbst mit einem absoluten Höchstwert von 85 %. Der Dezember 2014 war relativ trocken, wobei ab Januar 2015 die WFPS erneut zunahm. Ab April 2015 stieg die Bodentemperatur kontinuierlich bis diese im August 2015 mit 29 °C den Höchstwert erreichte. Anschließend sank diese erneut bis Dezember 2015. Den relativ trockenen Mai 2014 und Juni 2014 folgen Phasen höherer Bodenfeuchte der WFPS. Die Höchstwerte werden im April 2015, August 2015 sowie Anfang Oktober 2015 erreicht.

Ergebnisse

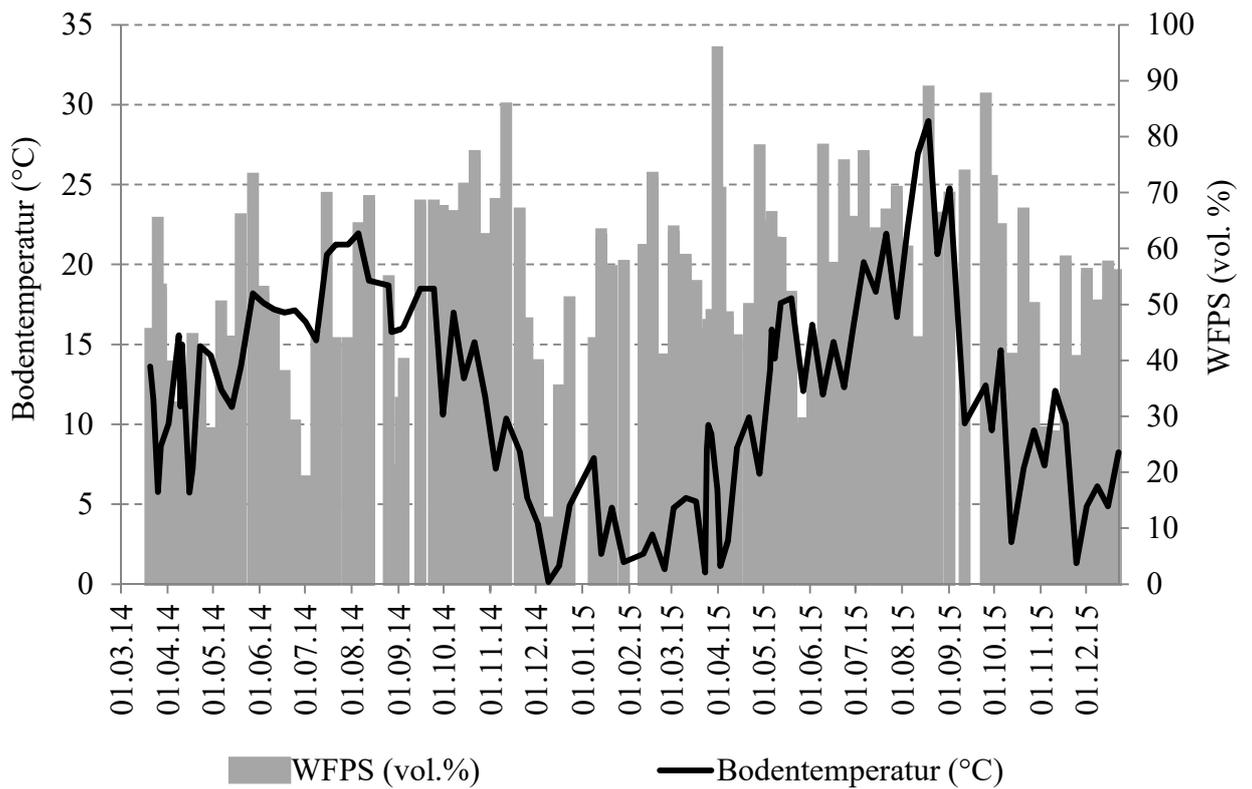


Abbildung 30: Verlauf der Bodentemperatur (°C) und WFPS (vol. %) in 5 cm Bodentiefe am Standort Nossen von März 2014 bis Dezember 2015 über alle Varianten gemittelt.

5. Diskussion

5.1. Ammoniakemission

5.1.1. Gülle-Strip-Till-Versuche

Der N-Verlust aus Agro-Ökosystemen verringert die N-Nutzungseffizienz für die Pflanzenproduktion und hat zudem negative Auswirkungen auf die Luft- und Wasserqualität (Galloway et al. 2003). In verschiedenen Arbeiten wurde gezeigt, dass es komplexe Wechselwirkungen zwischen der NH_3 -Emissionsrate und der Güllezusammensetzung, den Bodenbedingungen sowie den lokalen Umweltbedingungen gibt (z. B. 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 bei vergleichbaren 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 Varianten emittierten 43 % weniger NH_3 als die Varianten der ganzflächigen Gülleapplikation. Geringere NH_3 -Emissionen bei Injektion von Gülle im Vergleich zur konventionellen Gülleapplikation mittels Schleppschlauch waren auch in anderen Versuchen nachweisbar (Hansen et al. 2003). Dabei wurde im Vergleich zu unserem Versuch eine deutlich höhere NH_3 -Emissionsreduktion von 75 % auf Grünland erfasst (Hansen et al. 2003). 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 in der vorliegenden Arbeit auch der Fall, allerdings trat dieser Effekt deutlicher im Jahr 2014 in Lückstedt im Vergleich zu den anderen Standorten und Versuchsjahren auf. Das Potenzial der NH_3 -Emission aus applizierter Gülle ist abhängig vom Oberflächenkontakt der Gülle zu der Atmosphäre. Dieser Kontakt wird geringer, wenn die Gülle in der abgelegten Tiefe bleibt (Hansen et al. 2003). Bei einer closed slot Gülleapplikation wird der Boden direkt nach der Gülleausbringung durch Pressrollen geschlossen. Durch den Ein-

schluss im Boden besaß die Gülle keinen direkten Kontakt zur Atmosphäre, wobei die NH_3 -Emission minimiert wird (Hansen et al. 2003, Rodhe et al. 2006). 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, weshalb 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. Hohe NH_3 -Emissionen können zum einen durch große Mengen an NH_4 im Boden sowie durch hohe pH-Werte verursacht werden (Backes et al. 2016). Ein niedriger pH-Wert der Gülle, zum Beispiel durch Ansäuern, kann die NH_3 -Emissionen reduzieren (Freney et al. 1983). Eine mögliche Erklärung könnte sein, dass die Nitrifikation selbst diese Ansäuerung durch die Abgabe von Protonen hervorgerufen haben könnte. In Kossebau 2015 wurde im Vergleich zur nicht stabilisierten Variante eine 51 % geringere NH_3 -Emission gemessen. Im Gegensatz hierzu war im Versuchsjahr 2014 in Lückstedt kein NI Effekt auf die NH_3 -Emission vorhanden, wie auch in anderen Studien beschrieben (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 ein 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).

5.1.2. N-Injektionsversuche

N-haltige 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 zu NH_3 -Emission nach organischer und mineralischer Applikation durchgeführt. Dennoch ist das Wissen über den direkten Einfluss der Injektionsapplikation auf die NH_3 -Emission in den gemäßigten Breiten begrenzt. Bisherige Studien zeigten, dass die NH_3 -Emissionen bei Einsatz von Mineraldüngern im Vergleich zu Gülle und Mist niedriger sind (Isermann 1990). Das konnte anhand vorliegender Ergebnisse nicht bestätigt werden. Die gas-

förmige 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 abhängen (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.

Unterschiede der NH_3 -Emissionen in beiden Versuchsjahren waren durch die unterschiedlichen Witterungsbedingungen begründet. Im Versuchsjahr 2014 erfolgte die erste N-Gabe bei feuchteren und wärmeren Bedingungen als im Jahr 2015. Bei der zweiten N-Gabe lagen im Versuchsjahr 2014 trockenere und kühlere Bedingungen als im Versuchsjahr 2015 vor, die vermutlich auch zu geringeren NH_3 -Emissionen in 2014 führten.

In beiden Jahren ließ sich ein signifikant geringerer Unterschied der zweiten N-Gabe im Vergleich zur ersten N-Gabe feststellen (Tab. 6). Eine Ursache hierfür kann die fortschreitende Pflanzenhöhe sein. Neben den klimatischen Faktoren beeinflusst die Pflanzenbedeckung während der Anwendung die NH_3 -Emission erheblich (Sommer und Hutchings 2001). Je höher ein Pflanzenbestand ist, desto weniger werden die Witterungseinflüsse wie Wind, Sonneneinstrahlung auf die Ausbildung von NH_3 -Gradienten zwischen Bodenoberfläche und Atmosphäre wirksam (Döhler und Horlacher 2010). Auch Sommer et al. (1997) deuteten die

Diskussion

Wichtigkeit einer Pflanzenbedeckung für eine Reduktion von NH_3 -Emission 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, Quakernack 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 der Nährstoff bei der N-Injektion open slot appliziert, da die Injektionsstelle offen blieb und somit die Witterungseinflüsse darauf wirken konnten, was eine NH_3 -Emission verursachen kann (Smith et al. 2000, Rodhe und Etana 2005). Es ist aus der Literatur bekannt, dass bei Injektion niedrigere NH_3 -Emissionen als bei oberflächlich ausgebrachten Düngern resultieren (Döhler und Horlacher 2010). Hierbei nimmt die NH_3 -Emissionsminderung mit der Tiefe der Einarbeitung zu (Döhler und Horlacher 2010). Das konnte anhand vorliegender Versuche nicht bestätigt werden, die tendenziell meist höhere Emissionen bei der Injektionsvariante zeigten. Die höchsten Emissionen wurden im feuchteren und wärmeren Versuchsjahr 2014 gemessen. Unterschiede zwischen den Varianten der Injektion und Streuen sind vermutlich auf die eingesetzten unterschiedlichen Düngerformen zurückzuführen. Bei der Streuvariante wurde KAS eingesetzt. Es ist aus der Literatur bekannt, dass sauerwirkende Düngemittel, wie KAS, ein geringeres NH_3 -Verlustpotential aufweisen wie basisch-wirkende Düngemittel (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).

Bei Ausbringung von Harnstoffdüngern wird die NH_3 -Emissionsrate entscheidend von der Temperatur geprägt, da diese Einfluss auf der Harnstoffhydrolyse sowie den Transport von Harnstoff im Boden hat (Van der Weerden und Jarvis 1997). Bei hohen Temperaturen schreitet die Harnstoffhydrolyse schneller voran (Basten 2010). Daher führten im Versuchsjahr 2014 vermutlich höhere Temperaturen im Frühjahr 2014 in Verbindung mit einer höheren Bodenfeuchte zu höheren NH_3 -Emissionen wie auch in anderen Untersuchungen bestätigt wird (Black et al. 1989). Demgegenüber werden geringe NH_3 -Emissionen bei geringen Luft- und Bodentemperaturen angegeben (Sommer und Jensen, 1994, 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.

Neben der Bodentemperatur hat auch die Bodenfeuchtigkeit entscheidenden Einfluss auf die NH_3 -Emissionen. Die 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 Düngerlöslichkeit 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 das KAS nicht auflösen konnten und folglich die Hydrolyse eingeschränkt wurde (Ferguson et al. 1988, Freney und Denmead 1992). Im trockenen Boden ist der injizierte Stickstoff vor chemischen Prozessen gut geschützt, da der Wassergehalt zu niedrig war, um eine Harnstoffhydrolyse zu ermöglichen (Pacholski et al. 2011). Somit kann die NH_3 -Emission bei einer Injektion der Dünger reduziert werden.

