

Schlussbericht

zum Vorhaben

Thema:

Wirkung von inhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS) zur Erhöhung der Stickstoff-Nutzungseffizienz und Minderung von Ammoniak- und Lachgasemissionen bei der mineralischen Düngung

Zuwendungsempfänger:

Teilvorhaben 1: Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei – Institut für Agrartechnologie (TI-AT)

Teilvorhaben 2: SKW Stickstoffwerke Piesteritz GmbH

Teilvorhaben 3: Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung Müncheberg (ZALF) e.V.

Teilvorhaben 4: Universität Hohenheim, Institut für Kulturpflanzenwissenschaften (340), Fg. Düngung und Bodenstoffhaushalt (340i)

Teilvorhaben 5: Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften, Professur Allg. Pflanzenbau und Ökologischer Landbau

Teilvorhaben 6: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Abt. 7 Landwirtschaft, Nossen

Teilvorhaben 7: Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie – Abteilung Ökologische Chemie

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMEL für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei der Autorenschaft.

Förderkennzeichen:

Teilvorhaben 1: 2220NR082A

Teilvorhaben 2: 2220NR082B

Teilvorhaben 3: 2220NR082C

Teilvorhaben 4: 2220NR082D

Teilvorhaben 5: 2220NR082E

Teilvorhaben 6: 2220NR082F

Teilvorhaben 7: 2220NR082

Laufzeit:

01.03.2021 – 29.02.2024

Monat der Erstellung:

05/2024

Inhaltsverzeichnis

I. Kurzbericht	4
1. Aufgabenstellung	4
2. Planung und Ablauf des Vorhabens	4
3. Resümee der wesentlichen Ergebnisse	5
a) Arbeitspakete und Meilensteine	5
b) Zusammenfassung	7
II. Ausführliche Darstellung der Ergebnisse	8
1. Erzielte Ergebnisse.....	8
Arbeitspaket 0: Projektkoordination.....	8
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	9
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste.....	24
Arbeitspaket 3: Auswaschungsverluste Nitrat.....	37
Arbeitspaket 4: Ökotoxizität.....	37
Arbeitspaket 5: Datenmanagement sowie Bewertung der N-Nutzung und der Umweltwirkung.....	38
2. Verwertung.....	47
a) Erfindungen/Schutzrechtsanmeldungen	47
b) Wirtschaftliche Erfolgsaussichten nach Projektende.....	47
c) Wissenschaftliche und/oder technische Erfolgsaussichten nach Projektende	47
d) Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit.....	48
3. Erkenntnisse von Dritten.....	48
4. Veröffentlichungen.....	48
ANHANG	50
Teilvorhaben 1: Koordination, Datenmanagement und Bewertung	50
1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	50
2. Bearbeitete Arbeitspakete.....	50
Arbeitspaket 0: Projektkoordination	50
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	50
Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung	50
3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens	51
Teilvorhaben 2: Quantifizierung und Bewertung von NH ₃ -Emissionen in praxisnahen Feldversuchen am Standort Cunnersdorf und Ermittlung des NH ₃ -Verlustpotenzials der Böden aller WIN-N-Standorte.....	101
1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	101
2. Bearbeitete Arbeitspakete.....	101
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	101
Bearbeitet wurden die folgenden Arbeitspakete:.....	101
• AP1 Rohstoffpflanzenanbau.....	101
• AP2 Gasförmige N-Verluste	101
• AP5 Datenmanagement und Bewertung.....	101
3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens	101
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste.....	107
Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung am Standort Cunnersdorf	116

Teilvorhaben 3: Messung gasförmiger N-Verluste in On-Farm-/Inkubationsversuchen.....	117
1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	117
2. Bearbeitete Arbeitspakete.....	118
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	118
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste.....	118
Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung	118
3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens.....	118
Teilvorhaben 4: Einfluss von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren auf die Spurengasfreisetzung einer Fruchtfolge am Standort Ihinger Hof.....	138
1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	138
2. Bearbeitete Arbeitspakete.....	138
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenbau	138
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Ammoniak und Lachgas).....	138
Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung	138
3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens.....	138
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenbau	139
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Ammoniak und Lachgas).....	141
Literaturverzeichnis.....	146
Teilvorhaben 5: Agronomische und ökologische Wirkung von inhibiertem AS-HS am Standort Merbitz	148
1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	148
2. Bearbeitete Arbeitspakete.....	148
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	148
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste.....	148
Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung	148
3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens.....	148
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	148
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste.....	149
Teilvorhaben 6: Erfassung von N-Verlusten im Lysimeterversuch	154
1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	154
2. Bearbeitete Arbeitspakete.....	154
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	154
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Lachgas)	156
Arbeitspaket 3: Auswaschungsverluste (Nitrat).....	156
Arbeitspaket 4: Ökotoxizität.....	156
Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung	156
3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens.....	156
Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau.....	156
Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Lachgas)	160
Arbeitspaket 3: Auswaschungsverluste (Nitrat).....	163
Arbeitspaket 4: Ökotoxizität.....	167
Teilvorhaben 7: Berechnung des Verhaltens inhibierten Ammoniumsulfat-Harnstoffs (AS-HS) und seiner Abbauprodukte im Boden mit Simulationsmodellen.....	170
1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens	170

2.	Bearbeitete Arbeitspakete.....	170
	Arbeitspaket 4: Ökotoxizität.....	170
	Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung	170
3.	Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens.....	170

I. Kurzbericht

1. Aufgabenstellung

In dem Projekt wurde an ausgewählten Standorten die Wirkung von urease- und nitrifikationsinhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff im Vergleich zum nicht-inhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS) auf die N-Nutzungseffizienz beim Rohstoffpflanzenanbau untersucht. Simultan galt es, eine mögliche Wechselwirkung der Inhibitoren beim Einsatz von doppelt-inhibiertem AS-HS zu erfassen. Dabei wurde die kombinierte N-Stabilisierung mit Urease-(UI) und Nitrifikationsinhibitoren (NI) untersucht, welche eine signifikante Minderung von Verlusten durch Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O) und Nitrat (NO_3^-) erwarten lässt. Die genannten Wirkungen und der Einfluss auf den Ertrag wurden im Rahmen von Fruchtfolgeversuchen mit integrierten Gasmessungen (NH_3 und N_2O) unter Praxisbedingungen geprüft. Um zuverlässige Aussagen über den Gesamtumfang der gasförmigen N-Verluste zu erhalten, wurden zusätzlich anhand von Lysimeterversuchen die Sickerwassermenge und das Nitrat auswaschrisko sowie mithilfe von Laborinkubationsexperimenten die tatsächlichen N_2 -Emissionen bestimmt. Das ist von zentraler Bedeutung für die Ermittlung von realistischen Dünger-N-Bilanzen, stellen doch die gasförmigen N_2 -Verluste infolge Denitrifikation einen wichtigen, aber am schwersten zu erfassenden N-Verlustpfad dar.

Zentrales Ziel des Projektes war sowohl die Verminderung der Umweltbelastung durch Freisetzung von Lachgas und Ammoniak als auch eine signifikante Erhöhung der N-Nutzungseffizienz beim Einsatz von synthetischen schwefelhaltigen N-Düngern. Damit soll auch die Wettbewerbsfähigkeit von Verfahren des Anbaus von Rohstoffpflanzen erhöht werden. Vor diesem Hintergrund war zu prüfen, inwieweit der gezielte Einsatz von inhibierten schwefelhaltigen N-Düngern eine potentiell schnell umsetzbare Option zur Reduktion düngerbürtiger N-Emissionen beim Anbau von Rohstoffpflanzen darstellt. Damit werden Ziele der Deutschen Nachhaltigkeitsstrategie des BMEL insbesondere in den Bereichen „Nachhaltige Landwirtschaft“ sowie „Klimaschutz und Klimaanpassung in der Land- und Forstwirtschaft“ aufgegriffen.

2. Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Vorhaben mit der Fruchtfolge Mais – Winterweizen – Wintergerste (SM-WW-WG) begann im Februar 2021 mit drei Jahren Projektlaufzeit. Das hat den Vorteil, dass sowohl drei Vegetationsphasen einschließlich Ernten erfasst wurden und ausreichend Zeit für das Analysieren der Proben und die standortübergreifende Auswertung blieb. Dieser Aspekt ist insbesondere für Doktoranden und Doktorandinnen von Bedeutung, denen gegenüber die Betreuenden eine besondere Sorgfaltspflicht haben. Das Vorhaben ist in 6 Arbeitspakete (AP) gegliedert. Diese Arbeitspakete sind in Teilprojekte unterteilt, die sich entweder räumlich oder inhaltlich ergeben. Basis der vorgesehenen Arbeiten sind Feldversuche an vier Standorten. Im Zentrum steht dabei eine dreijährige Fruchtfolge von Rohstoffpflanzen (SM-WW-WG). Folgende Versuchsvarianten wurden dabei untersucht:

- Ungedüngte Kontrolle (nur Feldversuche)
- Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS)
- AS-HS + Ureaseinhibitor (UI)
- AS-HS + UI + Nitrifikationsinhibitor (NI)

Weder AS-HS + Ureaseinhibitor noch AS-HS + Urease- + Nitrifikationsinhibitor sind derzeit kommerziell erhältlich. Die N-Dünger wurden aber für dieses Vorhaben von der Firma SKWP für alle Projektpartner zur Verfügung gestellt. Die Feldversuche wurden durch Lysimeterversuche (Sickerwasser, Nitrat und Lachgas) und Laborinkubationsexperimente (N_2) ergänzt, um zu verbesserten N-Bilanzen und präziseren Angaben zur N-Nutzungseffizienz zu gelangen.

Ergänzend fanden ferner ökotoxikologische Untersuchungen zum Umweltverhalten statt, um etwaige toxikologische Effekte der Inhibitoren sowie deren Abbauprodukten auf das Ökosystem im Boden und Sickerwasser untersuchen zu können. Ferner wurde der Verbleib der Inhibitoren in der Umwelt modelliert, um mögliche Problemverschiebungen, insbesondere Gewässergefährdung, frühzeitig zu untersuchen. Die Modellierungsergebnisse wurden dabei anhand der Sickerwasserproben aus den Lysimetern validiert.

Die Bewertung der Maßnahme „Einsatz von Inhibitoren“ erfolgte über die Berechnung flächenbezogener N-Verlustraten und dreijähriger N-Bilanzen sowie mittels Ökoeffizienzanalysen. Somit wurde die Maßnahme sowohl in Hinblick auf die N-Verluste als auch hinsichtlich der betrieblichen Vor- und Nachteile bewertet. Aus den Ergebnissen wurden umwelt- und ressourcenoptimierte Mineral-N-Düngungssysteme abgeleitet.

Alle Messdaten und modellierten Daten wurden in einer Datenbank zusammengefasst und können so der Allgemeinheit nach Vorhabensende plus 1-jähriger Embargoperiode auf der OpenAgrar-Plattform des BMEL zur Verfügung gestellt werden. Die Datenbank bildet auch die Basis für die Bewertung der N-Nutzungseffizienz, der N-Bilanzen und der Ökoeffizienzanalysen. Eine detaillierte Beschreibung des Vorgehens erfolgt in der Erklärung der einzelnen Arbeitspakete sowie teilvorhabensspezifischen Anhängen.