5.2. Lachgas

5.2.1. Gülle-Strip-Till-Versuche

Die saisonalen Variationen von Bodenfeuchtigkeit und -temperatur, N- 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). Im Lysimeter können kleinräumige Auswirkungen von Prozessen simuliert und auf größere Skalenebenen übertragen werden, so dass eine objektive und vergleichende Bewertung vorgenommen werden kann (Müller 2015). In den Lysimetern 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 im Versuchsjahr 2015 wurden sowohl bei der Gülle-Strip-Till-Variante als auch bei der ganzflächigen Gülleausbringung signifikant höhere N_2O -Emissionen aus der Zwischenreihe im Vergleich zur gedüngten Reihe erfasst. Für das Versuchsjahr 2015 waren die N_2O -Emissionsunterschiede zwischen der Reihe und der Zwischenreihe signifikant. Es wird postuliert, dass die Unterschiede zwischen der Reihe und der Zwischenreihe durch den N-Entzug der Pflanzen hervorgerufen sein könnten. Infolge der N-Aufnahme über die Wurzeln der

Maispflanzen in der Reihe nehmen die N_{\min} -Gehalte im Oberboden ab (Schortemeyer et al. 1993, Kaiser et al. 1998). Damit steht weniger NO_3 im Oberboden als Ausgangsprodukt für die Denitrifikation bzw. NH_4 für die Nitrifikation zur Verfügung. Auf diesen Zusammenhang deuten zumindest die kumulierten N_2O -Emissionen am Ende der Untersuchung hin. N_{\min} -Probenahmen zur Überprüfung dieser Hypothese konnten leider nicht in den Versuchen realisiert werden. 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 (Tab. 8). Zusätzlich korrelierte die N_2O -Emission positiv mit der Lufttemperatur im Reihenzwischenraum. Es ist bekannt, dass die Temperatur entscheidenden Einfluss auf die Mikroorganismenaktivität im Boden und damit die Prozesse der N_2O Bildung hat. Bei niedriger Temperatur ist die mikrobielle Aktivität gering, sodass die N_2O -bildenden Prozesse sowohl der Nitrifikation als auch der Denitrifikation eingeschränkt werden, 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 (Tab. 8). Während in anderen Untersuchungen die höchsten N_2O -Emissionen unmittelbar nach der Düngung erfasst wurden (Halvorson et al. 2011), wurden in vorliegenden Versuchen N_2O -Peaks während der Vegetationsperiode ermittelt. Diese Peaks sind vermutlich auf die durch hohe Temperaturen in Kombination mit hohen Bodenfeuchten begünstigten Mineralisierungsbedingungen zurückzuführen, wie auch in anderen Studien beobachtet wurde (van Bochove et al. 2000, Ruser et al. 2001, Bouwman et al. 2002). Im Sommer kommt es vermehrt zu N_2O -Emissionen bei einem feuchtwarmen Bodenklima (Dittert und Mühling 2009). Bisherige Untersuchungen zeigten, dass insbesondere bei organischer Düngung kombiniert mit mineralischer Düngung im Vergleich zur alleinigen Mineraldüngung höhere N_2O -Emissionen auftraten (Kaiser und Ruser 2000, Merino et al. 2001). Dies ist vermutlich auf eine Begünstigung der Denitrifikation aufgrund der Zufuhr mikrobiell leicht abbaubarer organischer Substanz und gleichzeitig von mineralischem N zurückzuführen. Zudem kann die Nitrifikation des mit der Gülle zugeführten NH_4

Diskussion

bei entsprechenden Bedingungen (wenig Sauerstoff) zur N_2O -Bildung beitragen (Merino et al. 2001). Die zusätzliche mineralische Düngung zeigte in vorliegenden Untersuchungen scheinbar keinen Einfluss auf die N_2O -Emission. Im Versuchsjahr 2014 waren bei Verzicht auf Mineraldünger die höchsten kumulierten N_2O -Emissionen bei allen gedüngten Varianten nachweisbar. Neben der Temperatur hat die Bodenfeuchte entscheidenden Einfluss auf die N_2O -Bildung, da sie die Verfügbarkeit von Sauerstoff der Bodenmikroben reguliert (Butterbach-Bahl et al. 2013). Optimale Bedingungen für die N_2O -Bildung werden in Abhängigkeit der Bodenart in einem Bereich von 70 - 80 % der WFPS angegeben (Davidson et al. 2000, Ciarlo et al. 2007). Daher sind die geringe WFPS sowie die geringen Bodentemperaturen im Versuchsjahr 2015 vermutlich die Ursache für die im Vergleich zu 2014 niedrigeren N_2O -Emissionen wie auch in anderen Untersuchungen bestätigt (Ciarlo et al. 2007, Butterbach-Bahl et al. 2013). Im Gegensatz zu diesen Ergebnissen konnten auch allgemeine Zusammenhänge zwischen der N_2O -Emission und der WFPS gefunden werden (Dobbie und Smith 2001, Ciarlo et al. 2007). Welcher N_2O -Anteil dabei direkt aus der Denitrifikation stammte, wurde in diesen Untersuchungen nicht ermittelt.

Charakteristisch für sandig lehmige Böden wiesen die beiden Versuchsstandorte eine geringe Wasserspeicherfähigkeit, eine relativ gute Durchlüftung aufgrund großer Poren sowie geringe C_{org} -Gehalte und damit ungünstige Denitrifikationsbedingungen auf, welche vermutlich auch die insgesamt geringen N_2O -Emissionen begründen. Vergleichbare Ergebnisse wurden bei Bouwman et al. (2002) und Wolf et al. (2014) ermittelt. Rubaek et al. (1996) sowie Flessa und Beese (2000) zeigten, dass eine Reduzierung der NH_3 -Emissionen andererseits zur Emissionssteigerung des THG N_2O führen kann. Dies bestätigten auch Wulf et al. (2002), die zeigten, dass sich mit der Gülleinjektion die NH_3 -Emission reduzierte, sich aber die N_2O -Emissionen um das 2 bis 3-fache steigerten. Als Grund dafür wird vermutet, dass durch Injektion von flüssigem organischem Düngern unter O_2 -Abschluss die Denitrifikationsbedingungen verbessert werden und somit die N_2O -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 NH_3 -Emissionen als bei der ganzflächigen Gülleapplikation erfasst. Demgegenüber zeigte die Gülle-Strip-Till-Variante tendenziell niedrigere N_2O -Emission als die ganzflächige Gülleapplikation.

5.2.2. N-Injektionsversuch

Bouwman (1996) analysierte Ergebnisse von 88 Publikationen über N₂O-Emissionen, die zwischen 1978 und 1992 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 dennoch ein Einfluss der Düngerapplikation mit N₂O-Peaks unmittelbar nach der Düngung 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). In diesem Zusammenhang wird eine Zeitspanne bis zu sechs Wochen angegeben. Nach dieser Zeit sanken die N₂O-Emissionen wieder auf das niedrige Grundniveau zurück und zwar unabhängig von der applizierten Düngermenge (Mosier 1998). In vorliegenden Untersuchungen wurden die höchsten N₂O-Emissionen in beiden Versuchsjahren unmittelbar nach der letzten Düngerapplikation beobachtet während die erste und zweite Düngerapplikation nur in kleineren N₂O-Peaks resultierte. Vergleichbare Ergebnisse zeigten Untersuchungen von Bell et al. (2015). Die erhöhten N₂O-Emissionen sind auf lokale und zeitliche Veränderungen in der Mineralisierung der organischen Bodensubstanz sowie Veränderungen der boden-biologische Aktivität zuzuschreiben (Hellebrand et al. 2005).

Mit kumulierten jährlichen Mengen von -0,004 kg N₂O-N ha⁻¹ (2014) bzw. 0,01 kg N₂O-N ha⁻¹ (2015) waren die N₂O-Emissionen am Standort Nossen auf einem sehr geringen Niveau. Die N₂O-Hintergrundemissionen aus gedüngten landwirtschaftlichen Böden in Deutschland wurde auf den Standardwert 1,0 kg N₂O-N ha⁻¹ pro Jahr ermittelt (IPCC 1997). In Deutschland betragen die jährlichen N₂O-Emissionen von ungedüngten Böden zwischen 0,04 und 3,40 kg N₂O-N ha⁻¹ Jahr (Jungkunst et al. 2006). Jedoch variieren die berichteten Emissionen je nach Studie. 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), wie

auch vorliegende Untersuchungen zeigten. Jungkunst et al. (2006) erfassten für 27 Standorte in Deutschland die jährliche N_2O -Emission. Diese lagen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bereich von 0,04 bis 17,1 kg $\text{N}_2\text{O-N ha}^{-1}$. Optimale Bedingungen für die N_2O -Bildung in Böden liegen bei einem WFPS von 70 bis 90 % vor (Venterea et al. 2005). Wassergesättigte Böden sind durch niedrige N_2O -Emission charakterisiert, da hier die Denitrifikation eher vollständig zugunsten des N_2 abläuft (Ciarlo et al. 2007). Ungünstige Bedingungen für die N_2O -Bildung liegen ebenso bei trockenen Bedingungen vor allem in Regionen mit Niederschlägen von unter 600 mm pro Jahr (Jungkunst et al. 2006). Die Niederschläge in den beiden Versuchsjahren lagen bei 604 mm (2014) und 626 mm (2015) und die Bodenwassergehalte in der Vegetation bei einem Maximum von 68 % (2014) und 78 % (2015) WFPS nur leicht darüber. Daher lagen eher ungünstige Bedingungen für die N_2O -Bildung vor. Darüber hinaus können die in vorliegenden Untersuchungen ermittelten Laut Jungkunst et al. (2006) gibt es im Norden von Deutschland weniger Fröste, sowie im Osten Deutschlands trockenere Bedingungen, welche Gründe für die sehr geringen Emissionen sein können. Die vergleichsweise geringen bzw. zum Teil negativen N_2O -Flüsse im vorliegenden Versuch über beide Versuchsjahre hinweg deuten auf eine exakt kalkulierte und dem Pflanzenbedarf zeitliche gut angepasste Düngerstrategie. Der Weizen nimmt mit dem Wachstum schnell hohe Stickstoffmengen auf, so dass den Mikroorganismen das NO_3 und NH_4 , welches die Ausgangssubstanz für die De- bzw. Nitrifikation ist, im Boden verfügbar war (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 Deutschlands allgemein weniger emittieren (Jungkunst et al. 2006), können damit die geringen Emissionsmengen an diesem Standort begründet werden.

Die Wetterbedingungen beeinflussen das N_2O -Emissionsmuster innerhalb eines Jahres. Bedingt durch die unterschiedlichen Witterungsbedingungen in beiden Versuchsjahren zeigten sich Unterschiede in den ermittelten N_2O -Emissionen der einzelnen Varianten. Während im kühlen und feuchteren Versuchsjahr 2014 die Variante Streuen höher emittierte als die Injektionsvariante, waren im wärmeren und trockeneren Versuchsjahr 2015 die höchsten N_2O -Emissionen bei der Injektion nachweisbar. Die Ursache hierfür könnte sein, dass bei feuchten klimatischen Bedingungen sich die gestreuten Granulate im Düngemittel KAS besser lösen und somit zu hohen N_2O -Emissionen führen können (Smith et al. 1998, de Klein et al. 2010). Die trockeneren Bedingungen in 2015 dagegen hatten vermutlich eine verschlechterte Auflösung des KAS-Granulats und damit niedrigere N_2O -Emissionen zur Folge wie

auch in anderen Untersuchungen bestätigt (Smith et al. 1998, de Klein et al. 2010). Dies deutet auf einen Jahreseffekt der Witterung auf die N_2O -Emission. Niederschläge und die damit verbundene hohe Bodenfeuchtigkeit können einen hohen N_2O -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 N_2O -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 N_2O -Emissionen auf. Obwohl der Einfluss der Witterung und damit verbunden der Bodenwassergehalte anhand der ermittelten N_2O -Emissionen in beiden Versuchsjahren deutlich wurde (Bouwman 1996), waren keine signifikanten Korrelationen feststellbar (Tab. 9). Ursache hierfür ist die hohe zeitliche und räumliche Dynamik der N_2O -Emissionen (Hellebrand et al. 2005).

Es gab lediglich eine Tendenz ($p=0,06$) mit dem 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 N_2O -Emissionen erklärt werden, die durch die im 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 $13,4\text{ }^\circ\text{C}$. Für das Versuchsjahr 2015 wurden 254 mm Niederschlag bei $13,8\text{ }^\circ\text{C}$ im gleichen Zeitraum gemessen. Harrison und Webb (2001) beobachteten, dass die N_2O -Emissionen unter trockenen Bedingungen im Allgemeinen gering sind. Durch die positive Ladung von NH_4 -Sulfat kann die Wahrscheinlichkeit des Absorptionsvermögen für längere Zeit im Boden ansteigen, wodurch folglich auch die Möglichkeit der Umwandlung in N_2O 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 Stickstoffverlust reduzieren, sodass weniger N als N_2O emittiert (CAST 2004). Liu et al. (2006) gaben für einen Lehmboden in Colorado eine Reduktion der N_2O -Emissionen von 40 – 70 % bei Injektion von flüssigem Harnstoff und Ammoniumnitrat in eine Bodentiefe von 10 cm bzw. 15 cm im Vergleich zu einer Injektion in 5 cm Tiefe bzw. oberflächliche Streuapplikation an. Im Gegensatz dazu wiesen Drury et al. (2006) auf einem ebenfalls lehmigen Boden in Ontario 26 % höhere N_2O -Emissionen bei Injektion von Ammoniumnitrat in eine Tiefe von 10 cm gegenüber einer Injektion von 2 cm Bodentiefe nach. Hultgreen und Leduc (2003) zeigten in Saskatchewan eine leicht höhere N_2O -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 N_2O -Emission zu rechtfertigen. Im Vergleich zu diesen anderen Untersuchungen konnte anhand vorliegender Versuche nicht eindeutig bestätigt werden, dass die Platzierung von mineralischem Dünger in der Nähe der Wurzelzone zur Minimierung der N_2O -Emissionen beiträgt. Die Ergebnisse aus Nossen von beiden Versuchsjahren können dabei auch zu keinem klaren Beitrag leisten. Der Witterungseinfluss über den gesamten Untersuchungszeitraum überdeckten, wie schon in den Gülle-Strip-Till-Versuchen, den Einfluss der N-Injektion auf die N_2O -Emissionen. Diese Ergebnisse zeigen, dass Faktoren, welche die N_2O -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 N_2O -Emissionen wirken als die N-Düngung.

5.2.3 Gesamtbeurteilung der Verfahren im Hinblick auf N-Verluste

Bei Betrachtung der Düngerform ist festzustellen, dass höhere N_2O -Emissionen nach einer organischen im Vergleich zu einer mineralischen Düngung auftraten, was auch andere Publikationen berichten (Kaiser und Ruser 2000, Merino et al. 2001). Dies ist vermutlich auf die Denitrifikationsförderung durch eine gleichzeitige Zufuhr von mineralischem Stickstoff und leicht abbaubarer organischer Substanz sowie auch auf erhöhte Nitrifikation des NH_4 in der Gülle zurückzuführen (Merino et al. 2001).

Werden die NH_3 - und N_2O -Emissionen miteinander verglichen, so kann bei dem Versuch in Nossen festgestellt werden, dass es nicht wie vermutet, durch die platzierte N-Injektion zu einem Anstieg der N_2O -Emission bei einer gleichzeitigen Reduktion der NH_3 -Emission 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 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, höhere N_2O -Emission nach sich zog. Diese Studie zeigte, dass unterschiedliche Applikationsformen auf einen Standort über zwei Versuchsjahre ein breites Spektrum an NH_3 - sowie N_2O -Emissionen die Folgen waren. Es besteht noch weiterer Untersuchungsbedarf, hinsichtlich des direkten Einflusses der Applikationstechnik auf die Ausbil-

Diskussion

derung der Treibhausgase, sowie der Auswirkung pedoklimatischer Bedingungen im Jahresverlauf auf die Emissionen.

6. Schlussfolgerung

Die in der Einleitung erwähnten Fragen können wie folgt beantwortet werden. Ein Ziel dieser Arbeit war es zu untersuchen,

- ob das Gülle-Strip-Till-Verfahren zu einer Reduzierung der THG-Emissionen beim Kulturpflanzenanbau von Silomais in Mitteldeutschland unter Feldbedingungen beitragen kann.

Mit Hilfe des Gülle-Strip-Till-Verfahrens konnte aufgrund der gezielten Gülleablage in die Wurzelzone gegenüber der ganzflächigen Gülleausbringung mit sofortiger Einarbeitung ein Beitrag zur Reduzierung der NH_3 -Emission erzielt werden. Zudem wurden die NH_3 -Emissionen durch den Einsatz eines NI minimiert. Auf die Höhe der N_2O -Emissionen hatten die unterschiedlichen Gülleapplikationsverfahren dagegen keinen Einfluss. Somit konnten bisherige Erfahrungen, dass eine tiefe Ablage der Gülle beim Gülle-Strip-Till-Verfahren Denitrifikationsprozesse begünstigt und folglich die N_2O -Bildung fördert, anhand vorliegender Untersuchungen nicht bestätigt werden. Beide in den Versuchen angewandten Gülleapplikationsverfahren können nach vorliegenden Ergebnissen als emissionsarme Verfahren eingeschätzt und empfohlen werden.

Es sollte zudem geprüft werden,

- welche Auswirkung die unterschiedliche Applikationstechnik sowohl in der gedüngten Saatreihe als auch in der Zwischensaatreihe beim Silomais auf die N_2O -Emissionen hat.

Innerhalb des Gülle-Strip-Till-Verfahrens ließ sich eine Emissionsminderung vom N_2O in der Zwischensaatreihe gegenüber der gedüngten Saatreihe beim Silomais feststellen. Dies wurde durch den N-Entzug der Pflanzen hervorgerufen. Infolge der N-Aufnahme über die Wurzeln in der Reihe wurde der N_{min} -Gehalte im Oberboden abgesenkt. Aus agronomischer Sicht zeigt Hinblick auf die THG-Minderung das Gülle-Strip-Till-Verfahren gegenüber der ganzflächigen Gülleausbringung einen tendenziell leichten Vorteil. Allerdings scheinen in der vorliegenden Arbeit die Wirkungen auf die Gasemissionen sowohl durch die Ausbringungsmethode für die Gülle als auch die Verwendung eines NI sehr stark von der Jahreswitterung überlagert zu werden.

Es soll weiterhin eine Aussage getroffen werden,

- ob die Injektion von mineralischem Dünger im Vergleich zur konventionellen Applikation, der Streuung, zu geringen N-Emissionen führt.

Schlussfolgerung

Nach den Ergebnissen der Feldversuche in Nossen kann festgestellt werden, dass für eine mineralische Düngung mit unterschiedlichen Stickstoffformen keine eindeutigen Ergebnisse, weder für die NH_3 -Emission, noch für die N_2O -Emission, vorliegen.

Zusätzlich soll untersucht werden,

- ob und in wieweit sich die beiden Varianten innerhalb der einzelnen mineralischen N-Gaben in Hinblick auf die NH_3 -Emissionen unterscheiden.

Die durchgeführten Versuche zur mineralischen N-Injektion zeigten einen deutlichen Einfluss des Zeitpunktes der Düngung und der zur Düngung vorherrschenden Witterungsbedingungen auf die NH_3 -Emission. Bei feuchten und warmen Bedingungen zur Düngung waren aufgrund der schnellen Auflösung des Düngers und Hydrolyse höhere NH_3 -Emissionen nachweisbar. Eine späte N-Düngung bei höheren Pflanzenbeständen führte zu niedrigeren NH_3 -Emissionen. Die höchsten NH_3 -Emissionen (80 % der Jahresemission) wurden innerhalb der ersten drei Tage nach der ersten N-Gabe erfasst. Die Versuche zeigten, dass der Einfluss der eingesetzten Mineraldünger-N-Formen von untergeordneter Bedeutung war. Der Einfluss der Pflanzenhöhe ließ sich in beiden Jahren nachweisen. Mit der fortschreitenden Pflanzenhöhe reduzierten sich auch die NH_3 -Emissionen signifikant. Die hohen Temperaturen im Frühjahr 2014 in Verbindung mit einer höheren Bodenfeuchte führten zu höheren NH_3 -Emissionen. Somit beeinflusste also die Bodenfeuchtigkeit die NH_3 -Emissionen durch die Auflösung des Düngers und die Hydrolyse des Harnstoffs. In der Regel sind die NH_3 -Emissionen durch den Einsatz von Mineraldüngern im Vergleich zu Gülle niedriger, was die Ergebnisse in dieser Arbeit nicht bestätigen. Demnach sind also im Hinblick auf die Minderung von NH_3 -Emissionen der Termin sowie die Witterung vor und während der Applikation von den Landwirten zu beachten.

Im Allgemeinen waren die N_2O -Emissionen nach einer mineralischen N-Düngung im Vergleich zum Teil deutlich geringer als bei den Versuchen, die in der Literatur beschrieben werden. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass sich die N_2O -Emission der mineralischen Applikationsform je nach Witterung während des Wachstums des Winterweizens innerhalb der Jahre unterscheidet. Für eine abschließende Bewertung der Emissionsminderungspotentiale der eingesetzten Verfahren sind fortsetzende mehrjährige Messungen erforderlich, da sie von sehr komplexen und stark variierenden Einflussfaktoren abhängen.

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

Schlussfolgerung

(tiefe Applikation), geeignete Düngeradditive (Zusatz von NI), durch eine Applikation bei entsprechender Witterung sowie durch eine gute zeitlich und mengenmäßig an den wachstumsbedingten Pflanzenbedarf angepasste Düngung verringert werden kann. Die Düngungseffekte bei allen Versuchsstandorten werden jedoch von den Jahreseinflüssen der Witterung überlagert.