3. Resümee der wesentlichen Ergebnisse

a) Arbeitspakete und Meilensteine

Arbeitspakete (AP) (lt. Planung im Antrag)	Bearbeitungszeitraum (lt. Balkenplan im Antrag)	Zielerreichung
AP 0 Projektkoordination	03/2021 bis 02/2024	Im Berichtszeitraum erfolgte die Koordinierung von Projekttreffen, Videokonferenzen sowie Publikationen. Es erfolgte ferner die Harmonisierung der Messung und Auswertung der NH_3 - sowie N_2O -Emissionen. Der Projektfortschritt wurde regelmäßig kontrolliert und das Berichtswesen koordiniert. Gemeinsame Ergebnisse wurden auf der dafür eingerichteten Projektcloud hinterlegt, welche fortlaufend gepflegt wurde. Die Projektergebnisse wurden im Rahmen von Fachtagungen vorgestellt.
AP 1 Rohstoffpflanzenanbau	03/2021 bis 02/2024	Ein Template zur einheitlichen Düngebedarfsermittlung wurde erstellt und innerhalb des Projekts verwendet. Es erfolgte ferner eine Abstimmung zur Düngestrategie. Ausnahmen und Abweichungen wurden protokolliert. Die geplanten Feldversuche mit der Fruchtfolge Silomas – Winterweizen – Wintergerste wurden an den Versuchsstandorten Cunnersdorf, Ihinger Hof, Merbitz und Dedelow planmäßig durchgeführt. Am Standort Nossen wurde die abgesprochene Abweichung der Fruchtfolge Wintergerste – Silomais – Winterweizen angebaut. Die Kulturführung (Aussaat, Düngung, Ernte) der angebauten Feldfrüchte erfolgte unter für die Standorte üblichen Praxisbedingungen. Ertrags- sowie Qualitätsanalysen der Ernteprodukten erfolgten planmäßig.
AP 2 Gasförmige N-Verluste	03/2021 bis 02/2024	Die geplanten Gasmessungen (N_2O sowie NH_3) sowie Begleitmessungen (Wetterdaten, N_{min}) wurden an den Feldversuchsstandorten Cunnersdorf, Ihinger Hof, Merbitz und Dedelow gemäß Arbeits- und Zeitplanung fristgerecht und vollständig durchgeführt. Am Lysimeterversuch Nossen erfolgten Messungen von N_2O regelmäßig im vorgesehenen Turnus. N_2 -Messungen wurden trotz Lieferengpässen beim Trägergas für zwei Standorte durchgeführt (Hohenheim und Naugarten). Am Standort Ihinger Hof wurden zusätzlich zum ursprünglich geplanten Untersuchungsumfang ergänzende N_2O -Messungen in der ungedüngten Kontrolle sowie der doppelt-inhibierten Variante (AS-HS+UL+NI) in den Kulturen Winterweizen und Wintergerste durchgeführt. Es wurden ferner NH_3 -N-Verluste und Verlustraten (Emissionsfaktoren) für die Kulturen Silomais, Winterweizen und Wintergerste sowie für die gesamte Fruchtfolge aus diesen drei Kulturen ermittelt. Im Ammoniak-Verlustpotenzial-Test (AVT) wurde darüber hinaus für alle Versuchsstandorte der AP 1+2 das mögliche NH_3 -Verflüchtigungspotenzial unter Worst-Case-Verlustbedingungen für Umgebungstemperaturen von 5°C und 20°C ermittelt.
AP 3 Auswaschungsverluste Nitrat	03/2021 bis 02/2024	Die 60 Lysimeter in Nossen wurden, wie im Antrag beschrieben, fortlaufend betrieben. Aus jedem der Lysimeterfelder wurde zu Vegetationsbeginn, nach der Ernte und zu Vegetationsende das Sickerwasser abgepumpt (jeweils März, Juli und November jeden Jahres). Bei jeder Entnahme wurde die Sickerwassermenge für jedes Lysimeter bestimmt und Proben für die Analyse zurückgestellt. Die Entnahme von Bodenproben erfolgte nach der Ernte in jedem Versuchsjahr. Sickerwasser- und Bodenproben aus den drei Versuchsjahren wurden zur Analyse an die BfUL weitergegeben. Es erfolgten Untersuchungen des Sickerwassers auf $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, P, K, Mg sowie S, die Bestimmung des pH-Werts sowie die Berechnung des verfügbaren mineralischen Stickstoffs (N_{min}). Die Bodenproben wurden auf $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und S_{min} untersucht sowie die Bestimmung des Wassergehalts vorgenommen.

Arbeitspakete (AP) (lt. Planung im Antrag)	Bearbeitungszeitraum (lt. Balkenplan im Antrag)	Zielerreichung
AP 4 Ökotoxizität	03/2021 bis 02/2024	<p>Die Sickerwasserproben, entnommen an 9 verschiedenen Zeitpunkten von Mai 2021 bis November 2023 am Standort Nossen, wurden vom Institut Fresenius auf das Vorhandensein der beiden Inhibitoren analysiert. An 45 der 69 Sickerwasserproben wurde zusätzlich das Vorhandensein zweier Abbauprodukte der Inhibitoren bestimmt. Für alle Proben liegen die Analyseergebnisse vor. Ferner wurden 54 Sickerwasserproben, entnommen an 9 verschiedenen Zeitpunkten in den Versuchsjahren 2021 bis 2023 am Standort Nossen, sowie 33 Bodenproben, entnommen vor der Düngung und nach der Ernte in allen drei Versuchsjahren, von der Firma Ecosa und der HAW Hamburg ökotoxikologisch analysiert.</p> <p>Zusätzlich zu den chemischen Analysen wurde der Verbleib der Inhibitoren mit dem Modell PELMO modelliert. Darüber hinaus erfolgte eine Sensitivitätsanalyse, um Grenzwerte an Bodenkohlenstoffgehalten und Niederschlagsmengen zu identifizieren, bei denen keine bzw. nicht mehr relevante Konzentrationen erreicht werden. Die Ergebnisse von PELMO wurden zudem mit in Nossen gemessenen Sickerwasserraten sowie mit dem Bodenprozessmodell CANDY simulierten Sickerwassermengen validiert.</p>
AP 5 Datenmanagement sowie Bewertung der N-Nutzung und der Umweltwirkung	03/2021 bis 02/2024	<p>Die im Rahmen von AP 1 bis 5 gesammelten Daten wurden mit vorheriger Plausibilisierung seitens der Verbundpartner an das Thünen-Institut übermittelt. Alle Daten, die bis Mitte April vorlagen wurden in die Datenbank übernommen.</p> <p>Anhand der in den Versuchen ermittelten Mess- und erfassten Managementdaten wurden standortspezifische Produktsysteme der Ökobilanzierung erstellt. Zusätzlich fand eine ökologisch-ökonomische Betrachtung statt. Außerdem wurden die spezifischen Messdaten mit generischen Emissionsfaktoren verglichen.</p>

Meilensteine (M) (lt. Planung im Antrag)	Fälligkeit (lt. Balkenplan im Antrag)	Zielerreichung
M 1 Datenbereitung der Standorte	12/2021 09/2022 09/2023	Die Datenaufbereitung im Jahr 2021 und 2022 wurde aufgrund Corona bedingter personeller Engpässe mit Verzögerung erreicht. Die Datenaufbereitung im Jahr 2023 konnte für die Standorte Cunnersdorf, Ihinger Hof, Merbitz, und partiell auch für Nossen fristgerecht erreicht werden. Die Zielvorgabe des Meilenstein 1 wurde erfüllt.
M 2 Standortauswertung	03/2022 12/2022 12/2023	<p>Die Standortauswertung im Jahr 2022 verzögerte sich aufgrund der oben erwähnten Corona bedingten Engpässe. Aufgrund eines Harmonisierungsbedarfs erfolgte die Auswertung der NH₃-Emissionen erst im dritten Projektjahr.</p> <p>Die Auswertung der erhobenen Daten des Versuchsjahrs 2023 erfolgte nach bestandener Plausibilitätsprüfung fristgerecht, sodass der Meilenstein 2 erreicht wurde.</p> <p>Eine tiefgehender Datenanalyse sowie Vorbereitungen zur Publikation der gewonnenen Daten seitens der Universität Hohenheim wird aktuell vollzogen.</p> <p>Die zugehörigen Berichte der Firma Ecosa und des Institut Fresenius über die chemischen und ökotoxikologischen Untersuchungen liegen vollständig vor und sind diesem Bericht angefügt.</p>
M 3 Vorläufige Version der Datenbank	06/2022 03/2023	Die vorliegenden Daten der Versuchsjahre 2021 und 2022 wurden mit Verzögerung (siehe M1) in die vorläufigen Versionen der Datenbank integriert. Der Meilenstein wurde erreicht.
M 4 Finale Version der Datenbank	12/2023	Eine finale Version der Datenbank wurde erfolgreich erstellt und beinhaltet sämtliche bis April 2024 im Laufe des Projekts generierten Daten, sodass der Meilenstein erreicht wurde.

Meilensteine (M) (lt. Planung im Antrag)	Fälligkeit (lt. Balkenplan im Antrag)	Zielerreichung
M 5 Übergreifende Auswertung und Abschlussbericht	02/2024 bzw. 05/2024	<p>Standortübergreifend wurden Ammoniak-Verlustpotenzial-Tests (AVT) für alle Versuchsstandorte durchgeführt. Diese Daten ermöglichen eine erweiterte Standortcharakterisierung und datenbasierte Bewertung der im Freiland ermittelten Ammoniakverluste.</p> <p>Eine übergreifende ökologische sowie ökonomische Auswertung wurde erstellt. Die detaillierten Ergebnisse sind im Anhang unter Teilvorhaben 1 zu finden.</p> <p>Der Abschlussbericht wurde fristgerecht finalisiert.</p>

b) Zusammenfassung

Im Berichtszeitraum erfolgten mehrere Projekttreffen und Videokonferenzen, an denen der gemeinsame Projektfortschritt kontrolliert und dokumentiert wurde (AP 0). Hierzu wurde eine gemeinsame Projektcloud eingerichtet und gepflegt, welche dem vereinfachten Datenaustausch innerhalb des Projekts diente. Die Projektergebnisse wurden auf mehreren Fachtagungen und Feldtagen vorgestellt. Es wurde ferner eine gemeinsame Veröffentlichungsstrategie aufgestellt und verfolgt.

Die Feldversuche auf den Standorten Cunnersdorf, Ihinger Hof, Merbitz und Dedelow wurden planmäßig mit der Fruchtfolge Mais – Winterweizen – Wintergerste angelegt; am Standort Nossen wurde abweichend die Fruchtfolge mit Wintergerste begonnen, gefolgt von Phacelia (als Zwischenfrucht), Mais und Winterweizen (AP 1). Die Bestandsführung, einschließlich standortsüblicher Saat, Düngung und Ernte, sowie die Ertrags- und Qualitätsanalysen verliefen ebenfalls planmäßig. Die Trockenheit während der Versuchsjahre führte vereinzelt zu unterdurchschnittlichen Erträgen auf den Versuchsstandorten, wobei auch innerhalb der Jahre zum Teil deutliche Unterschiede zwischen den angebauten Kulturen deutlich waren. So fielen am Ihinger Hof im zweiten Versuchsjahr die Silomaiserträge aufgrund ausgeprägter Trockenheit während der Hauptvegetationszeit unterdurchschnittlich gering aus, während die Erträge der Winterkulturen (Winterweizen und Wintergerste) in diesem Jahr gar am höchsten ausfielen. In Merbitz hingegen konnte aufgrund der zu trockenen Witterung das Ertragspotenzial im zweiten und dritten Versuchsjahr (240 respektive 496 mm Jahresniederschlag) nicht ausgeschöpft werden. Auch in Cunnersdorf war das Jahr 2022 mit 460 mm Jahresniederschlag deutlich zu trocken, während 2023 das wärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen (11,5°C) war. Dabei konnten zwischen den gedüngten Varianten (AS-HS, HS-HS+UI, AS-HS+UI+NI) an den Versuchsstandorten keine statistisch signifikanten Unterschiede im N-Entzug oder dem Ertrag festgestellt werden. Allerdings ergibt sich durch den Einsatz der doppelt-inhibierten Variante ein Ersparnis an Zeit und Aufwand im Rahmen der Düngung, da im Gegensatz zum nicht- und einfach-inhibierten Dünger ein Düngetermin entfällt.

Die N₂O-Messungen (AP 2) erfolgten wie vorgesehen in mindestens wöchentlichem Messintervall. Ab dem Zeitpunkt der Düngung bzw. nach Applikation der einzelnen Teilgaben erfolgte eine dreiwöchige Erhöhung des Messintervalls auf zwei Messungen pro Woche mit zusätzlichen ereignisbezogenen Messungen nach Starkniederschlagsereignissen, Bodenbearbeitungsmaßnahmen und Frost/Tau Zyklen. An den Versuchsstandorten wurden im Schnitt über alle Jahre und Versuchskulturen die höchsten Emissionen in der nicht-inhibierten Variante festgestellt, während die doppelt-inhibierte Variante das höchste N₂O-Einsparungspotenzial aufwies. Die ermittelten N₂O-Emissionsfaktoren der nicht-inhibierten AS-HS-Varianten über alle drei Versuchsjahre und Feldfrüchte der Versuchsstandorte (Cunnersdorf 0,05 bis 0,23 % des applizierten Düngers, Ihinger Hof 0 bis 1,57%, Merbitz 0,01 bis 0,17 % und Dedelow 0,05 bis 0,47) befinden sich dabei häufig deutlich unterhalb dem IPCC Standardwert von 1 %. Insgesamt konnte durch die doppelte Inhibierung eine substantielle Reduktion der N₂O-Emissionen im Vergleich zur nicht-inhibierten Variante erzielt werden (20 – 52 % Reduktion in Cunnersdorf; 5 – 54 % in Ihinger Hof; 35 – 58 % in Merbitz und bis zu 89% in Naugarten).