7. Zusammenfassung

Die Feldversuche in den Jahren 2014 und 2015 wurden in Falkenberg und an zwei Standorten im nördlichen Sachsen-Anhalt sowie in zwei Versuchen im sächsischen Nossen durchgeführt. Dabei wurden die Gülle-Strip Till-Versuche zum einem auf der Lysimeterstation in Falkenberg mit einer quadratischen Form von 1 m² Größe angelegt. Der Boden stammt von einer ehemaligen landwirtschaftlich genutzten Fläche aus der lokalen Region, welcher große Ähnlichkeiten zu den beiden anderen Untersuchungsstandorten besaß. Die Anteile an Sand, Schluff und Ton im Oberboden betragen 73,6 %, 14,3 % und 12,1 %. Auf diesem Standort wurde das N₂O gemessen. Zum anderen wurde in Lückstedt auf einer Pseudogley-Braunerde mit der Bodenart sandiger Lehm die NH₃-Emission erhoben. Auf dem Standort in Kossebau mit der Bodenart lehmiger Sand auf einer Pseudogley-Braunerde wurden beide THG gemessen. Alle Versuchsstandorte waren bei der Düngung von abgestorbenen Zwischenfrüchten bedeckt. Die Gülle-Strip Till-Versuchsstandorte befinden sich im kontinental beeinflussten Klimaraum der gemäßigten Zone mit einer langjährigen Niederschlagssumme von 540 mm und einer langjährigen Durchschnittstemperatur von 8,5 °C.

Die N-Injektionsversuche wurden in den Jahren 2014 und 2015 auf einem Lössgebiet in Nossen auf einem Parabraunerde-Pseudogley mit 3,6 % Sand, 83,5 % Schluff und 12,9 % Ton durchgeführt. Die jährliche durchschnittliche Niederschlagsmenge in Nossen betrug 674 mm und die mittlere jährliche Temperatur wurde mit 9,5 °C angegeben.

Geprüft wurde dabei an allen Standorten der Einfluss der jeweiligen Düngerapplikation auf die Ausbildung der Treibhausgase NH₃ und N₂O in einem stehenden Pflanzenbestand. Die N₂O-Emissionen waren nach der organischen Düngung bei den Gülle-Strip-Till-Versuchen höher als nach der mineralischer Düngung in den N-Injektionsversuchen.

Bei den Gülle-Strip Till-Versuchen wurden jeweils 30 m³ Rindergülle pro Hektar ausgebracht und in den Jahren 2014 bzw. 2015 wurden bei den N-Injektionsversuchen 160 kg bzw. 145 kg mineralischer Dünger appliziert. Auf allen Standorten wurde neben den zu betrachteten Varianten auch jeweils eine ungedüngte Kontrolle mit angelegt. Die N₂O-Messung erfolgt mittels der Closed Chamber Methode und die NH₃-Messung wurde mit der Dräger Tube Methode in Verbindung mit der Passivsammlermethode durchgeführt.

Die N₂O-Emission der organischen Düngung bei den Gülle-Strip-Till-Versuchen war auf einem ziemlich ähnlichen Niveau wie nach mineralischer Düngung in den N-Injektionsversuchen. Die organische und mineralische Düngerapplikation unterschieden sich während der Wachstumsperiode der Kulturpflanzen in den NH₃- und N₂O-Emissionen. Die

Zusammenfassung

zusätzliche mineralische Düngung bei den Gülle-Strip Till Versuchen hatte in diesen Untersuchungen scheinbar keinen Einfluss auf die N_2O -Emission. Werden alle N_2O -Emissionen über alle gedüngten Varianten eines Standortes kumuliert, sind die höheren N_2O -Emissionen am nicht zusätzlich mineralisch gedüngten Standort Falkenberg zu finden. Zusammenfassend zeigten die dargestellten Ergebnisse, dass die NH_3 - und N_2O -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.

Das Gülle-Strip-Till-Verfahren konnte wahrscheinlich aufgrund der präzisen Gülleablage in ca. 25 cm Tiefe gegenüber der ganzflächigen Gülleausbringung mit anschließender Einarbeitung einen Beitrag zur Reduzierung der NH_3 -Emission leisten. Zusätzlich kann ein positiver Beitrag zur Reduzierung der NH_3 -Emission durch den Einsatz eines NI erreicht werden. Auf die Höhe der N_2O -Emissionen hatten die unterschiedlichen Gülleapplikationsverfahren dagegen keinen Einfluss. Somit lassen sich Befürchtungen, dass eine tiefe Ablage beim Gülle-Strip-Till-Verfahren zu Denitrifikationsprozessen führt und folglich die Entstehung von N_2O fördert, hier nicht bestätigen. Beide Verfahren können nach vorliegenden Untersuchungen als emissionsarme Verfahren eingeschätzt und empfohlen werden. Aus agronomischer Sicht zeigte das Gülle-Strip-Till-Verfahren gegenüber der ganzflächigen Gülleausbringung hinsichtlich auf THG-Minderung einen tendenziell leichten Vorteil.

Nach den Ergebnissen der Feldversuche in Nossen kann festgestellt werden, dass eine mineralische Düngung mit unterschiedlichen Stickstoffformen keine eindeutigen Ergebnisse, weder für die NH_3 -Emission noch für die N_2O -Emission, gewonnen werden konnten. Die erste N-Gabe führte in beiden Versuchsjahren zu signifikant höheren NH_3 -Emissionen im Vergleich zur zweiten N-Gabe. Diese NH_3 -Emissionen sind jedoch auf einem geringen Niveau. Im Allgemeinen waren ebenfalls die N_2O -Emissionen in Nossen nach einer mineralischen N-Düngung zum Teil deutlich geringer als bei den Versuchen, welche in der Literatur beschrieben werden. Die Ergebnisse zeigten weiterhin, dass die N_2O -Emission der mineralischen Applikationsform je nach Witterung während des Wachstums des Winterweizens sich innerhalb der Jahre unterscheiden. Daher ist es notwendig, weitere mehrjährige Messungen durchzuführen. Die N-Injektion konnte sich in diesen Untersuchungen nicht als emissionsmindernde Applikationsmethode darstellen.

Die treibenden Faktoren für die Emissionen aus landwirtschaftlichen Flächen sind komplex miteinander verknüpft und können noch nicht mit einem einzelnen Ansatz beschrieben

Zusammenfassung

werden. Die Wirkungen auf die Gasemissionen scheinen in der vorliegenden Arbeit sowohl durch die Ausbringungsmethode für die Gülle, für den mineralischen Dünger als auch die Verwendung eines NI sehr stark von der Jahreswitterung überlagert zu werden. Die Emission von N_2O und NH_3 aus bodenbürtigen Quellen in Deutschland ist auch noch nach Jahrzehnten intensiver Forschung nicht vollständig verstanden. Jedoch wird das Bild der vielschichtigen Wechselwirkungen im Boden und der Atmosphäre durch die Untersuchungen, die in Arbeiten wie dieser resultieren, immer deutlicher. Die Nährstoffe können durch Auswaschung und volatile Emissionen aus dem System ausgetragen werden. Bei einer umweltfreundlichen Applikation wird der Dünger gleichmäßig in den Boden eingebracht. Eine nachhaltige Landwirtschaft muss das Ziel einer optimalen Nutzung der Nährstoffe haben bei minimalen N-Verlusten jeglicher Art.

Summary

In 2014 and 2015, field trials were carried out in Falkenberg and at two sites in northern Saxony-Anhalt, as well as at two sites in Nossen in Saxony. The slurry strip-till trials were created at the lysimeter station in Falkenberg with a size of 1 m². The soil was obtained from a former agricultural area from the local region, which was very similar to the other two sites. The proportions of sand, silt and clay in the topsoil were 73.6 %, 14.3 % and 12.1 % respectively. N₂O was measured at this site. On the other hand, NH₃ emissions were measured in Lückstedt on a Stagnic Gleysol Luvisol with the soil type sandy loam. Both greenhouse gases were measured at the site in Kossebau with the soil type loamy sand on a Stagnic Gleysol Luvisol. At the time of fertilization, all trial sites were covered with catch crop residues. The plants froze off completely during the winter and covered the ground when the seeds were sown. The liquid slurry strip-till test sites are located in the continentally influenced climatic region of the temperate zone, with long-term precipitation of 540 mm and a long-term average temperature of 8.5 ° C.

In 2014 and 2015, the N injection trials were carried out on a loess in Nossen on a Stagnic Luvisol with 3.6 % sand, 83.5 % silt and 12.9 % clay. The average annual precipitation in Nossen was 674 mm and the mean annual temperature was specified as 9.5 ° C. The influence of the respective fertilizer application on the formation of the greenhouse gases NH₃ and N₂O in an existing plant stock was tested at all sites. N₂O emissions were higher after organic fertilization in the slurry strip-till tests than after mineral fertilization in the N-injection experiments.

In the slurry strip-till trials, 30 m³ cattle manure was applied per hectare, and 160 kg and 145 kg of mineral fertilizer was applied to the N-injection experiments in 2014 and 2015 respectively. In addition to the variables to be considered, an untreated control was also created at each site. N₂O measurement was carried out using the closed chamber method and NH₃ measurement was performed using the Dräger Tube method in conjunction with the passive sampler method.

N₂O emissions from organic manure in the slurry strip-till trials were at a similar level to those from mineral fertilizer in the N-injection trials. Organic and mineral fertilizer application differed in NH₃ and N₂O emissions during the growing cycle of the crops. The additional mineral fertilization in the slurry strip-till trials did not appear to influence N₂O emissions in these studies. If all N₂O emissions are cumulated across all fertilized variants of a site, the higher N₂O emissions were found at the Falkenberg site, which was not additionally fertilized

Zusammenfassung

with minerals. In summary, the results presented show that the NH_3 and N_2O emissions of organic and mineral nitrogen fertilizers vary widely within and between seasons. These variations are probably due to the different weather conditions during the investigation. The liquid slurry strip-till process probably contributed to the reduction of NH_3 emissions due to the precise deposition of manure at a depth of approximately 25 cm compared to the whole-area slurry application with subsequent incorporation. In addition, a positive contribution to the reduction of NH_3 emissions can be achieved by using a nitrification inhibitor. On the other hand, the different manure application methods had no influence on the level of N_2O emissions. Therefore, fears that deep deposition in the slurry strip-till process leads to denitrification processes, thus promoting the formation of N_2O , can not be confirmed here. According to the present studies both methods can be assessed and recommended as low-emission methods. From an agronomic point of view, the slurry strip-till method tended to have a slight advantage over total-surface slurry application with respect to greenhouse gas reduction. Based on the results of the field trials in Nossen, it can be stated that mineral fertilization with different N forms was unable to not obtain clear results, either for NH_3 emissions or for N_2O emissions. The first N dose led to significantly higher NH_3 emissions in both years compared to the second N dose. However, these NH_3 emissions are at a low level. In general, the N_2O emissions in Nossen after mineral N fertilization were also significantly lower in some cases than in the experiments described in the literature. The results also showed that the N_2O emissions of the mineral application differ, from year to year depending on weather conditions during the growth of winter wheat. It is therefore necessary to perform further multi-year measurements. In these investigations, N injection did not prove to be an emission-reducing application method.

The driving factors behind land-based emissions are complex and can not yet be described by a single approach. In the present work, the effects on gas emissions seem to be very much overshadowed by the influence of weather, considering the application method for manure, for mineral fertilizer as well as the use of a nitrification inhibitor. Despite decades of intensive research, emissions of N_2O and NH_3 from soil-borne sources in Germany are still not fully understood. However, our awareness of the multi-layered interactions in the soil and the atmosphere is becoming ever clearer though results in studies like this. Nutrients can be removed from the system by leaching and as a result of volatile emissions. Environmentally friendly methods apply, the fertilizer evenly and into the soil. Sustainable agriculture must aim to make optimal use of nutrients, minimising N losses of any kind.

8. Literatur

- Akiyama, H., Tsuruta, H., Watanabe, T., 2000, N₂O and NO emissions from soils after the application of different chemical fertilizers, *Chemosphere - Global Change Science*, 2, 313–320.
- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K., 2010, Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis, *Global Change Biology*, 16, 6, 1837–1846.
- Albritton, D. L., Meira Filho, L. G., Cubasch, U., Isaksen, I., Nyenzi, B. S., Stocker, T., 2001, Technical Summary, A report accepted by Working Group I of the IPCC but not approved in detail, Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC).
- Al-Kaisi, M., Licht, M. A., 2004, Effect of Strip tillage on crop nitrogen uptake and Residual soil nitrate accumulation compared with no-tillage and chisel plow, *Agronomy Journal*, 96, 4, 1164-1171.
- Al-Kaisi, M., Hanna, M., 2008, Consider the Strip-Tillage Alternative, *Resources Conservation Practices, Agriculture and Environment Extension Publications*, Book 159.
- 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 Biology and Biochemistry*, 46, 129-135.
- Amon, B., Amon, T., Boxberger, J., Pöllinger, A., Zaussinger, A., 1996, Entwicklung einer Meßeinrichtung zur Erfassung umweltrelevanter Gasemissionen, *Die Bodenkultur*, 47, 4, 247-253.
- Anderson, N., Strader, R., Davidson, C., 2003, Airborne reduced nitrogen: ammonia emissions from agriculture and other sources, *Environment International*, 29, 2–3, 277–286.
- 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 and Soil Pollution*, 211, 143–156.
- Backes, A. M., Aulinger, A., Bieser, J., Matthias, V., Quante, M., 2016, Ammonia emissions in Europe, part II: How ammonia emission abatement strategies affect secondary aerosols, *Atmospheric Environment* 126, 153-161.
- Bakan, S., Raschke, E., 2002, Der natürliche Treibhauseffekt, *Meteorologische Fortbildung*

Literatur

28. Jahrgang, Heft 3/4, Thema des Heftes: Numerische Klimamodelle – Was können sie, wo müssen sie verbessert werden? Teil I: Das Klimasystem der Erde Fachliche Redaktion: H. Graßl, Hamburg, 85-94.
- 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.
- Beauchamp, E. G., 1997, Nitrous oxide emission from agricultural soils, *Canadian Journal of Soil Science*, 77, 2, 113-123.
- 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.
- Berenguer, P., Santiveri, F., Boixadera, J., Lloveras, J., 2008, Fertilisation of irrigated maize with pig slurry combined with mineral nitrogen, *European Journal of Agronomy*, 28, 4, 635–645.
- Beyer, C., Liebersbach, H., Höper, H., 2015, Multiyear greenhouse gas flux measurements on a temperate fen soil used for cropland or grassland, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178, 99-111.
- Bischoff, J. 2012, Mit Strip-Till direkt an die Wurzel, *DLZ Agrarmagazin*, 82 - 86.
- Blackmer, A. M., Bremner, J. M., 1976, Potential of soils as a sink for atmospheric nitrous oxide, *Geophysical Research Letters*, 3, 12, 739-742.
- Blume, H.-P., Schachtschabel, P., Scheffer, F., Brümmer, G., Hartge, K.-H., Schwertmann, U., 2010, *Lehrbuch der Bodenkunde*, 16. Auflage, Heidelberg, Spektrum, Akademischer Verlag.
- Bouwman, A. F., 1990, Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, *Soils and the Greenhouse Effect*, Editor: Bouwman, A. F., 61-127, John Wiley and Sons, Chichester.
- Bouwman, A. F., 1996, Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 46, 53-70.
- Bouwman, A. F., Lee, D. S., Asman, W. A. H., Dentener, F. J., Van Der Hoek, K. W., Olivier, J. G. J., 1997, A global high-resolution emission inventory for ammonia, *Global Biogeochemical Cycles*, 11, 4, 561–587.

Literatur

- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M., 2002, Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands, *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 2, 1024, 8-1-8-11.
- Bouwman, A. F., Boumans, L. J. M., Batjes, H. H., 2002, Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields, *Global Biogeochemical Cycles*, 16, 4, 28-1 – 28-9.
- Bouwman, A. F., Van Drecht, G., Van der Hoek, K. W., 2005, Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970 – 2030, *Pedosphere* 15, 137 –155.
- Bouwmeester, R. J. B., Vlek, P. L. G., Stumpe, J. M. , 1985, Effect of Environmental Factors on Ammonia Volatilization from a Urea-Fertilized Soil, *Soil Science Society of America Journal*, 49, 2, 376-381.
- Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kuhlmann, H., 2000, Methods to Estimate On-Field Nitrogen Emissions from Crop Production as an Input to LCA Studies in the Agricultural Sector, *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5, 6, 349 – 357.
- Broder, W. F., 1991, Localised and Subsurface Placement Fertilizer Science and Technology Series, 7, 3, 331-352.
- Brown, L. , Syed, B., Jarvis, S. C., Sneath, R. W., Phillips, V. R., Goulding, K. W. T., Li, C., 2002, Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture, *Atmospheric Environment*, 36, 917–928.
- Burney, J. A., Davis, S. J., Lobell, D. B., 2010, Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107, 12052-12057.
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., Zechmeister-Boltenstern, S., 2013, Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?, *Philosophical transactions of the royal society biological sciences*, 368, 1-13.
- CAST, Council for Agricultural Science and Technology, 2004, Climate change and greenhouse gas mitigation: challenges and opportunities for agriculture, Ames, Iowa, Task Force Report, 141, 133 ff.
- Cheng, Y., Zhang, J.-B., Wang, J., Cai, Z.-C., Wang, S.-Q., 2015, Soil pH is a good predictor of the dominating N₂O Production processes under aerobic conditions, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178, 370-373.

Literatur

- Ciarlo, E., Conti, M., Bartoloni, N., Rubio, G., 2007, The effect of moisture on nitrous oxide emissions from soil and the N₂O/(N₂O+N₂) ratio under laboratory conditions, *Biology and Fertility of Soils*, 43, 675 – 681.
- 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.
- Cowan, N. J., Famulari, D., Levy, P. E., Anderson, M., Reay, D. S., Skiba, U. M., 2014, Investigating uptake of N₂O in agricultural soils using a high-precision dynamic chamber method, *Atmospheric Measurement Techniques Impact Factor*, 7, 4455–4462.
- Crutzen, P. J., 1981, Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen including nitrous oxide, In: Delwiche, C. C. (Ed.), *Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide*, John Wiley, New York, 17–44.
- Crutzen, P. J., Mosier, A. R., Smith, K. A., Winiwarter, W., 2008, N₂O release from agro biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 389–395.
- Cuhls, C., Mähl, B., Clemens, J., 2011, Treibhausgas-Emissionen aus Biogasanlagen, *Technik & Management*, 44, Umwelt Magazin.
- Daudén, A., Quílez, D., 2004, Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment, *European Journal of Agronomy*, 21, 7–19.
- 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.
- Davidson, E. A., Keller, M., Erickson, H. E., Verchot, L. V., Veldkamp, E., 2000, Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides, *Bioscience*, 50, 667 - 680.
- de Klein, C. A. M., Sherlock, R. R., Cameron, K. C., van der Weerden, T. J., 2010, 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.

Literatur

- Delgado, J. A., Mosier, A. R., 1996, Mitigation alternatives to decrease nitrous oxide emissions and urea-nitrogen loss and their effect on methane flux, *Journal of Environmental Quality*, 25, 1105–1111.
- Demmel, M., Brandhuber, R., Kirchmeier, H., 2012, Strip Tillage for corn and sugar beet- results of a three year investigation on three locations, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- DIN ISO 11272, 1998, Soil quality - Determination of dry bulk density.
- Dittert, K., Mühling, K. H., 2009, Emission klimarelevanter Spurengase in der intensiven Pflanzenproduktion, *Journal für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit*, 4, 207 – 211.
- 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, *Journal of Environmental Quality*, 41, 928-937.
- Deppe, M., Well, R., Kücke, M., Fuß, R., Giesemann, A., Flessa, H., 2016, Impact of CUL-TAN fertilization with ammonium sulfate on field emissions of nitrous oxide, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 219, 138–151.
- Dobbie, K. E., Smith, K. A., 2001, The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol, *European Journal of Soil Science*, 52, 667 – 673.
- Dobbie, K. E., Smith, K., A., 2003, Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variable, *Global Change Biology*, 9, 204–218.
- 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.
- Dosch, R., Gutser, R., 1996, Reducing N losses (NH₃, N₂O, N₂) and immobilization from slurry through optimized application techniques, *Fertilizer Research*, 43, 165-171.
- 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 Journal*, 70, 570–581.
- DüMV, 2012, Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen,

Literatur

- Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung – DüMV), Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz.
- EC, 1996, Council Directive 96/61 /EEC on Integrated Pollution Prevention and Control, Official Journal of the European Communities, Nr. L257, Vol. 39, Brussels.
- ECETOC, 1994, Ammonia Emissions to Air in Western Europe, Technical Report No. 62, European Chemical Industry Ecology & Toxicology Centre (ECETOC), Brussels, Belgium.
- EFMA, 1997, The Fertilizer Industry of the European Union: The Issues of Today, the Outlook for Tomorrow, European Fertilizer Manufacturers Association, Brussels, Belgium.
- Eichner, M. J., 1990, Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data, *Journal of Environmental Quality*, 19, 272-280.
- Engel, R., Liang, D. L., Wallander, R., Bembenek, A., 2010, Influence of Urea Fertilizer Placement on Nitrous Oxide Production from a Silt Loam Soil, *Journal of Environmental Quality*, 39, 115–125.
- Evans, R. G., Stevens, W. B., Iversen, W. M., 2010, Development of strip tillage on sprinkler irrigated sugar beet, *Applied Engineering in Agriculture*, 26, 59–69.
- FAO, 1998, World Reference Base for Soil Resources, ISSS–ISRIC–FAO, World Soil Resources Report No. 84, Rome.
- Farack, K., Albert, E., 2011, Verbesserung der Nährstoffeffizienz durch Injektionsdüngung unter Berücksichtigung des Klimawandels, Schriftenreihe des sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, 1 2/2011.
- Felgentreu, C., 2003, Erste Ergebnisse beim Einsatz des Injektionsverfahrens bei Winterraps in Brandenburg, Sonderheft, 27-62.
- Fenn, L. B., Hossner, L. R., 1985, Volatilization from ammonia or ammonium-forming fertilizers, *Advances in Soil Science*, 1, 123-169.
- 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*, 15, 55-69.
- Ferm, M., Kasimir-Klemedtsson, A., Weslien, P., Klemedtsson, L., 1999, Emission of NH₃ and N₂O after spreading of pig slurry by broadcasting or band spreading, *Soil Use and Management*, 15, 1, 27–33.