Die NH₃-Messungen (AP 2) begannen planmäßig mit dem Zeitpunkt der Düngung und wurden mit der Dräger-Tube Methode in Kombination mit Säurefallen mehrfach täglich, mindestens morgens, mittags und nachmittags, bis zum Abklingen der NH₃-Flüsse realisiert. Es zeigt sich, dass die NH₃-Verluste nach Düngung mit nicht-inhibiertem AS-HS standortbedingt am Ihinger Hof höher ausfielen (0,04 – 18,3% des Dünger-N), während sie in Cunnersdorf gering waren (0,65 – 1,66 %) und in Merbitz hingegen selbst bei emissionsfördernden Witterungsbedingungen (hohe Sonneneinstrahlung und Wind) aufgrund der hohen Kationenaustauschkapazität keine düngerinduzierten Emissionen nachweisbar waren. Damit liegen die ermittelten Emissionsfaktoren meist weit unter den EMEP-Faktoren für HS (ca. 13 %) oder AS (ca. 7,5 %). Die teilweise hohen NH₃-Emissionen am Ihinger Hof waren höher als die im Potentialtest der SKW ermittelten Maximalemissionen bei 20°C (Extremszenario) und traten im ersten Versuchsjahr bei Winterweizen und Wintergerste auf. In diesem Zeitraum wurden Temperaturen (2 m Höhe) von bis zu 24 °C aufgezeichnet, was zu einer Verschiebung des pK_S-Werts des NH₃-NH₄⁺-Gleichgewichts zugunsten höherer NH₃-Emissionen, im Vergleich zum Potentialtest, geführt haben könnte. Nichtsdestotrotz konnten sowohl am Ihinger Hof als auch in Cunnersdorf unter Einsatz der Inhibitoren weitere Minderungen erreicht werden (Ihinger Hof: 43 % durch

+UI, 47% durch +UI+NI; Cunnersdorf: 57% durch +UI, 30% durch +UI+NI; jeweils jahres- und versuchskulturübergreifend). Obwohl prozentual hohe Einsparungen der NH_3 -Emissionen erreicht werden konnten, ist absolut betrachtet die dadurch gewonnene Menge des Dünger-N (2 bis $3,5 \text{ kg ha}^{-1}$) durchweg gering. Dies könnte eine mögliche Erklärung für die nicht signifikanten Ertragsunterschiede der inhibierten Varianten im Vergleich zur nicht-inhibierten Variante sein.

Zusätzlich wurde ein Ammoniak-Verlustpotenzial-Test (AVT) mit Bodenproben der Versuchsstandorte durchgeführt. Dieser ergab insbesondere auf den Standorten Merbitz und Ihinger Hof ein relativ geringes NH_3 -Verlustpotenzial (6 bis 11 % des applizierten Düngers), an den Standorten Cunnersdorf und Dedelow ein höheres (bis zu 28 %). Die Verlustpotenziale sanken dabei im Vergleich zu den Worst-Case-Bedingungen (20 °C bei 14 Tagen Exposition) bei geringeren Temperaturen (5°C) um 50 bis 95 %.

Die Lysimeter in Nossen wurden fortlaufend betrieben (AP 3), mit regelmäßigen Sickerwasser- und Bodenprobenanalysen (März, Juli, November). Untersuchungen auf $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, P, K, Mg, S, pH-Wert, und N_{min} sind erfolgt. Dabei waren auf allen drei Böden (Sand, Löss und Verwitterungsboden) und unter allen Bodenbearbeitungsmethoden (Direktsaat, Grubber, Pflug) keine signifikanten Unterschiede der NO_3^- -Gehalte im Sickerwasser zwischen den drei AS-HS-gedüngten Versuchsvarianten festzustellen.

Die Sickerwasserproben der Lysimeter wurden vom Institut Fresenius auf Vorhandensein der Inhibitoren und deren erste Abbauprodukte analysiert; anhand der Wasser- und Bodenproben wurden seitens der Fa. Ecosa ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt (AP 4). Die beiden Inhibitoren konnten in keiner der Sickerwasserproben nachgewiesen werden; die Konzentrationen beider Inhibitoren lagen für die Entnahme in 1 m Bodentiefe unter der Nachweisgrenze (LOD 0,1 und 0,15 ng/l). In zwei der untersuchten Proben wurde 2-Nitroanilin, ein Abbauprodukt der Inhibitoren, unterhalb der Quantifizierungsgrenze nachgewiesen. Die Toxizitätstests wiesen im Sickerwasser (Wasserfloh-Mobilitätstest und Algenwachstumshemmtest) sowie im Boden (Bakterien- und Nematodenkontakttest) keine signifikanten toxischen Effekte für die doppelt-inhibierte Düngervariante auf, d.h. es wurde keine Ökotoxizität der doppeltinhibierten Variante gegenüber der N-Düngung ohne Inhibitor mit den angewendeten Tests für die unterschiedlichen Böden bzw. im Sickerwasser gesichert nachgewiesen. Es waren jedoch Unterschiede in der Gattungszusammensetzung (V-Boden), in der taxonomischen Diversität (D-Boden) sowie in der Zusammensetzung von funktionellen Gruppen (D- und Lö-Boden) zu beobachten. Die Veränderung der Nematodengemeinschaft über die gesamte Projektlaufzeit scheint daraufhin zu weisen, dass negative Effekte auf Nematoden bei der Langzeit-Anwendung der Inhibitoren auftreten können. Die ökotoxikologische Relevanz dieser Effekte konnte aufgrund der geringen Zahl von Bodenproben, die dem Lysimeter entnommen werden konnten, und der relativ kurzen Projektlaufzeit nicht eindeutig bewertet werden, daher sollte bei der Verwendung von Urease- und/oder Nitrifikationsinhibitoren die Zusammensetzung der Nematodengemeinschaften in Feldversuchen unter Einbeziehung einer ungedüngten Referenzvariante über mehrere Fruchtfolgen hinweg statistisch robust auswertbar untersucht werden.

Mit Hilfe des Modells PELMO erfolgte eine Modellierung der Mobilität und Versickerung der Inhibitoren im Sickerwasser (AP 4). Die Ergebnisse von PELMO wurden einerseits mit gemessenen, andererseits mit durch das CANDY-Modell simulierten, Sickerwassermengen abgeglichen und validiert. Es zeigt sich, dass gemäß PELMO aufgrund geringer Halbwertszeiten und eines raschen Abbaus der beiden Inhibitoren zu keinem Zeitpunkt im Simulationszeitraum von den angesetzten drei Jahren und an keinem der Versuchsstandorte eine Sickerwasserkonzentration auf Grundwasserniveau vorliegt. Das Ergebnis deckt sich mit den Nullergebnissen der chemischen Analysen des Sickerwassers am Standort Nossen.

Daten aus AP 1 bis 4 wurden an das Thünen-Institut übermittelt, wo eine Plausibilitätsprüfung, Einpflegung in die gemeinsame Projektdatenbank sowie Bewertung der Maßnahme erfolgte (AP 5). Pflanzenerträge und Qualitätsparameter ermöglichten die Berechnung der N-Nutzungseffizienz und einen Vergleich der Düngervarianten.

Die Meilensteine 1 bis 5 wurden mit erfolgreicher Datenintegration, Standortauswertung und Erstellung einer finalen Datenbank erreicht. Der Abschlussbericht wurde fristgerecht abgeschlossen.

II. Ausführliche Darstellung der Ergebnisse

1. Erzielte Ergebnisse

Arbeitspaket 0: Projektkoordination

Im Projektzeitraum erfolgten planmäßige sowie außerplanmäßige Meetings in Präsenz sowie per Videokonferenzen zur Besprechung des Projektfortschritts, Veröffentlichungsstrategie sowie Harmonisierung der Auswertungsmethoden gasförmiger N-Verluste (N_2O und NH_3). Hierbei wurde ein fortlaufender Austausch zwischen den Projektpartnern gepflegt. Die Arbeitsfortschritte wurden regelmäßig abgestimmt und Abweichungen vom ursprünglichen Versuchsdesign und Beprobungsschema festgehalten. Hierzu wurde unter

anderem eine Projektcloud eingerichtet und gepflegt, welche dem vereinfachten Austausch an Daten, Vorträgen, Literatur und Protokollen diene.

Darüber hinaus bestand eine Kooperation mit dem von der Landwirtschaftlichen Rentenbank geförderten Projekt NH₃-Min, welches u.a. unterschiedliche Feldmessmethoden zur Quantifizierung von Ammoniakemissionen sowie Optionen zur Minderung von Ammoniakemissionen unter einem Winterweizenanbau verglich. Eine im Rahmen des NH₃-Min-Projekts untersuchte Methode (Calibrated Passive Sampling) wurde im Win-N-Projekt angewandt. Ferner erfolgte in Kooperation mit NH₃-Min die Erstellung einer harmonisierten Auswertungsrichtlinie für die Kalkulation von NH₃-Emissionen. Dies gewährleistet eine Vergleichbarkeit der in den beiden Projekten generierten Ergebnisse, sodass diese in die Ableitung verbesserter NH₃-Emissionsfaktoren für die nationale Emissionsberichterstattung einfließen können. Zwar konnten auch relevante methodische Kriterien identifiziert werden, welche bei mangelnder Harmonisierung der Auswertungsmethoden zu starken Abweichungen der Ergebnisse führen, allerdings konnte nicht der Frage nachgegangen werden, unter welchen Grenzbedingungen (bezüglich Windgeschwindigkeit, Niederschlagsmengen und Grundemissionsniveau) eine Auswertung nicht mehr möglich ist.

Im Rahmen des Win-N-Projekts wurde ferner ein Inhibitorenworkshop am 22.02.2023 durchgeführt, an welchem, neben dem Win-N-Konsortium, auch Vertreterinnen und Vertreter des Umweltbundesamtes (UBA) sowie des NitriKlim-Projekts des Thünen-Instituts teilnahmen. Das UBA begann im April 2023 ein Projekt zum Verbleib von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren im Boden und Grundwasser, während das im Herbst 2022 begonnene NitriKlim-Projekt die Wirkung und ökologische Bewertung von Nitrifikationsinhibitoren untersucht. Am Inhibitorenworkshop erfolgte eine Vorstellung und Diskussion bisher generierter Projektergebnisse sowie Erfahrungen, um redundante Arbeiten zu vermeiden. Speziell fand ein fachlicher Austausch zwischen dem UBA sowie dem Projektpartner SKWP statt, welcher die im Win-N-Projekt verwendeten Dünger bereitstellte.

Die Projektergebnisse des Win-N-Projekts wurden auf zwei Jahrestagungen des TheKLa-Netzwerks (Treibhausgasbilanzierung und Klimaschutz in der Landwirtschaft) jeweils am 10.-11.11.2021 und 28.-29.06.2023 vor einem interdisziplinären Plenum aus Politik, Praxis und Wissenschaft vorgestellt und diskutiert.

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Versuchsaufbau

Auf den Feldversuchsstandorten konnte während der gesamten Projektlaufzeit (01.03.2021 bis 29.02.2024) der dreifeldrige Fruchtfolgeversuch, bestehend aus den Fruchtarten Silomais – Winterweizen – Wintergerste, gemäß dem vorgeschriebenen Versuchsdesign (Lateinisches Quadrat) angelegt und etabliert werden (Abbildung 1). Je Versuchsjahr wurde eine Kultur in Großparzellen (81 m²) angelegt, welches die Grundvoraussetzung für die valide Durchführung der Lachgas- und Ammoniakemissionsmessungen bildete. Am Standort Ihinger Hof waren in jedem der drei Versuchsjahre für jede Kultur ein entsprechender Großparzellenversuch angelegt.



Abbildung 1: Versuchs- und Parzellenplan von 2021 bis 2023 der Versuchsstandorte.

Bereitstellung der Prüfdünger (SKWP)

Die am Markt nicht verfügbaren Versuchsdünger Ammoniumsulfat-Harnstoff mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und Ammoniumsulfat-Harnstoff mit Urease- und Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI) wurden manuell im SKWP-Technikum hergestellt. Zum Einsatz kamen der Ureaseinhibitor 2-NPT und der Nitrifikationsinhibitor MPA. Da aktuell international kein Ureaseinhibitor verfügbar ist, der in Verbindung mit Ammoniumsulfat (AS) eine ausreichend lange Lagerstabilität aufweist, mussten die für die einzelnen Düngungstermine benötigten Prüfdünger-Chargen für die Düngungsperioden 2021 und 2022 jeweils zu den entsprechenden Terminen Anfang Februar, März, April und Mai erzeugt werden, um eine optimale Wirkungssicherheit des Ureaseinhibitors zu garantieren. Die Versuchsdünger AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI wurden zeitlich gestaffelt zusammen mit dem Standarddünger AS-HS an die Projektpartner übersandt (insgesamt ~1675 kg). Für das Projektjahr 2023 hat SKWP eine modifizierte, lagerstabile Formulierung des im Projekt angewandten AS-HS-Düngers entwickelt. Die neu entwickelte Formulierung weist einen um ~4 % höheren Harnstoff- und ~4 % geringeren Ammoniumsulfat-Anteil in der Düngergranalie im Vergleich zum bisher eingesetzten Dünger auf. Damit änderten sich die Nährstoffgehalte geringfügig von 33 % N und 12 % S auf maximal 34 % N und minimal 11 % S. Das Produkt kam in Abstimmung mit den Projektpartnern im Jahr 2023 auf allen Versuchsstandorten im Win-N-Projekt zum Einsatz (insgesamt ~1040 kg). Durch diese Entwicklung wurde zum Einen die Bereitstellung der Prüfdünger erleichtert; zum Anderen wurden so beste Voraussetzungen für eine maximale Qualität und Vergleichbarkeit der Ergebnisse der Win-N-Düngungsversuche geschaffen. Der Einsatz der innovativen Ammoniumsulfat-Harnstoff-Formulierung trägt der Anforderung Rechnung, neue Entwicklungen mit Projektrelevanz aufzugreifen und im Rahmen der laufenden Projektarbeiten in geeigneter Weise zu berücksichtigen.

Standort Cunnersdorf (SKWP)

Am Standort Cunnersdorf der SKWP wurden die Fruchtfolgeversuche mit Silomais, Winterweizen und Wintergerste in der im Projektantrag beschriebenen Weise angelegt und durchgeführt. Sowohl für die identische Düngebedarfsermittlung gemäß den Vorgaben der Düngeverordnung als auch für die einheitliche Versuchsdatenerfassung wurde das entwickelte Excel-Template genutzt.

Standortcharakterisierung

Der Versuchsstandort Cunnersdorf weist folgende Charakterisierung auf:

- Lage ca. 15 km östlich von Leipzig (Sachsen), 130 – 140 m ü. NN
- Jahresniederschlag: 600 mm (Ø 1992 – 2021); Jahresdurchschnittstemperatur: 9,8 °C (Ø 1992 – 2021)
- Boden: Sandlössdecke (3 bis 6 dm) über Geschiebemergel (mit Sandlinsen); grundwasserfern, schwach wellig (2° bis 4°); Staugley / Fahlstaugley / Staugley-Fahlerde; repräsentativ für 50 % der LNF Sachsens; Boden: SL 4D, IS 4D, Bodenzahl 45; pH 6,4, Corg 0,96 %, KAK_{eff} 7 – 8 cmol kg⁻¹.

Witterung während der Projektlaufzeit

Die Düngungsperiode im erste Projektjahr 2021 fiel recht kühl aus; im Februar, April und Mai 2021 lag das Monatsmittel jeweils deutlich unter dem langjährigen Vergleichswert. Im Falle des Aprils gilt dies auch für die Folgejahre. Der Februar fiel sowohl in 2022 und als auch in 2023 deutlich zu mild aus. März und Mai waren in den Jahren 2022 und 2023 im Mittel durchschnittlich bis überdurchschnittlich warm. Typisch für den Standort Cunnersdorf sind ausgedehnte Trockenphasen während der Vegetations- und Düngungsperiode; solche traten im Projektzeitraum z.B. im Juni 2021, im März 2022, von Mitte April bis Mitte Mai 2022 und von Mitte April bis Anfang Juni 2023 auf. Insgesamt waren 2021 und 2023 mit knapp 670 mm Jahresniederschlag überdurchschnittlich feucht, während das Jahr 2022 mit knapp 460 mm im Vergleich zum 30-jährigen Mittel (588 mm) deutlich zu trocken ausfiel. Hinsichtlich der Temperaturen waren 2022 und 2023 mit Jahresmitteln von 10,9°C und 11,5°C deutlich zu warm, während das Jahr 2021 mit 9,6°C unter dem 30-jährigen Jahresmittel (9,9°C) lag. Das Jahr 2023 war am Standort Cunnersdorf das wärmste seit Aufzeichnungsbeginn.

Düngungssysteme

Die N-Dünger-Applikation erfolge gemäß Tabelle 4 der Projektbeschreibung sowie der guten fachlichen Praxis der Düngung und der seit vielen Jahren praxisüblichen Anwendungsempfehlungen für nitrifikationsinhibierte Dünger: Die Dünger AS-HS und AS-HS+UI wurden in zwei (Wintergerste, Silomais) bzw. drei (Winterweizen) Gaben ausgebracht. AS-HS+UI+NI wurde dagegen unter Einsparung einer Überfahrt in einer Einmalgabe (Wintergerste, Silomais) bzw. in zwei Gaben (Winterweizen) appliziert. Wie geplant, wurden folgende Düngungstermine realisiert: Wintergerste: Vegetationsbeginn (VB) und BBCH 31-35 (AS-HS, AS-HS+UI; Splitting: 50/50 %) bzw. vor VB (AS-HS+UI+NI; Einmalgabe = 100 %); Winterweizen: VB / BBCH 32 / BBCH 45 – 51 (AS-HS, AS-HS+UI; Splitting: 35/35/30 %) bzw. vor VB / BBCH 37-39 (AS-HS+UI+NI; Splitting: 50/50 %); Silomais: 2d vor Aussaat / BBCH 15-16 (AS-HS, AS-HS+UI; Splitting: 70/30 %) bzw. 2d vor Aussaat (AS-HS+UI+NI; Einmalgabe = 100 %).

Die Unterschiede zwischen den gedüngten Varianten waren insgesamt relativ gering und ließen sich nur in Einzelfällen statistisch absichern, wobei sich keine Tendenzen in Bezug auf die Wirkung der verglichenen Prüfdünger feststellen ließen. Folgerichtig wurden im Mittel der drei Anbaujahre hinsichtlich der Parameter

Kornertrag (Getreide), Trockenmasse-Ertrag (Mais), N-Entzug mit dem Korn bzw. der Trockenmasse und Dünger-N-Effizienz (alle Kulturen) keine signifikanten Unterschiede zwischen den N-Düngungsvarianten AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI ermittelt. Dasselbe gilt für die Parameter ährentragende Halme, Tausendkorntmasse und Hektolitergewicht (Getreide) sowie Frischmasse-Ertrag (Mais).

Im Silomais wurde im Projektzeitraum bei N-Düngung ein mittlerer Trockenmasse-Ertrag von $177 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gebildet. Die N-Aufnahme mit dem Korn betrug dabei im Mittel ca. $231 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei einem mittleren N-Input von $143 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich ein jährlicher N-Saldo (N-Input minus N-Entzug) von minus 87 kg ha^{-1} . In der Kontrolle (ohne N) wurden im Vergleich zu den Varianten mit erfolgter N-Düngung im Mittel 85 % des Ertrags und 63 % der N-Entzüge erreicht. Im Vergleich der N-Düngungsvarianten AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI blieben die Unterschiede hinsichtlich des Ertrags und der N-Aufnahme im Mittel der drei Versuchsjahre marginal.

Im Winterweizen wurde im Projektzeitraum bei N-Düngung ein mittlerer Kornertrag von ca. $102 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gebildet. Die N-Aufnahme mit dem Korn betrug dabei im Mittel ca. $198 \text{ kg / ha} \times \text{a}$. Bei einem mittleren N-Input von $220 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich ein jährlicher N-Saldo (N-Input minus N-Entzug) von plus 22 kg ha^{-1} . In der Kontrolle (ohne N) wurden im Vergleich zu den Varianten mit erfolgter N-Düngung im Mittel lediglich 45 % des Kornertrags und 25 % der N-Entzüge erreicht. Im Vergleich der N-Düngungsvarianten erzielten AS-HS+UI+NI und AS-HS+UI im Mittel der drei Versuchsjahre tendenzielle Mehrerträge von ca. 5 % ($5 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bzw. 3 % ($3 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gegenüber AS-HS. Hinsichtlich der N-Aufnahme lagen die entsprechenden tendenziellen Vorteilsffekte bei $< 1\%$ ($1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bzw. 3 % ($5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

In der Wintergerste wurde im Projektzeitraum bei N-Düngung ein mittlerer Kornertrag von ca. $104 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gebildet. Die N-Aufnahme mit dem Korn betrug dabei im Mittel ca. $165 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Bei einem mittleren N-Input von $177 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ergibt sich ein jährliches N-Saldo (N-Input minus N-Entzug) von plus 12 kg ha^{-1} . In der Kontrolle (ohne N) wurden im Vergleich zu den Varianten mit erfolgter N-Düngung im Mittel lediglich 44 % des Kornertrags und 32 % der N-Entzüge erreicht. Im Vergleich der N-Düngungsvarianten erzielte nur AS-HS+UI+NI im Mittel der drei Versuchsjahre einen tendenziellen Mehrertrag von ca. 2 % ($2,3 \text{ dt ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gegenüber AS-HS. Hinsichtlich der N-Aufnahme ergab sich ausschließlich für AS-HS+UI ein leichter Zuwachs von 2 % ($3 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Standort Naugarten (Dedelow)

Bei dem On-Farm-Versuch in Naugarten, im Umfeld der Forschungsstation Dedelow des ZALF, wurde auf einer Praxisfläche der Agrarprodukte Dedelow GmbH nur jeweils eine Feldfrucht pro Jahr, in der Fruchtfolge Mais-Winterweizen-Wintergerste (SM-WW-WG), untersucht. Im Jahr 2021 erfolgte gemäß Antrag die Anlage des On-Farm-Versuchs auf einer Fläche (Abbildung 2) der Firma Agrarprodukte Dedelow GmbH nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland ($53^{\circ}19'03.0''\text{N}$; $13^{\circ}40'41.4''\text{E}$). Die vier Düngervarianten wurden im Streifendesign realisiert ($4 \times 15 \times 100 \text{ m}$ Streifen). Der Boden am Standort Naugarten wird als Calcic-Luvisol klassifiziert (Sand: 67%, Schluff: 12%, Ton: 21%; CICef: $2,94 \text{ cmol kg}^{-1}$; Basensättigung: 83,6%).

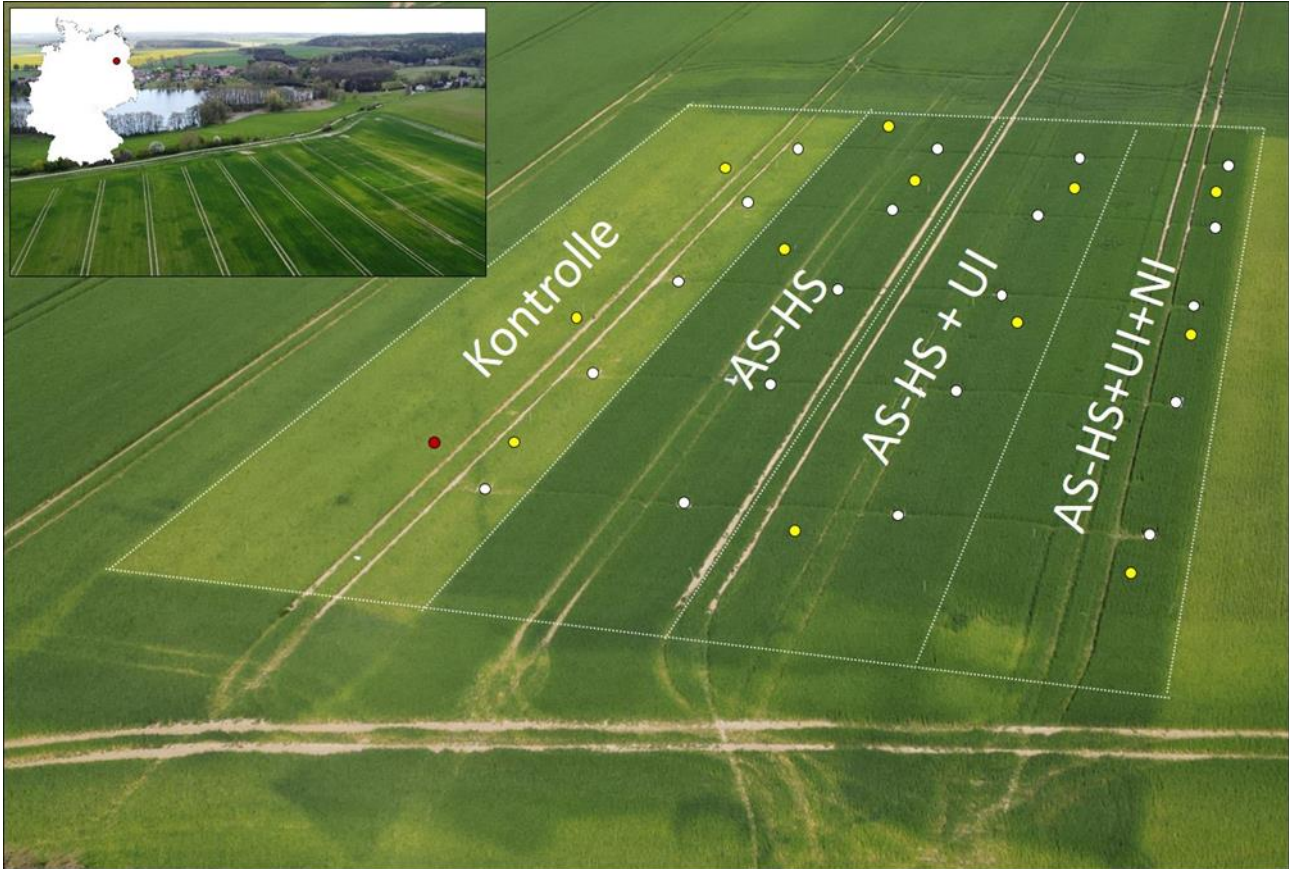


Abbildung 2: Anlage des On-Farm-Versuchs nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland (53°19'03.0"N; 13°40'41.4"E) im Streifen design (4x15x100 m).