Literatur

- Firestone, M. K., Davidson, E. A. 1989, Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil, Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere, eds. Andeac, M. O. Schimel, D. S., John Wiley & Sons Ltd, 7-21.
- Flessa, H., Beese, F., 2000, Laboratory estimates of trace gas emissions following surface application and injection of cattle slurry, *Journal of Environmental Quality*, 29, 262-268.
- Flessa, H., Beese, F., 2000b, Atmospheric pollutants and traces 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.
- Flessa, H., Greef, J. M., Hofmeier, M., Dittert, K., Ruser, R., Osterburg, B., Poddey, E., Wulf, S., Pacholski, A., 2014, Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft-Empfehlungen für die Praxis und aktuellen Fragen an die Wissenschaften, *Forschung Themenheft 1/2014*, 1-63 Herausgeber: Senat der Bundesforschungsinstitute des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft.
- Flynn, H. C., Smith, P., 2010, Greenhouse Gas Budgets of Crop Production-Current and Likely Future Trends, *International Fertiliser Industry Association*, Paris, France, 1–67.
- Freney, J. R., Denmead, O. T., Simpson, J. R., 1978, Soil as a source or sink for atmospheric nitrous oxide, *Nature*, 273, 530-532.
- Freney, J. R., Simpson, J. R., Denmead, O. T., 1983, Volatilization of ammonia. In: *Gaseous Loss of Nitrogen from Plant-Soil Systems*, eds. Freney, J. R., Simpson, J. R., Nijhoff, M., /Dr W Junk Publishers, The Hague, 1-32.
- Freney, J. R., Denmead, O. T., 1992, Factors Controlling Ammonia and Nitrous Oxide Emissions from Flooded Rice Fields, *Ecological Bulletins*, 42, Trace Gas Exchange in a Global Perspective, 188-194.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., Cosby, B. J., 2003, The nitrogen cascade, *Bioscience*, 53, 341–356.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., 2008, Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions, *Science*, 320, 889 – 892.

Literatur

- 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 and Tillage Research*, 52, 83-89.
- Gericke, D., Pacholski, A., Kage, H., 2011, Measurement of ammonia emissions in multi-plot field experiments, *Biosystems Engineering*, 108, 164 – 173.
- Godsey, C., Kochenower, R., Taylor, R., 2013, Strip-till Considerations in Oklahoma, Oklahoma Cooperative Extension Service, PSS-2134.
- 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.
- Granli, T., Bøckman, O. C., 1994, Nitrous oxide from agriculture, *Norwegian Journal of Agricultural Science, Supplement*, 12, 1-128.
- Gronauer, A., 1993, Einflußfaktoren auf die Ammoniakfreisetzung aus Flüssigmist als Grundlage verfahrenstechnischer Verbesserungen, In: Bayerisches Staatsministerium für ELuF, Gelbes Heft 47, München.
- Gruver, N., Galloway, J. N., 2008, An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle, *Nature*, 451, 7176, 293–296.
- Gutser, R., 1999, Langzeitwirkung nitrifikationsgehemmter Stickstoffdünger im Lysimeter-versuch 1982-1998, *VDLUFA Schrift*, 52, 465-468.
- Gutser, R., Ebertseder, T., 2002, Steuerung der Stoffkreisläufe landwirtschaftlicher Betriebe durch effiziente Verwertung der Wirtschaftsdünger, *KTBL Schrift*, 2002 – Kuratorium für Technik.
- 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*.
- Haider, K., 1996, *Biochemie des Bodens*, Enke, Stuttgart, 174.
- Håkansson, I., Henriksson, L., Blomquist, J. E., 2006, Soil tillage and crop establishment, Draycott, A. P., *Sugar Beet*, Blackwells, Oxford, UK, 114–168.
- Hansen, S., Maehlum, J. E., Bakken, L. R., 1993, N₂O and CH₄ fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic, *Soil Biology and Biochemistry*, 25, 621–630.
- Hansen, M. N., Sommer, S. G., Madsen, N. P., 2003, Reduction of Ammonia Emission by Shallow Slurry Injection: Injection Efficiency and Additional Energy Demand, *Journal of Environmental Quality*, 32, 1099-1104.

Literatur

- Halvorson, A. D., Del Grosso S. J., Jantalia, C. P., 2011, Nitrogen Source Effects on Soil Nitrous Oxide Emissions from Strip-Till Corn, *Journal of Environmental Quality*, 40, 1775-1786.
- 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., Kern, J., Scholz, V., 2003, Long-term studies on greenhouse gas fluxes during cultivation of energy crops on sandy soils, *Atmospheric Environment*, 37, 1635-1644.
- Hellebrand, H. J., Scholz, V., Kern, J., Kavdir, Y., 2005, N₂O Release During Cultivation of Energy Crops, *Agrartechnische Forschung*, 11, 5, 114-124.
- Henault, C., Devis, X., Page, S., Justes, E., Reau, R., 1998, Nitrous oxide emissions under different soil and land management conditions, *Biology and Fertility of Soils*, 26, 199-207.
- Hoffmann, C. Anger, M. Kühbauch, W., 2001, N₂O-Freisetzung auf gemachtem Dauergrünland in Abhängigkeit von Standort und N-Düngung, *Journal of Agronomy and Crop Science*, 187, 153–159.
- Horlacher, D., Marschner, H., 1990, Schätzrahmen zur Beurteilung von Ammoniakverlusten nach Ausbringung von Rinderflüssigmist, *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 153, 107-115.
- 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>.
- Hosen, Y., Paisancharoen, K., Tsuruta, H., 2002, Effects of deep application of urea on NO and N₂O emissions from an Andisol, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 63, 197–206.
- Hou, A. X., Akiyama, H., Nakajima, Y., Sudo, S. Tsuruta, H., 2000, Effects of Urea form and Soil Moisture on N₂O and NO Emissions from Japanese Andosols, *Chemosphere-Global Change Science*, 2, 321-327.
- Hou, A. X., Tsuruta, H., 2003, Nitrous oxide and nitric oxide fluxes from an upland field in Japan: effect of urea type, placement, and crop residues, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65, 191–200.

Literatur

- 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 measurement of nitrous oxide fluxes, *Soil Science Society of America Journal*, 45, 311-316.
- IFA Statistics, 2002, International Fertilizer Industry Association: <http://www.fertilizer.org/ifa/statistics/STATSIND/tablen.asp>.
- International Fertilizer Industrial Association, 2007, Total fertilizer consumption statistics by region from 1970/71 to 2005/06, <http://www.fertilizer.org/> (Stand vom 11. November 2009).
- IPCC 1997, Intergovernmental Panel on Climate Change/Organization for Economic Cooperation and Development, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories OECD/OCDE, Paris.
- IPCC, 2001, Intergovernmental Panel on Climatic Change, Third Assessment report, The scientific basis, Synthesis report.
- IPCC, 2014, Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability, Part A: Global and Sectoral Aspects, Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Isermann, K., 1990, Ammoniakemissionen der Landwirtschaft als Bestandteil ihrer Stickstoffbilanz und Lösungsansätze zur hinreichenden Minderung, In Döhler, H., van den Wege, H. (eds.), *Ammoniak in der Umwelt*, KTBL, Darmstadt-Kranichstein, 1.1-1.75.
- Jabro, J. D., Stevens, W. B., Iverson, W. M., Evans, R. G., Allen, B. L., 2014, Crop water productivity of sugar beet as affected by tillage, *Agronomy Journal*, 106, 2280–2286.
- Jackson, L. E., Calderon, F. J., Steenwerth, K. L., Scow, K. M., Rolston, D. E., 2003, Responses of soil microbial processes and community structure to till-age events and implications for soil quality, *Geoderma*, 114, 305–317.
- Jasa, P. J., 2013, Conservation Tillage Systems, University of Nebraska.
- 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.

Literatur

- 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 Biochemistry*, 30, 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*, 163, 249 – 260.
- Kessavalou, A., Mosier, A. R., Doran, J. W., Drijber, R. A., Lyon, D. J., Heinemeyer, O., 1998, Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod winter wheat-fallow tillage management, *Journal of Environmental Quality*, 27, 1094–1104.
- Klimaretter, Deutscher Ammoniak-Ausstoß zu hoch, Homepage, Artikel vom 01. September 2010, <http://www.klimaretter.info/politik/nachricht/6718-deutschlands-ammoniak-emissionen-zu-hoch-> Stand vom 11. Oktober 2013.
- Koch, H. J., Dieckmann, J., Büchse, A., Märländer, B., 2009, Yield decrease in sugar beet caused by reduced tillage and direct drilling, *European Journal of Agronomy*, 30, 101–109.
- Kraus, D., Weller, S., Steffen Klatt, S., Santabárbara, I., Haas, E., Wassmann, R., Werner, C., Kiese, R., Butterbach-Bahl, K., 2016, How well can we assess impacts of agricultural land management changes on the total greenhouse gas balance (CO₂, CH₄ and N₂O) of tropical rice-cropping systems with a biogeochemical model?, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 224, 104–115.
- Kübler, E., 1994, *Weizenanbau*, Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, Hohenheim.
- Kücke, M., 2001, Biomasseproduktion und N-Effizienz von Winterweizen und Winterroggen nach N-Injektionsdüngung - Feldversuchsergebnisse 2001. *Landbauforschung Völkenrode*, Sonderheft 245, 81-92.
- Kücke, M., 2003, Biomasseproduktion und N-Effizienz von Winterweizen und Winterroggen nach N-Injektionsdüngung – Feldversuchsergebnisse 2001, In: M. Kücke (Hrsg.), *Anbauverfahren mit N-Injektion (CULTAN) Ergebnisse, Perspektiven, Erfahrungen*. *Landbauforschung Völkenrode*, 81 – 92.
- Kücke, M., 2004, Ammoniakverluste bei N-Flüssigdüngerapplikation unter unterschiedlichen Bodenbedingungen, In: *Jahresbericht der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft 2003*, Braunschweig, 26.

Literatur

- Li, X., Ma, J., Yao, Y., Liang, S., Zhang, G., Xu, H., Yagi, K., 2014, Methane and nitrous oxide emissions from irrigated lowland rice paddies after wheat straw application and midseason aeration, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100, 65–76.
- Lebender, U., Senbayram, M., Lammel, J., Kuhlmann, H., 2014, Effect of mineral nitrogen fertilizer forms on N₂O emissions from arable soils in winter wheat production, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177, 722–732.
- Leick, B. C. E., 2003, Emission von Ammoniak (NH₃) und Lachgas (N₂O) von landwirtschaftlich genutzten Böden in Abhängigkeit von produktionstechnischen Maßnahmen, Dissertation, Universität Hohenheim.
- Leidel, S., Augustin, J., Köppen, D., Merbach, W., 2000, Einfluss unterschiedlicher organisch-mineralischer N-Düngung auf die Lachgas- und Methanemission eines ackerbau-lich genutzten Standortes Norddeutschlands, *Arch. Acker – Pflanze Boden*, 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.
- Malhi, S. S., Nyborg, M., Solberg, E. D., 1996, Influence of source, method of placement and simulated rainfall on the recovery of 15N-labelled fertilizers under zero tillage, *Canadian Journal of Soil Science*, 76, 93–100.
- Marschner, H., 1995, Mineral nutrition of plants, 2nd Ed., Academic Press, Harcourt Brace & Company, Publishers, London.
- 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 and Tillage Research*, 151, 75–81.
- Mejjide, A., Diez, J. A., Sanchez-Martin, L., Lopez-Fernandez, S., Vallejo, A., 2007, Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121, 4, 383–394.
- Maier, J., Müller-Sämman, K., Hölscher, T., Bischoff, W.-A., Schwarz, A., 2011, Platzierung von Harnstoff-Ammoniumsulfat-Lösung bei Mais und Kartoffel am Oberrhein, *Endbe*