In Abbildung 3 sind die mittleren Korn- und Biomasseerträge (dt ha⁻¹ 86% DM) für alle drei Früchte der Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge in Abhängigkeit zur jeweiligen N-Düngevariante dargestellt. In allen drei Messjahren erzielte die ungedüngte Variante mit Abstand die geringsten Erträge.

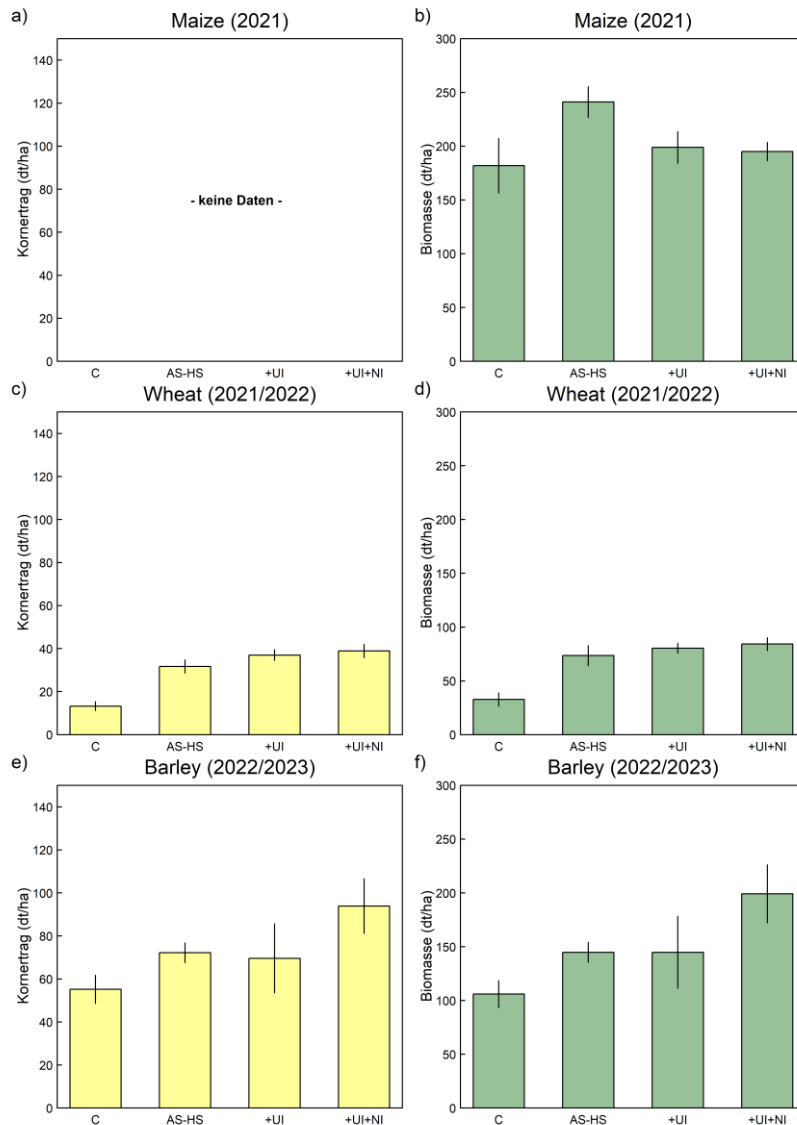


Abbildung 3: Korn- und Biomasseerträge (dt/ha) für die ungedüngte Kontrolle (Control), Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS), AS-HS+Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und AS-HS+UI+Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI) für Mais (2021), Winterweizen (2021/2022) und Wintergerste (2022/2023) des On-Farm-Versuchs

Die Applikation der Inhibitoren bei der einfach (AS-HS+UI) und doppelt inhibierten Variante (AS-HS + UI + NI) zeigte für die Sommer und Winterfrucht unterschiedliche Ergebnisse. Im Vergleich zur reinen AS-HS Variante konnte für den Mais keine, und für den Winterweizen und die Wintergerste eine nur geringe Ertragswirkung festgestellt werden. Tendenziell fielen für die Jahre mit Winterfrucht, die Erträge der doppelt inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI) im Vergleich zur einfach inhibierten sowie zur nicht inhibierten Variante jedoch geringfügig höher aus. Ein ähnliches Bild zeigte sich auch bei der N- und C-Aufnahme durch die Pflanzen. Auch hier konnten lediglich zwischen den gedüngten und ungedüngten jedoch nicht innerhalb der drei gedüngten Varianten signifikante Unterschiede festgestellt werden. Dies gilt insbesondere für die N-Aufnahme

Zur Charakterisierung der lokalen Bodenheterogenität wurde die Versuchsfläche des On-Farm-Versuchs zum einem mit dem geophysikalischen Messgerät „CMD Mini Explorer“ befahren (Abbildung 4). Zum anderen erfolgte an ausgewählten Reliefpositionen eine Bohrstockaufnahme bis 1 m Tiefe und die Befliegung mittels UAV. Aufgrund der relativ geringen Reliefenergie war auf der ausgewählten Fläche lediglich eine geringe Erosionsbeeinflussung festzustellen. Die räumliche Verteilung der Messwerte lässt jedoch scharfe Grenzen in größeren Tiefen erkennen, d.h. klar abgrenzbare Zonen mit niedrigerer und höherer Leitfähigkeit/Tongehalte. Die Zonen hoher Tongehalte weisen ein höheres Wasserhaltevermögen und damit bessere Wuchsbedingungen auf. Insbesondere der südwestliche, aber auch einzelne Parzellen des nordwestlichen

Teils der Versuchsfläche, zeigen hingegen niedrige Tongehalte bis in größerer Tiefe, d.h. eine deutlich ungünstigere Wasserversorgung für die angebauten Kulturen.

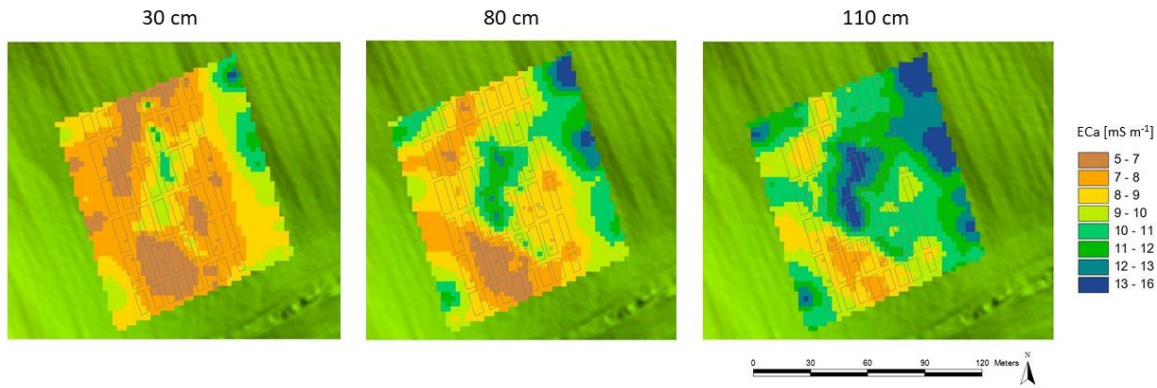


Abbildung 4: Muster der scheinbaren, elektrischen Leitfähigkeit (ECa) in verschiedenen Bodentiefen, gemessen mit dem „CMD Mini Explorer“

Abbildung 5 zeigt die Ergebnisse der zusätzlich zum Messprogramm erfolgten, UAV gestützte, kleinräumig hochaufgelösten Ermittlung des Korntrags für Winterweizen 2021/2022 und des erweiterten Vegetationsindex (EVI) für Wintergerste im Messjahr 2022/2023 für den On-Farm-Versuch Naugarten (aufgrund bestehender Einschränkungen durch die COVID-19 Pandemie erfolgte keine Befliegung für Mais im Sommer 2021).

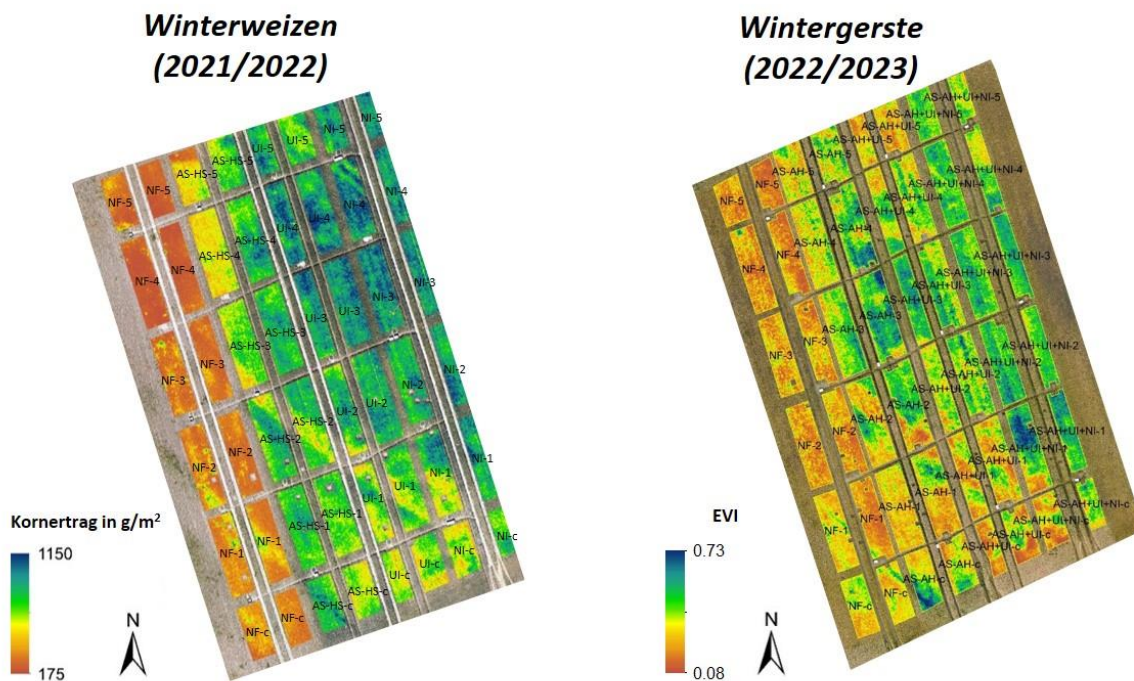


Abbildung 5: UAV gestützte Ermittlung des Korntrags für Winterweizen 2021/2022 und erweiterter Vegetationsindex (EVI) für Wintergerste im Messjahr 2022/2023 für den on-Farm-Versuch Naugarten. Von links nach rechts liegen die Versuchsstreifen für die ungedüngte Kontrolle (Control), Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS), AS-HS+Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und AS-HS+UI+Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI).

Durch die detaillierte Erfassung von Biomasse, Vegetationsindizes und anderen Wachstumsparametern können UAV-Daten helfen, kleinräumige Heterogenität im Pflanzenwuchs innerhalb eines Feldes zu identifizieren und zu charakterisieren, was wiederum Einblicke in die Ursachen und Auswirkungen dieser Heterogenität ermöglicht. Für eine korrekte Interpretation und spätere Generalisierung von Messergebnissen ist es daher entscheidend, kleinräumige Heterogenität bestmöglich zu erfassen und ihren Einfluss auf die verschiedenen Messgrößen sorgfältig zu berücksichtigen. Nur auf diese Weise können potenzielle Effekte der

in landschaftlich komplexen Systemen nahezu immer vorhandenen kleinräumigen Heterogenität minimiert werden.

Im Rahmen der UAV-Befliegungen für Winterweizen (23.06.2022) und Wintergerste (15.06.2023) zur Erfassung des Kornertrags und des erweiterten Vegetationsindex in den Jahren 2022 und 2023 zeigten sich klare Unterschiede zwischen der nichtgedüngten Kontrolle und AS-HS, AS-HS+UI sowie AS-HS+UI+NI. Generelle Unterschiede zwischen den drei gedüngten Streifen, waren hingegen nicht eindeutig erkennbar.