Literatur

- richt zum Projekt Nr. 2008-2, Neue Wege der Stickstoffdüngung bei Mais und Kartoffel – mehr Effizienz für Landwirtschaft und Umwelt mit dem CULTAN-Verfahren, S. 131.
- Meissner, R., Rupp, H., Seeger, J., Ollesch, G., Gee, G. W., 2010, A comparison of water flux measurements: passive wick-samplers versus drainage lysimeters, *European Journal of Soil Science*, 61, 609–621.
- 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.
- Merino, P., Menendez, S., Pinto, M., Gonzalez-Murua, C., Estavillo, J. M., 2005, 3,4-dimethylpyrazole phosphate reduces nitrous oxide emissions from grassland after slurry application, *Soil Use And Management*, 21, 1, 53–57.
- Mensching-Buhr, A., 2010, Erfahrungen mit der CULTAN-Düngung im Kreis Uelzen – 2002 – 2009 in fünf Wasserschutzgebieten, Vortrag Internationales Symposium vom 9. – 10. Februar 2010 in Braunschweig.
- 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, *Climatic Change* 40, 7-38.
- Mosier, A. R., 1998, Soil processes and global change, *Biology and Fertility of Soils*, 27, 221–229.
- Mosier, A. R., Syers, J. K., Freney, J. R., 2004, Nitrogen Fertilizer: An Essential Component of Increased Food, Feed and Fiber Production, 3-15, In Mosier, A. R., Syers, J. K., Freney, J. R., (Eds.) *Agriculture and the nitrogen cycle: assessing the impacts of fertilizer use of on food production and the environment*, SCOPE, 65, Island Press.
- Müller, J., 2015, Die Anwendung von Lysimetern zur Ermittlung der Trockenstresswirkung auf den Wasserverbrauch und das Wachstumsverhalten junger Bäume, 16. Gumpensteiner Lysimetertagung, 21.und 22. April 2015, HBLFA Raumberg-Gumpenstein.

Literatur

- Nash, P., 2010, Alternative tillage and nitrogen management options to increase crop production and reduce nitrous oxide emissions from claypan soils, Thesis Department: Soil, environmental and atmospheric sciences (MU), Collections: Soil, Environmental and Atmospheric Sciences electronic theses and dissertations (MU), MU theses – Freely available online.
- Nevens, F., Reheul, D., 2005, Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize, *European Journal of Agronomy*, 22, 349–361.
- 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.
- Nikiéma, P., Buckley, K. E., Enns, J. M., Qiang, H., Akinremi, O. O., 2013, Effects of liquid hog manure on soil available nitrogen status, nitrogen leaching losses and wheat yield on a sandy loam soil of western Canada, *Canadian Journal of Soil Science*, 93, 573-584.
- 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, AE-1370, 1-8.
- Nyamadzawo, G., Shi, Y., Chirinda, N., Olesen, J. E., Mapanda, F., Wuta, M., Wu, W., Meng, F., Oelofse, M., de Neergaard, A., Smith, J., 2014, Combining organic and inorganic nitrogen fertilisation reduces N₂O emissions from cereal crops: a comparative analysis of China and Zimbabwe, *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 1–13.
- Oberthür, S., 2017, Homepage der Bundeszentrale für politische Bildung vom 24.11.2017
<http://www.bpb.de/izpb/9031/internationale-umweltpolitik?p=all>
- Oehmichen, J., 1983, Pflanzenproduktion, 1. Band, Verlag Paul Parey Berlin und Hamburg.
- Overstreet, L. F., 2009, Strip tillage for sugarbeet production, *International Sugar Journal*, 111, 292–304.
- 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 Biogasprodukt-

Literatur

- ion 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.
- Pathak, H., 1999, Emissions of nitrous oxide from soil, *Current Science*, 77, 3, 359-368.
- Pekrun, C., Kaul, H.-P., Claupein, W., 2003, Soil tillage for sustainable nutrient management, El Titi, A., *Soil Tillage in Agroecosystems*, CRC Press, Boca Raton, FL, 115-146.
- Perego, A., Wu, L., Gerosa, G., Finco, A., Chiazese, M., Amaducci, S., 2016, Field evaluation combined with modelling analysis to study fertilizer and tillage as factors affecting N₂O emissions: A case study in the Po valley (Northern Italy), *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 225, 72-85.
- Pedersen, A. R. Petersen, S. O., Schelde, K., 2010, A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers, *European Journal of Soil Science*, 888-902.
- Peyrard, C., Mary, B., Perrin, P., Véricel, G., Gréhan, E., Justes, E., Léonard, J., 2016, N₂O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 224, 145-156.
- Pimentel, L. G., Weiler, D. A., Pedroso, G. M., Bayer, C., 2015, Soil N₂O emissions following cover-crop residues application under two soil moisture conditions, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178, 631-640.
- Qin, S., Wang, Y., Hu, C., Oenema, O., Li, X., Zhang, Y., Dong, W., 2012, Yield-scaled N₂O emissions in a winter-wheat summer corn double-cropping system, *Atmospheric Environment*, 55, 240-244.
- Rehs, B., 1999, Der Einfluß meteorologischer Parameter auf den Radon-Transport im Boden, Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen.
- Reinhard, R., Scherer, H., Kücke, M., Greef, J. M., 2010, Grünlanddüngung mit N Flüssigdüngerinjektion: Einfluss von Injektionshäufigkeit und N-Menge auf Ertrag, Qualität und N-Entzug, In: J.-K. Institut, (Hrsg.) Internationales Symposium: Injektionsdüngung Aktueller Kenntnisstand, neue Entwicklungen und Erfahrungen, 9. – 10. Februar 2010 2010 Braunschweig Julius Kühn-Institut, 18.
- Rieger, S. B., 2001, Impacts of tillage systems and crop rotation on crop development, yield, and nitrogen efficiency, Dissertation, Universität Zürich.

Literatur

- 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.
- Rodhe, L., Pell, M. Yamulki, S., 2006, Nitrous oxide, methane and ammonia emissions following slurry spreading on grassland, *Soil Use and Management*, 22, 229–237.
- 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.
- Ruser, R., Pfab, H., Palmer, I., Spengler, J., Fiedler, S., Müller, T., 2010, N₂O emissions from a vegetable field as affected by ammonium depot fertilization and by the use of a nitrification inhibitor, Symposium, Vortrag Universität Hohenheim.
- Ryden, J. C., 1981, N₂O exchange between a grassland soil and the atmosphere, *Nature*, 292, 235-237.
- SAS, (Statistical Analysis System), 2010, Institute Inc. Campus Drive, Cary, NC, USA,
- Schortemeyer, M., Feil, B., Stamp, P., 1993, Root Morphology and Nitrogen Uptake of Maize Simultaneously Supplied with Amminium and Nitrate in a Split-root System, *Annals of Botany*, 72, 107-115.

Literatur

- Schubert, S., 2006, Pflanzenernährung Grundwissen Bachelor, Verlag Eugen Ulmer Stuttgart UTB.
- Schumacher, F.-J., 2003, Praxiserfahrungen mit der Düngung nach dem CULTAN-Verfahren am Niederrhein, Sonderheft, 63-70.
- 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.
- Shchinov, Y. A., Novikov, N. V., Kolagov, A. A., Federova, L. A., 1984, Rotary Injection of liquid ammonia in the fields, *Tekhnika*, 57-58.
- 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, *Journal of Agricultural Engineering Research*, 77, 3, 277-287.
- Smith, K. A., Dobbie, K. E., Thorman, R., Watson, C. J., Chadwick, D. R., Yamulki, S., Ball, B. C., 2012, The effect of N fertilizer forms on nitrous oxide emissions from UK arable land and grassland, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93, 2, 127–149.
- Sommer, S. G., Olesen, J. E., 1991, Effect of dry matter content and temperature on NH₃ loss from surface-applied cattle slurry, *Journal of Environmental Quality*, 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, S. G., Générmont, S., Cellier, P., Hutchings, N. J., Olesen, J. E., Morvan, T., 2003, Processes controlling ammonia emissions from livestock slurry in the field, *European Journal of Agronomy*, 19, 465–486.

Literatur

- Sommer, K., 2003, Grundlagen des „CULTAN“-Verfahrens, Landbauforschung Voelkenrode, Sonderheft, 1-22.
- Sommer, S. G., McGinn, S. M., Flesch, T. K., 2005, Simple use of the backwards Lagrangian stochastic dispersion technique for measuring ammonia emission from small field-plots, *European Journal of Agronomy*, 23, 1, 1–7.
- Sommer, S. G., Schjoerring, J. K., Denmead, O.T., 2004, Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops, *Advances in Agronomy*, Volume 82, 557-622.
- Sommer, K., 2005, CULTAN-Düngung. Physiologisch, ökologisch, ökonomisch optimiertes Düngungsverfahren für Ackerkulturen, Grünland, Gemüse, Zierpflanzen und Obstgehölze, Verlag Thomas Mann, Gelsenkirchen.
- Spiess, E., Meier, U., 2008, Cultan-technique of fertilizing put into practice, *Technique Agricola*, 3, 14–17.
- 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.
- Subbarao, G. V., Ito, O., Sahrawat, K. L., Berry, W. L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Watanabe, T., Suenaga, K., Rondon, M., Rao, I. M., 2006, Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems-challenges and opportunities, *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25, 4, 303–335.
- Tauchnitz, N. 2013, Gülle-Strip-Till Streifenbearbeitung und Gülle-Unterflurdüngung, Poster zur Agrar, Zusammenarbeit Mitteldeutschlands im Pflanzenbau, Länderübergreifendes DBU-Projekt zur Verminderung von Stickstoffverlusten.
- Tenuta, M. Beauchamp, E. G., 2003, Nitrous oxide production from granular nitrogen fertilizers, *Canadian Journal of Soil Science*, 83, 5, 521-532.
- Tilman, D., Balzer, C., Befort, B. L., 2011, Global food demand and the sustainable intensification of agriculture, *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA* 108, 1–5.
- Titi, A. E., Köhler, K., Huwe, B., Andrade, D. S., Colozzi-Filho, A., Giller, K. E., Pekrun, C., Kaul, H.-P., Claupein, W., Jordan, V. W. L., Hutcheon, J. A., Glen, D. M., Symondson, W. O. C., Shuster, W. D., Edwards, C. A., Kendall, D. A., 2010, Soil Tillage in Agroecosystems, CRC Press, Google Scholar vom 16. September 2013 http://books.google.de/books?hl=de&lr=&id=bTPL9Jp2XiEC&oi=fnd&pg=PA27&dq=strip+tillage+soil+microstructure&ots=hxzWY60__M&sig=0SM7UbaQecdzoPcmJzHqnIJiXUU#v=onepage&q&f=false.