In beiden Jahren zeigten sich zudem deutliche kleinräumige Heterogenität in den drei gedüngten Streifen, wobei im nordöstlichen Teil des Feldes ein deutlich besserer Pflanzenwuchs als im südlichsten und westlichen Feldabschnitt festgestellt wurde. Dies könnte auf lokale Unterschiede in Bodeneigenschaften, Mikroklima oder anderen Umweltfaktoren zurückzuführen sein, die das Pflanzenwachstum nachhaltig beeinflussen und deckt sich mit Ergebnissen der im Feld verteilten Bodenfeuchtesensoren, welche ebenfalls tendenziell leicht höhere Bodenfeuchten für den nordöstlichen Feldabschnitt zeigten. Obwohl daher die Variante AS-HS+UI+NI in beiden Jahren tendenziell höhere Erträge aufwies, was auf eine mögliche höhere N-Verfügbarkeit hindeutet, haben die komplexen Interaktionen zwischen Bodeneigenschaften, Mikroklima und anderen Umweltfaktoren dazu geführt, dass die Effekte der unterschiedlichen Düngevarianten in den Ergebnissen der UAV-Befliegungen nicht eindeutig erkennbar sind.

Standort Ihinger Hof (Universität Hohenheim)

Der Versuchsstandort Ihinger Hof liegt 20 km südwestlich von Stuttgart, im Zentrum von Baden-Württemberg, und stellt somit den am südlichst gelegenen Versuchsstandort im Win-N Projekt dar. Die Versuchsfläche liegt in der Heckengäulandschaft, welche sich durch ihr mildes Klima und ihre lössüberlagerten Böden auszeichnet. Die mittlere Jahresniederschlagsmenge beträgt 687 mm a^{-1} , wobei die mittlere Jahrestemperatur bei 9.7°C liegt (1991-2023). Der Bodentyp am Standort ist eine Parabraunerde mit einer Gründigkeit von $\geq 90 \text{ cm}$. Das Untergrundgestein ist Muschelkalk. Mit einem Schluff- Ton- und Sandgehalt von jeweils 72, 25 bzw. 3 % lässt sich der Boden als relativ schwer, aber für den Pflanzenbau als sehr fruchtbar einordnen. Die ausgewählte Versuchsfläche ist langjährig ($\geq 15 \text{ a}$) rein mineralisch gedüngt und verfügt über einen Humusgehalt von 2 %, sowie einen pH-Wert von 6,8-7. Als Vorfrucht wurde im Jahr 2020 Sommergerste auf der Versuchsfläche angebaut. Am Feldversuchsstandort Ihinger Hof wurde, anders als auf den übrigen Feldversuchsstandorten, für jeweils jede Fruchtart eine Großparzelle in Form eines lateinischen Quadrates angelegt, auf denen die Kulturen Silomais, Winterweizen und Wintergerste in den Folgejahren nacheinander rotierten. Somit wurden alle drei Kulturen in jedem der Versuchsjahre in einem Großparzellenversuch geprüft. Auf der Großparzelle, in der im Versuchsjahr 2021 Silomais angebaut wurde, wurde im September 2020 eine leguminosenfreie Zwischenfruchtmischung (DSV, TERRALIFE®-BIOMAXX ORGANIC) etabliert, welche im Februar 2021 eingepflügt wurde. Um jährlich gleiche Ausgangsbedingungen beim Anbau von Silomais zu gewährleisten, wurde auch in den folgenden Jahren dieselbe Zwischenfruchtmischung vor Silomais angebaut. Das Bodenbearbeitungsregime nach bzw. vor der Etablierung der Kulturen war in jedem Jahr gleich. Durch die Vereinheitlichung der Bodenbearbeitung war somit eine bessere Vergleichbarkeit zwischen den Versuchsjahren gegeben. So wurde lediglich vor und nach dem Anbau von Silomais gepflügt. Die übrigen Bodenbearbeitungsmaßnahmen wurden mit einem Grubber durchgeführt. Die Bestandesführung, sowie der Pflanzenschutz erfolgte in den jeweiligen Kulturen für den Standort betriebsüblich und nach guter fachlicher Praxis.

Erträge

In Abbildung 6 sind die mittleren Trockenmasseerträge der getesteten Kulturen Silomais, Winterweizen und Wintergerste dargestellt. Silomais erzielte die höchsten Erträge im ersten Versuchsjahr, wohingegen im gleichen Versuchsjahr bei Winterweizen und Wintergerste die geringsten Erträge während der drei Versuchsjahre beobachtet wurden (Abbildung). Bei Winterweizen und Wintergerste wurden die höchsten Erträge im zweiten Versuchsjahr erzielt, in welchem bei Silomais die geringsten Biomasseerträge realisiert wurden.

Unabhängig von der Düngerbehandlung zeigte die N-Düngung in allen getesteten Kulturen und Versuchsjahren, mit Ausnahme von Silomais im zweiten Versuchsjahr, eine positive Response die in den gedüngten Behandlungen (AS-HS, +UI, +UI+NI) zu signifikant höheren Erträgen führte als in der ungedüngten Kontrolle (CON) (Abbildung). Grund für die ausbleibende Düngewirkung bei Silomais im zweiten Versuchsjahr war die ausgeprägte Trockenheit während der Monate der Hauptvegetationszeit von Mais (Mai bis August). Eine Übersicht der monatlichen Gesamtniederschlagsmengen während der Versuchsjahre 2021 bis 2023 ist im teilvorhabensspezifischen Anhang zu finden (Tabelle 4-1); ferner ist im Anhang (Abbildung 4-11) die Niederschlagsverteilung während der Anbauphase von Silomais in Großparzelle Nr. 2 dargestellt. Durch die starke Trockenheit ist anzunehmen, dass nicht das N-Angebot in den Behandlungen, sondern die allgemeine Wasserversorgung der begrenzende Faktor zur Ertragsbildung war. Bei den Wintergetreidekulturen war der Effekt der Trockenheit nicht zu beobachten, da diese zum Zeitpunkt der eintretenden Dürre in der Entwicklung als Winterkultur schon fortgeschritten waren. Somit waren die Getreidekulturen, im Gegensatz zu Mais, bereits mit einem tief führenden Wurzelwerk ausgestattet. Dies ermöglichte die Nutzung von verfügbarem Wasser

aus tieferen Bodenschichten (>50 cm Tiefe). Allgemein war in allen drei Versuchsjahren im Vergleich zwischen den gedüngten Varianten (AS-HS, +UI, +UI+NI) und der ungedüngten Kontrolle (CON) bei Silomais die geringste Düngewirkung zu beobachten. Dies lässt trotz der langjährigen mineralischen Düngung und des relativ geringen Humusgehalts auf ein hohes N-Nachlieferungspotential des Standortes schließen. Als mögliche Erklärung hierfür kann angenommen werden, dass die intensive Bodenbearbeitung durch das Pflügen im Frühjahr zu einer guten Durchlüftung und verbesserten Bodenerwärmung führte, wodurch optimale Bedingungen für eine Mineralisation von organischem Material hervorgerufen wurden. Der Düngeeffekt wurde somit zu einem großen Teil durch die N-Nachlieferung aus der Mineralisation überlagert. Ähnliche Effekte waren an den Feldversuchsstandorten Merbitz sowie in Cunnersdorf zu beobachten.

Die in den einzelnen Versuchsjahren erzielten Erträge der gedüngten Behandlungen decken sich mit dem am Standort und in Süddeutschland typischen jahresdurchschnittlichen Erträgen der jeweiligen Kulturen. Nichtsdestotrotz sind die Biomasse- und Kornerträge bei Silomais und den Getreidekulturen eher hoch einzuordnen und liegen, mit Ausnahme von Silomais in 2022, über dem durchschnittlichen Ertragsniveau in Deutschland.

Die Zugabe von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren zu AS-HS (+UI, +UI+NI) führte innerhalb der Versuchsjahre in keiner der getesteten Kulturen zu einer Erhöhung der Erträge (Abbildung). Im ersten Versuchsjahr konnten in der einfach inhibierten Düngervariante (+UI) bei Winterweizen signifikant- und bei Wintergerste tendenziell geringere Erträge im Vergleich zur nicht inhibierten Variante (AS-HS) festgestellt werden. Wenn auch nicht statistisch signifikant, zeigte sich das auch in einer im Mittel geringeren N-Aufnahme bei +UI. Dies kann nicht sicher begründet werden. Ein möglicher Grund für eine Ertragsreduktion in der +UI Variante könnte eine schlechtere, bzw. zeitlich verzögerte N-Aufnahme durch die Zugabe des Ureaseinhibitors sein. Da durch die Zugabe des Ureaseinhibitors die Harnstoffhydrolyse erst verzögert stattfindet, liegt es nahe, dass das aus der Harnstoffhydrolyse freigesetzte Ammonium später als in der nicht-inhibierten Variante nitrifiziert und so pflanzenverfügbar wurde. Nitrat besitzt besonders unter trockenen Bodenbedingungen eine höhere Pflanzenverfügbarkeit im Vergleich zu Harnstoff. Somit könnte eine zeitlich eingeschränkte N-Verfügbarkeit in der einfach-inhibierten Variante die reduzierten Erträge erklären. In Anbetracht der Tatsache, dass nach der 2. Düngergabe in Wintergerste bzw. der 3. Düngergabe in Winterweizen ca. eine Woche kein Niederschlag gefallen ist, wird die Vermutung der geringeren N-Verfügbarkeit unter trockenen Bodenbedingungen bei der AS-HS+UI-Variante bekräftigt. Bei der doppelt-inhibierten Düngervariante (AS-HS+UI+NI) wurden in keiner der getesteten Kulturen signifikante Unterschiede im Vergleich zur nicht-inhibierten Variante festgestellt. Ein negativer Effekt der Inhibitorzugabe durch eine verzögerte N-Umsetzung, wie bei der einfach-inhibierten Variante, war nicht zu beobachten. Grund hierfür ist höchstwahrscheinlich die reduzierte Düngergabenteilung, bei der Winterweizen nur zwei und Silomais sowie Wintergerste nur eine Düngerteilgabe erhielten. Somit wurde die Gesamtmenge an zu applizierendem N bereits zu einem früheren Zeitpunkt im Jahr ausgebracht. Eine Übersicht der Düngergabenteilung und der jeweils applizierten N-Mengen kann im teilvorhabensspezifischen Anhang (Teilvorhaben 4, Tabelle 4-3) eingesehen werden. Die reduzierte Düngergabenteilung in der doppelt-inhibierten Variante bringt den Vorteil mit sich, dass mögliche Wechselwirkungen der Inhibitoren, in Kombination mit Trockenheit, eher ausbleiben, da es die vorhandene Bodenfeuchte im Frühjahr dem ausgebrachten N-Dünger möglich macht, sich rasch zu lösen und in tiefere Bodenschichten einzudiffundieren bzw. mit Niederschlägen eingewaschen zu werden. Somit lag der N der doppelt-inhibierten Variante zum Zeitpunkt der dritten Teilgabe der Behandlungen AS-HS und AS-HS+UI bereits in tieferen Bodenschichten vor, welche nicht so rasch austrockneten wie der Oberboden. Somit konnte der applizierte N bei der doppelt-inhibierten Variante besser von den Pflanzen aufgenommen und genutzt werden. Da die Nitrifikation des ausgebrachten N durch den Nitrifikationsinhibitor gehemmt war, blieb dieser in Form von Ammonium (NH_4^+) an den Austauschern im Boden fixiert und war vor Auswaschung geschützt. Ein weiterer Vorteil der doppelt-inhibierten Düngervariante ist der reduzierte Arbeitsaufwand, da nur eine Überfahrt zur Düngerausbringung nötig war. Dies reduziert die Produktionskosten und Arbeitszeit bei gleichbleibendem Ertragsniveau im Vergleich zur herkömmlichen Gabenteilung in Silomais, Winterweizen und Wintergerste. Es ist zu erwähnen, dass bei der doppelt-inhibierten Variante durch die einmalige Düngergabe in Wintergerste das Längenwachstum der Pflanzen verstärkt wurde. Dies führte zu einer erhöhten und früheren Lagerbildung im Pflanzenbestand. Besonders in feuchten Erntejahren kann dies unter Umständen zu Ernteerschwernissen, Qualitätsverlust und Ertragsminderung führen. Um dies zu verhindern, muss ein besonderes Augenmerk auf eine geeignete Sortenwahl sowie den eventuell nötigen Einsatz von Halmfestigem und Halmverkürzern in der Kulturführung gelegt werden. Vorzugsweise sollten eher kurzstrohige und lagerresistente Wintergerstensorten angebaut werden. Der dadurch entstehende potentielle Mehraufwand an Pflanzenschutzmitteln sollte bei einer Kostenanalyse berücksichtigt werden.

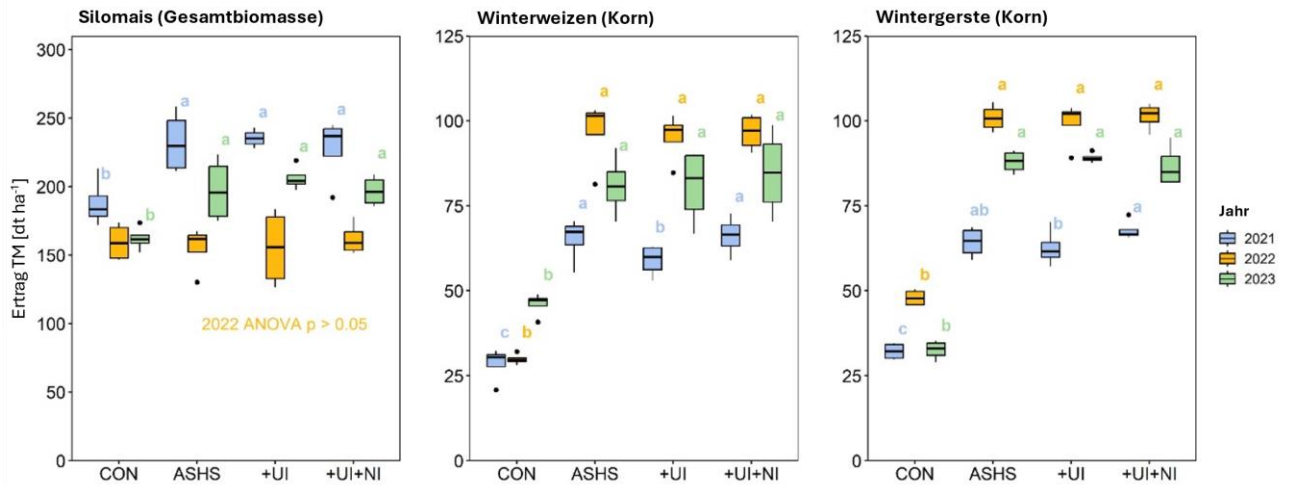


Abbildung 6: Mittlere Trockenmasseerträge von Silomais, Winterweizen und Wintergerste in Abhängigkeit der Düngerbehandlung (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) und Versuchsjahr (2021 – 2023). Behandlungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb einer Kultur und Jahr nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5 %, n = 4).

Qualität

In Abbildung 7 sind die N-Gehalte der Haupternteerzeugnisse von Silomais, Winterweizen und Wintergerste in Abhängigkeit der Versuchsjahre abgebildet. Die Düngung mit N führte, unabhängig von der Düngerbehandlung, in allen Versuchsjahren und Kulturen zu einer signifikanten Erhöhung der N-Gehalte im Ernteprodukt im Vergleich zu ungedüngter Kontrolle (CON). Bei Silomais unterschieden sich die N-Gehalte innerhalb der Behandlungen zwischen den Versuchsjahren eher weniger, wobei bei Winterweizen und Wintergerste deutlichere Unterschiede zwischen den Versuchsjahren erkennbar sind (Abbildung). Zwischen den gedüngten Behandlungen (AS-HS, +UI, +UI+NI) waren in keinem der Versuchsjahre und keiner der getesteten Kulturen signifikante Unterschiede festzustellen. Nichtsdestotrotz ist sowohl bei Winterweizen als auch bei Wintergerste in allen drei Versuchsjahren im Mittel der N-Gehalte ein negativer Trend zwischen den gedüngten Behandlungen festzustellen (AS-HS > +UI > +UI+NI). Bei der doppelt-inhibierten Düngervariante und Winterweizen könnte dies möglicherweise daran liegen, dass durch die reduzierte Düngergabenteilung (siehe teilvorhabensspezifischer Anhang, Tabelle 4-2) die späte Teilgabe als „Qualitätsgabe“ ausbleibt. In der Praxis ist das Ziel einer späten Teilgabe, kurz vor der Blüte (BBCH 45), die Erhöhung des Proteingehalts im Korn. Im Widerspruch hierzu stehen jedoch neuste Erkenntnisse, die den Effekt der gezielten dreiteiligen Düngergabenteilung zur Erhöhung des N-Gehalts im Korn auf vergleichbare, schluffreiche Böden, widerlegt haben. Somit bleibt der Grund für die geringen N-Gehalte ungewiss und sollte in folgenden Untersuchungen näher betrachtet werden.

Allgemein lag der N-Gehalt bei Winterweizen in allen drei Versuchsjahren unterhalb des Bundes- sowie Landesdurchschnitts in Baden-Württemberg. Die höchsten N-Gehalte wurden sowohl bei Winterweizen als auch bei Wintergerste im ersten Versuchsjahr, gefolgt vom zweiten und dritten Versuchsjahr gemessen. Reduzierte N-Gehalte bei Winterweizen und Wintergerste im zweiten und dritten Versuchsjahr können vermutlich mit einem Verdünnungseffekt, bedingt durch sehr hohe Kornerträge, erklärt werden.

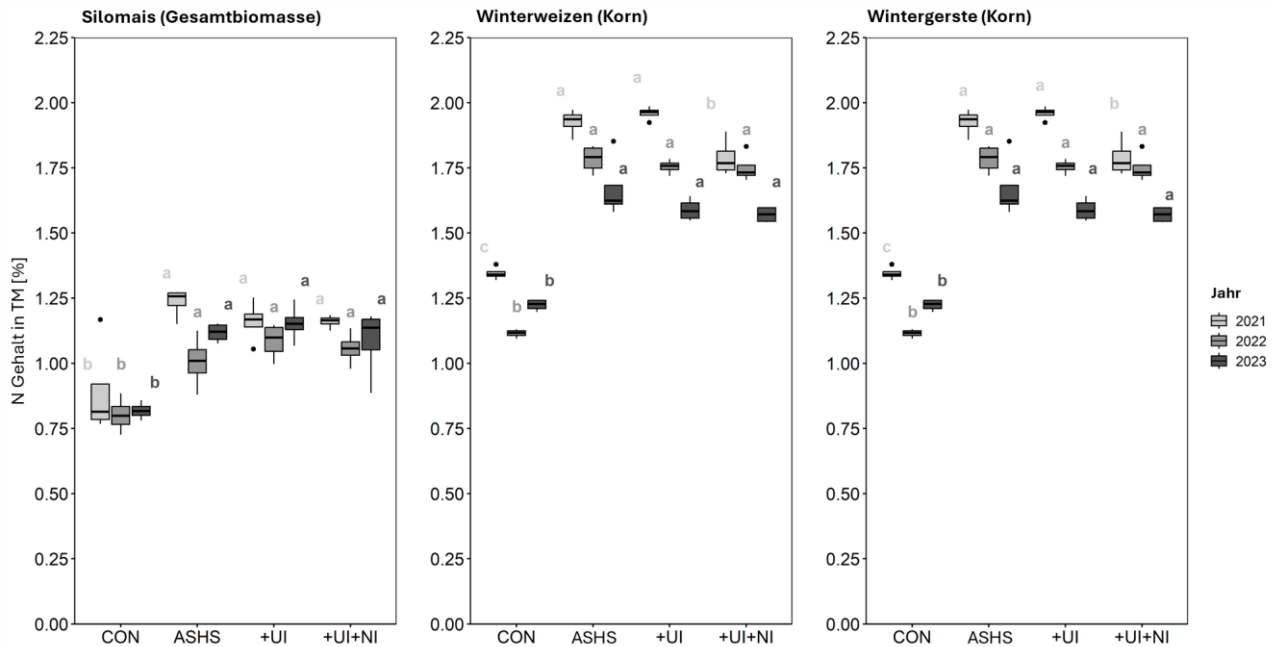


Abbildung 7: Stickstoff (N) Gehalte in der Gesamtbioasse von Silomais bzw. des Kornes von Winterweizen und Wintergerste in Abhängigkeit der Düngerbearbeitung (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) und Versuchsjahre (2021 – 2023). Bearbeitungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb einer Kultur und Jahr nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5 %, $n = 4$).

N-Abfuhr

Abbildung 8 zeigt die in den Versuchsjahren 2021 – 2023 jeweils über die Ernteprodukte abgefahrenen N-Mengen der Kulturpflanzen (siehe auch Abbildungen 4-1 und 4-2 im teilvorhabensspezifischen Anhang). Die abgefahrte N-Menge ergibt sich aus der abgefahrenen Trockenmasse der Ernteprodukte (Gesamtbioasse, Korn, Stroh; 6) und deren N-Gehalte (Abbildung 7).

Die abgefahrte N-Menge war, mit Ausnahme von mit AS-HS-gedüngtem Silomais im Jahr 2022, in allen Versuchsjahren und getesteten Kulturen in den gedüngten Behandlungen signifikant höher als in der ungedüngten Kontrolle (Abbildung ; teilvorhabensspezifischer Anhang Abbildungen 4-1 und 4-2). In der ungedüngten Kontrolle wurden N-Mengen zwischen 50 und 170 kg N ha⁻¹ abgefahren. Die höchste Gesamt-N-Abfuhr der Kontrollbehandlung wurde hierbei in Silomais im ersten Versuchsjahr festgestellt. In den folgenden zwei Versuchsjahren belief sich die N-Abfuhr bei Silomais in der ungedüngten Kontrolle zwischen 130 und 140 kg N ha⁻¹. Dies lässt darauf schließen, dass beim Anbau von Silomais der N-Mineralisation aus dem Boden eine relativ hohe Bedeutung in der N-Versorgung zugesprochen werden kann. Ein wesentlicher Faktor, der die N-Mineralisation beim Anbau von Silomais begünstigt, stellt hier das Einpflügen der Zwischenfrucht im Winter dar. Durch die eingearbeiteten Pflanzenreste, den gut durchlüfteten und leicht zu erwärmenden Boden herrschten somit optimale Bedingungen für die N-Mineralisation. Im Gegensatz zum Anbau von Silomais war die N-Abfuhr in der ungedüngten Kontrolle beim Anbau von Winterweizen und Wintergerste mit 50 – 75 kg N ha⁻¹ im Vergleich eher gering. Dies lässt darauf schließen, dass die N-Nachlieferung durch Mineralisation beim Anbau von Wintergetreide im Vergleich zu Silomais eine untergeordnetere Rolle spielt. Im Gegensatz zum Anbau von Silomais lagert der Boden zur Hauptwachstumsphase des Getreides ab dem Frühjahr und über die Sommermonate wesentlich dichter, was eine langsamere Erwärmung und geringere Durchlüftung zur Folge hatte. Dadurch herrschten für die N-Mineralisation, während der Hauptwachstumsphase von Winterweizen und Wintergetreide, eher schlechtere Bedingungen. Folglich sprachen die beiden Winterkulturen besser auf die N-Düngung an. Die höchste Gesamt-N-Abfuhr in den gedüngten Behandlungen (AS-HS, +UI, +UI+NI) wurde im ersten Versuchsjahr bei Silomais und im dritten Versuchsjahr bei Winterweizen mit über 240 kg N ha⁻¹ beobachtet. Beim Wintergetreide

wurde in allen drei Versuchsjahren anteilig im Korn die größere N Menge abgefahren. Dies ist im Wesentlichen auf die deutlich höheren N Gehalte im Korn im Vergleich zu Stroh zurückzuführen.