Literatur

- Turner, D. A., Edis, R. E., Chen, D., Freney, J. R., Denmead, O. T., 2012, Ammonia volatilization from nitrogen fertilizers applied to cereals in two cropping areas of southern Australia, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93, 2, 113–126.
- Umweltbundesamt, 2018, World Data Centre for Greenhouse Gases, Homepage vom 27.02.2018, <https://www.umweltbundesamt.de/daten/klima/atmosphaerische-treibhausgas-konzentrationen#textpart-3>.
- UNFCCC, 1997, Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change.
- USDA, 1997, Keys to Soil Taxonomy by the Soil Survey Staff, Soil Conservation Service, U.S. Department of Agriculture (USDA), 7th ed. Pocahontas Press, Blacksburg, Virginia.
- Vall, M. P., Vidal, C., 2016, Landwirtschaft und Umwelt, Stickstoff in der Landwirtschaft, Eurostat, Homepage der Europäischen Kommission, Stand vom 24.11.2016. http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/de/nitro_de/report.htm.
- 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 Molen. J., Van Faassen, H. G., Vertregt, N., Bursink, W., Den Boer, D. J., 1988, Ammonia emission from arable and grassland soils, aus *Nitrogen in organic wastes applied to soils* von Hansen, J. Aa., Henriksen, K., Specialized Seminar, University of Aalborg, Denmark.
- Van der Zaag, A.C., Jayasundara, S., Wagner-Riddle, C. 2011, Strategies to mitigate nitrous oxide emissions from land applied manure, *Animal Feed Science and Technology*, 166–67, 464–479.
- Veldkamp, E., Keller, M., 1997, Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics, *Journal of Geophysical Research*, 102, 15889–15898.
- Velthof, G. L., Kuikman, P. J., Oenema, O., 2003, Nitrous oxide emission from animal manures applied to soil under controlled conditions, *Biology and Fertility of Soils*, 37, 221–230.
- Venterea, R. T., Burger, M., Spokas, K. A., 2005, Nitrogen Oxide and Methane Emissions Under Varying Tillage and Fertilizer Management, *Journal of Environmental Quality* 34:1467–1477.

Literatur

- Vitousek, P. M., Aber, J. D., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Schlesinger, W. H., Tilman, D. G., 1997, Human alteration of the global nitrogen cycle: Sources and consequences, *Ecological Applications*, 7, 737–750.
- Walter, E. E., 2003, Die CULTAN Düngung – Eine weitere Maßnahme zur Grundwassersäuerung der Wasserversorgung Grünbachgruppe – Mehrjährige Erfahrungen, *Sonderheft*, 105-118.
- Webb, J., Misselbrook, T. H., 2004, A mass flow model of ammonia emissions from U.K. livestock production, *Atmospheric Environment*, 38, 2163–2176.
- Webb, J. Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010, The impact of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response – A review, *Agriculture, Ecosystems Environment*, 137, 39-46.
- Wechsung, G., Geupel, M., Fofmann, R., Spranger, T., Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden in der multimedialen Stickstoffemissionsminderungsstrategie des Umweltbundesamtes, et al. 2010, *KTBL-Schrift 483*, S. 323 – 327, *KTBL-/ vTI-Tagung 8.-10.12.2010*, Emission landwirtschaftlich genutzter Böden.
- Weimar, S., Sommer, K., 1990, Untersuchungen zur Erschließung von Ammonium-Depots durch Mais, *Landwirtschaftliche Forschung Kongressband*, 301-307.
- Weimar, S., Walg, O., 2003, Bedarfsgerechte Stickstoffversorgung von Rebanlagen durch das CULTAN-Verfahren, *Sonderheft*, 131-139.
- Well, R., Weymann, D., Flessa, H., 2010, *KTBL-Schrift 483*, 140-150, *KTBL-/ vTI-Tagung 8.-10.12.2010*, Emission landwirtschaftlich genutzter Böden.
- Whalen, J., Chang, C., Clayton, G., Carefoot, J., 2000, Cattle manure amendments can increase the pH of acid soils, *Soil Science Society of America Journal*, 64, 962–966.
- Whitehead, D. C., Raistrick, N., 1990, Ammonia volatilization from five nitrogen compounds used as fertilizers following surface application to soils, *Journal of Soil Science*, 41, 387-394.
- Weiske, A., Benckiser, G., Herbert, T., Ottow, J. C. G., 2001, Influence of the nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole phosphate (DMPP) in comparison to dicyandiamide (DCD) on nitrous oxide emissions, carbon dioxide fluxes and methane oxidation during 3 years of repeated application in field experiments, *Biology and Fertility of Soils*, 34, 109 – 117.
- 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 ni

Literatur

- trate and biogas digestate with and without nitrification inhibitor, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 100, 121 – 134.
- 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.
- 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.
- Xu., X., R., Y., Li, Y., Zhang, Q., Liu, Y., Pan, H., Guan, X. Li, J., Shi, J., Dong, L., Li, Z., Di, H., Xu, J., 2016, Warmer and drier conditions alter the nitrifier and denitrifier communities and reduce N₂O emissions in fertilized vegetable soils, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 231, 133–142.
- Yonemura, S., Nouchi, I., Nishimura, S., Sakurai, G., Togami, K., Yagi, K., 2014, Soil respiration, N₂O, and CH₄ emissions from an Andisol under conventional-tillage and no-tillage cultivation for 4 years, *Biology and Fertility of Soils*, 50, 1, 63–74.
- Zaman, M., Nguyen, M. L., Blennerhassett, J. D., Quin, 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.
- Zaman, M., Blennerhassett, J. D., 2010, Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 136, 236–246.

Anhang

Tabelle 10A Pflanzenschutzbehandlung im Gülle-Strip-Till-Versuch am Standort Lückstedt im Jahr 2014.

Datum	Pflanzenschutzmittel	Wirkorganismus	Firma	Aufwandmenge (l/kg ha ⁻¹)
18.03.2014	Glyphos	Herbizid	Cheminova	3 L/ha
15.05.2014	0,5 ZINTAN GOLD PACK			
	Gardo Gold	Herbizid	Syngenta	2 L/ha
	Callisto	Herbizid	Syngenta	0,5 L/ha
	Cato	Herbizid	DuPont	30 g/ha
	Buctril	Herbizid	Bayer	0,7 L/ha
22.05.2014	Cato	Herbizid	DuPont	20 g/ha
	Buctril	Herbizid	Bayer	0,7 L/ha

Tabelle 11A Pflanzenschutzbehandlung im Gülle-Strip-Till-Versuch am Standort Kossebau im Jahr 2015.

Datum	Pflanzenschutzmittel	Wirkorganismus	Firma	Aufwandmenge (l/kg ha ⁻¹)
25.04.2015	Roundup	Herbizid	Monsanto	4 L/ha
21.05.2015	MaisTer	Herbizid	Bayer	1,25 L/ha
	Gardobuc	Herbizid	Syngenta	1,25 L/ha
	Motivell	Herbizid	BASF	0,6 L/ha
22.06.2015	Buctril	Herbizid	Bayer	0,3 L/ha

Tabelle 12A Pflanzenschutzbehandlung im N-Injektionsversuch am Standort Nossen im Jahr 2014.

Datum	Pflanzenschutzmittel	Wirkorganismus	Firma	Aufwandmenge (l/kg ha ⁻¹)
01.04.2014	Husar OD + Mero	Herbizid	Bayer	0,1 + 1,0
11.04.2014	Moddus + CCC	Wachstumsregulator	Syngenta+ BASF	0,4 + 1,0
22.04.2014	Adexar	Fungizid	BASF	1,25
07.05.2014	Adriane C	Herbizid	Dow	1,5
23.05.2014	Input Clasic	Fungizid	Bayer	0,8
03.06.2014	Trafo WG	Insektizid	Syngenta	0,15
06.06.2014	Pronto Plus	Fungizid	Bayer	1,5

Tabelle 13A Pflanzenschutzbehandlung im N-Injektionsversuch am Standort Nossen im Jahr 2015.

Datum	Pflanzenschutzmittel	Wirkorganismus	Firma	Aufwandmenge (l/kg ha ⁻¹)
29.10.2014	Bacara Forte + Axial 50	Herbizid	Bayer + Syngenta	1,0 + 0,9
23.04.2015	CCC	Wachstumsregulator	BASF	1,0
30.04.2015	Adexar	Fungizid	BASF	1,5
30.04.2015	Moddus	Wachstumsregulator	Syngenta	0,4
25.05.2015	Credo + Folicur	Fungizid	Du Pont + Bayer	1,2 + 0,9

9. Eidesstattliche Erklärung/ Declaration under Oath

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst, keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

I declare under penalty of perjury that this thesis is my own work entirely and has been written without any help from other people. I used only the sources mentioned and included all the citations correctly both in word or content.

13.12.2018



.....

.....

Datum/ *Date*

Unterschrift des Antragstellers / *Signature of the applicant*



Curriculum vitae

Persönliche Daten

Geburtsdatum : 25.07.1986
Geburtsort : Lutherstadt Wittenberg
Familienstand : Ledig
Führerscheinklassen: B, M, L

Beruflicher Werdegang

seit 09 2018 Technischer Mitarbeiter bei Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH UFZ in Halle
04 2018 – 08 2018 Projektmitarbeiter beim Deutsches Zentrum für integrative Biodiversitätsforschung (iDiv) in Leipzig
07 2016 – 06 -2017 Mitarbeiter bei ST GrünBau GmbH in Leipzig
08 2013 – 12 2016 Wissenschaftlicher Mitarbeiter (Doktorand) an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
Thema: „Verbesserung der Stickstoff-Effizienz der organischen und mineralischen N-Düngung durch Anwendung des Gülle-Strip Till-Verfahrens sowie der N-Injektion“
angestrebter Abschluss: Dr. agr.
04 2013 – 07 2013 Mitarbeiter in der Produktion bei KEK Konzeption Entwicklung Konstruktion GmbH in Bad Schmiedeberg

Hochschulstudium

10 2010 – 03 2013 Master Nutzpflanzenwissenschaften 120 LP an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (Note: 1,4)
Thema: „Der Einfluss sprühfähiger biologisch abbaubarer Folien auf bodenchemische und bodenbiologische Kennwerte“
10 2007 – 09 2010 Bachelor Agrarwissenschaften 180 LP an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Vertiefungsrichtung: Nutzpflanzen (Note: 1,8)
Thema: „Interspezifische Konkurrenz zwischen Grünlandarten extensiv bewirtschafteten Mähwiesen unter der Berücksichtigung lokaler Anpassung an Bodenorganismen“

Schulischer Werdegang

08 2004 – 03 2006 Melanchthon-Gymnasium in Lutherstadt Wittenberg, Abschluss: Allgemeine Hochschulreife (Note: 2,6)
08 1999 – 07 2004 Heidegymnasium Pretzsch
08 1997 – 07 1999 Sekundarschule Bad Schmiedeberg

Lebenslauf

Befristetes Volontariat

01 2007 – 08 2007 Volontariat in der Eisenmoorbad Kur-GmbH Bad Schmiedeberg
als Kulturbetreuer

Zivildienst

04 2006 – 12 2006 Eisenmoorbad Kur-GmbH Bad Schmiedeberg

Praktika

08 2009 – 09 2009 Amt für Landwirtschaft, Flurneuordnung und Forsten Süd in der
Außenstelle Halle

02 2009 – 04 2009 Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH – UFZ

08 2008 – 10 2008 Agrargenossenschaft Meuro e. G.

08 2007 – 09 2007 Agrarbetrieb Milch und Fleisch e. G. Bad Schmiedeberg

Sprachkenntnisse

Englisch gute Kenntnisse, fließend in Wort und Schrift (Unicert 2)

Französisch Schulische Grundkenntnisse

Italienisch Schulische Grundkenntnisse

EDV-Kenntnisse gute Kenntnisse im MS Office-Paket (Word, Excel, PowerPoint)

Weitere Fähigkeiten Befähigung zur Ausbildung von Lehrlingen Berufs- und Ar-
beitspädagogik, Kettensägenschein (Modul A)

Interessen Reisen, Fußball und Gitarre spielen, Gartenarbeit, Fahrrad fahren,
lesen, Genealogie, lachen



.....

Halle (Saale), den 13.12.2018