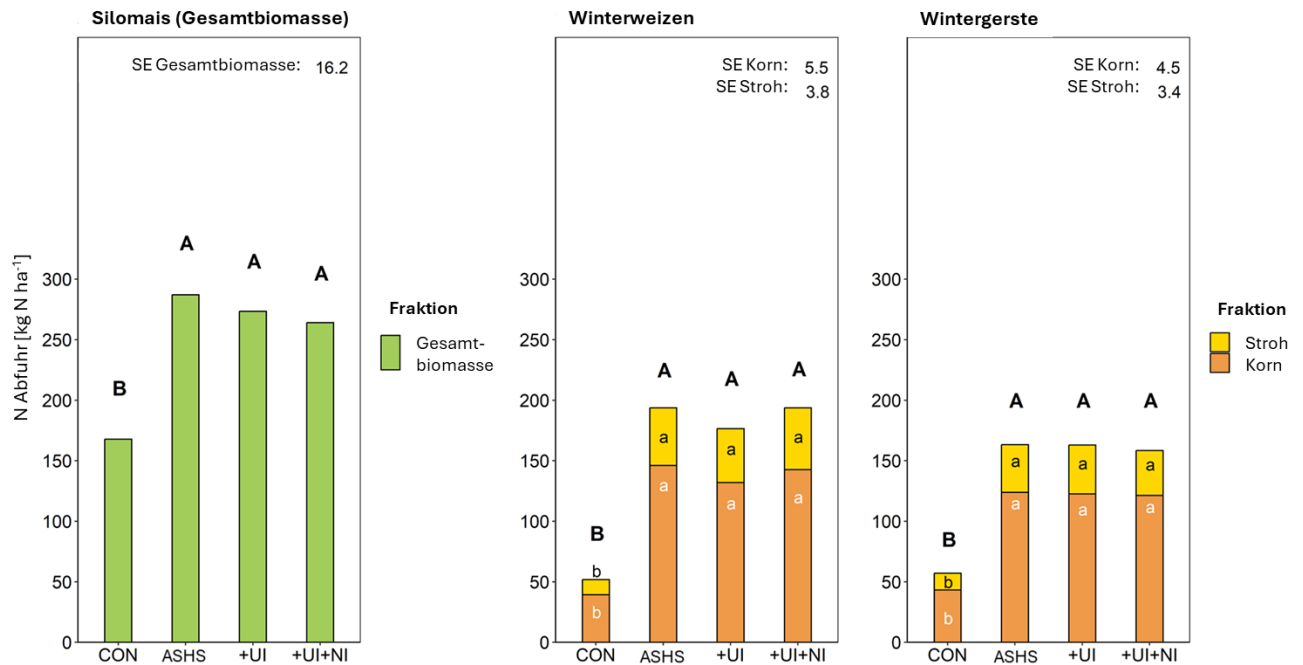


Abbildung 8: Stickstoffabfuhr bei Silomais, Winterweizen und Wintergerste (fraktioniert in Korn und Stroh) in Abhängigkeit der Düngerbearbeitungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) im ersten Versuchsjahr (2021). Bearbeitungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb einer Kultur nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5 %, $n = 4$). Großbuchstaben beziehen sich auf Gesamtmenge (Korn + Stroh), Kleinbuchstaben zur jeweiligen Fraktion (Korn bzw. Stroh).

N-Nutzungseffizienz

Tabelle 1 zeigt die mittleren Stickstoffnutzungseffizienzen der Düngerbearbeitungen, welche in den jeweilig getesteten Kulturen und Versuchsjahren beobachtet wurden. Zur Berechnung wurde die N-Abfuhr der ungedüngten Kontrolle mitberücksichtigt. Die Stickstoffnutzungseffizienz aus der Differenz der Gesamt-N-Abfuhr in der gedüngten Behandlung (Pflanze N_D , (kg N ha⁻¹)) und der Gesamt-N-Abfuhr in der ungedüngten Kontrolle (Pflanze N_0 , (kg N ha⁻¹)) in Relation zur applizierten N-Menge (Dünger N, (kg N ha⁻¹)) der gedüngten Behandlung berechnet (Formel 1). Die Gesamt-N-Abfuhr entspricht der Summe aus der N-Abfuhr im Korn und der N-Abfuhr im Stroh (kg N ha⁻¹).

Allgemein lag die N-Nutzungseffizienz, mit Ausnahme des zweiten Versuchsjahres bei Silomais, mit 45 bis 112% im Vergleich zu anderen Studien auf einem sehr hohen Niveau. Gründe für die beobachtete sehr geringe Stickstoffnutzungseffizienz bei Silomais im zweiten Versuchsjahr (16 – 25%) wurden bereits diskutiert.

Bei Silomais fielen die durchschnittlichen Stickstoffnutzungseffizienzen im Vergleich zu Getreide eher geringer aus. Einer der Gründe hierfür könnte die angesprochene erhöhte Bedeutung der N-Mineralisation des Bodens beim Anbau von Silomais sein. Ein relativ hohes Angebot an mineralisiertem N aus dem Boden führte dazu, dass auch bei der ungedüngten Kontrolle hohe Biomasserträge erzielt wurden. Bei Silomais war der Ertragszuwachs bei zusätzlicher N-Düngung, im Vergleich zum Wintergetreide, daher geringer, was in niedrigeren Stickstoffnutzungseffizienzen resultierte (45 – 68%).

Die zusätzliche Applikation von N-Dünger bei Winterweizen und Wintergerste zeigte allgemein eine starke Reaktion im Ertragszuwachs, im Vergleich zur ungedüngten Kontrolle. Der durch die N-Düngung ausgelöste höhere Ertragszuwachs bei Getreide führte letztlich zu höheren Stickstoffnutzungseffizienzen (56 – 112%) in Winterweizen und Wintergerste.

Zwischen den Düngerbearbeitungen waren weder zwischen den Versuchsjahren noch zwischen den getesteten Kulturen signifikante Unterschiede festzustellen. Als Gründe hierfür können eine geringe Auswaschung aufgrund der geringen Niederschläge während des Sommers sowie die tiefe Gründigkeit des Versuchsstandorts genannt werden, welche die Nitratverluste allgemein niedrig hielten. Ein weiterer

wesentlicher Punkt ist die Tatsache, dass gasförmige Verluste quantitativ ebenfalls eher von geringer Bedeutung waren.

Tabelle 1: Mittlere Stickstoffnutzungseffizienz der Düngerbehandlungen Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI) in den Versuchsjahren 2021 – 2023 und Kulturen Silomais (SM), Winterweizen (WW) und Wintergerste (WG): Berechnung der Stickstoffnutzungseffizienz erfolgt mit Formel 1. Schattierte Stickstoffnutzungseffizienzen bei Silomais im Jahr 2022, da Werte durch Trockenheit nicht repräsentativ.

Crop	Year	Treatment		
		AS-HS	+UI	+UI+NI
		(%)		
SM	2021	68	60	55
	2022	16	23	25
	2023	50	60	45
WW	2021	65	57	65
	2022	62	66	64
	2023	99	87	112
WG	2021	59	59	56
	2022	74	73	73
	2023	83	77	71

$$\text{Stickstoffnutzungseffizienz (\%)} = \frac{(\text{Pflanze } N_D) - (\text{Pflanze } N_0)}{\text{Dünger } N} * 100 \quad (\text{Formel 1})$$

Formel 1: Berechnung der Stickstoffnutzungseffizienz (Pflanze N_D = Abgefahrene Stickstoff (N) Menge in Pflanzenmaterial (SM: Gesamtbiomasse, WW + WG: Korn + Stroh) aus gedüngter Behandlung (kg N ha^{-1}), Pflanze N_0 = Abgefahrene N Menge in Pflanzenmaterial aus ungedüngter Kontrolle (kg N ha^{-1}), Dünger N = Applizierte Menge an Stickstoff (kg N ha^{-1}))

Standort Merbitz (Universität Halle-Wittenberg)

Standortbedingungen

Der Versuchsstandort Merbitz befindet sich im südlichen Teil des Landes Sachsen-Anhaltes. Aufgrund der Wind- und Regenschattenwirkung des Harzes liegt dieser Standort im Mitteldeutschen Trockengebiet. Charakteristisch für dieses Gebiet sind geringe durchschnittliche Niederschlagsmengen. Explizit bedeutet dies für den Versuchsstandort Merbitz eine durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge von 510 mm und eine Jahresdurchschnittstemperatur von 8,9 °C. Ein Ausläufer der Magdeburger Börde sorgt dafür, dass es sich in Merbitz um einen Lössstandort mit dem Bodentyp Tschernosem handelt und einen stark tonigen Schluff (Ut4) als Bodenart im Ap-Horizont aufweist, womit die hohe Ackerzahl von 83 – 91 begründet werden kann. Tabelle 2 beinhaltet die Standortcharakterisierung und weitere relevante Bodenparameter.

Tabelle 2: Standortcharakterisierung (0 – 30 cm) der Versuchsstation Merbitz.

Parameter	Einheit	Wert
Bodenart		Ut4
Sand	Ma.-%	14.4
Schluff	Ma.-%	65.1
Ton	Ma.-%	20.5
Bodentyp		Tschernosem
Ackerzahl	AZ	83-91
Humusgehalt	%	2.6
pH-Wert		6.8

Corg	%	1.78
KAK _{effektiv}	cmol+/kg	15.7

Witterung und Erträge

Die Witterungsbedingungen während des gesamten Projektzeitraumes (2021 bis 2023) können im Vergleich zum langjährigen Mittel (LJM) als zu warm angesehen werden (vgl. Tabelle 3). Das erste Versuchsjahr entsprach in etwa dem langjährigen Mittel des Standortes. Dagegen war das Jahr 2022 mit einem Jahresniederschlagsdefizit von 270 mm (-52,9%) und fast zwei Grad wärmeren Jahresdurchschnittstemperatur das wärmste und trockenste Versuchsjahr. Die ausgebliebenen Niederschlagsmengen gerade während der ertragswirksamen Monate (Σ 103 mm März – Mai) fielen dann während der Erntemonate (Σ 142 mm Juni – August) zu einem eher ungünstigen Zeitpunkt und prägten somit das Versuchsjahr 2023. Abgesehen vom Jahr 2021 konnte in den beiden darauffolgenden Versuchsjahren das hohe Ertragspotenzial am Versuchsstandort Merbitz witterungsbedingt nicht ausgeschöpft werden, was sich unter anderem auch in den Erträgen der einzelnen Versuchskulturen (Abbildung 9 bis 11) widerspiegelt.

Tabelle 3: Durchschnittliche Jahrestemperaturen und Jahresniederschlagssummen am Standort Merbitz für den Versuchszeitraum 2021 bis 2023 und deren jährliche prozentuale Abweichung vom langjährigen Mittel.

Versuchsjahr	Ø Jahres- temperatur [°C]	Abweichung vom LJM (8,9 °C) [%]	Jahresnieder- schlagssumme [mm]	Abweichung vom LJM (510 mm) [%]
2021	9.4	+5.6	535	+4.9
2022	10.6	+19.1	240	-52.9
2023	10.9	+22.5	496	-2.7

Um den Fruchtfolgeversuch so praxisnah wie möglich zu gestalten, wurde das Stickstoffdüngungsniveau anhand einer Düngebedarfsermittlung (DBE) bestimmt. Hauptvoraussetzung dafür ist das durchschnittliche kulturspezifische Ertragsniveau des Standortes der letzten 5 Jahre. Für den Standort Merbitz ergaben sich für die drei Versuchsjahre folgende Ertragsniveaus: 75 dt ha⁻¹ für Winterweizen und Wintergerste und 500 dt FM ha⁻¹ für Silomais. Eine weitere Schlüsselkomponente zur Ermittlung des N-Düngebedarfs des einzelnen Versuchsjahres war die Bestimmung des verfügbaren Stickstoffgehaltes (N_{min}) im Boden. Dafür wurden jedes Frühjahr unmittelbar vor Beginn der Düngungssaison repräsentative Bodenproben (0 – 90 cm) entnommen und analysiert. Tabelle 4 zeigt die ausgebrachte N-Menge für die jeweilige Hauptversuchskultur in den drei Versuchsjahren.

Tabelle 4: Düngungsregime der jährlichen Hauptversuchskultur sowie die dazugehörigen Applikationstermine und Teilgabemengen [kg N ha⁻¹] am Standort Merbitz.

Versuchsjahr/ Kultur	Variante	Applikationstermin inkl. Teilgabemenge [kg N ha ⁻¹]						
		T0	T1	T2	T3	T4	T5	T6
		bis 2 Tage vor der Saat	bis BBCH 16	ab Mitte Februar	Vegetat ions- beginn	BBCH 32	BBCH 37	BBCH 45
2021		27.04.	10.06.					
Silomais	Kontrolle	-	-					
(N-Niveau	AS-HS	84.00	36.00					
120 kg N ha ⁻¹)	AS-HS + UI	84.00	36.00					
	AS-HS + UI + NI	120.00	0					
2022				03.03.	17.03.	02.05.	16.05.	24.05.
Winterweizen	Kontrolle			-	-	-	-	-
(N-Niveau	AS-HS			0	50.75	50.75	0	43.50
145 kg N ha ⁻¹)	AS-HS + UI			0	50.75	50.75	0	43.50
	AS-HS + UI + NI			72.50	0	0	72.50	0
2023				06.03.	20.03.	24.04		
Wintergerste	Kontrolle			-	-	-		
(N-Niveau	AS-HS			0	72.00	72.00		
144 kg N ha ⁻¹)	AS-HS + UI			0	72.00	72.00		
	AS-HS + UI + NI			144.00	0	0		

Das Düngungsregime mit den einzelnen Teilgabenapplikationen der Düngungsvarianten entsprach der üblichen pflanzenbaulichen Praxis. Eine Besonderheit war jedoch die vorgezogene erste Düngerapplikation der Düngungsvariante AS-HS + Urease- + Nitrifikationsinhibitor. Diese wurde noch vor dem Vegetationsbeginn und bei frostfreien Böden appliziert. Alle weiteren Teilgaben wurden witterungsbedingt und abhängig vom Entwicklungsstadium (BBCH) oberflächlich appliziert. Die Bestandesführung bestehend aus Pflanzenschutzmaßnahmen und dem Einsatz von Wachstumsreglern wurde nach ortsüblichen Bedingungen und nach der guten fachlichen Praxis durchgeführt.

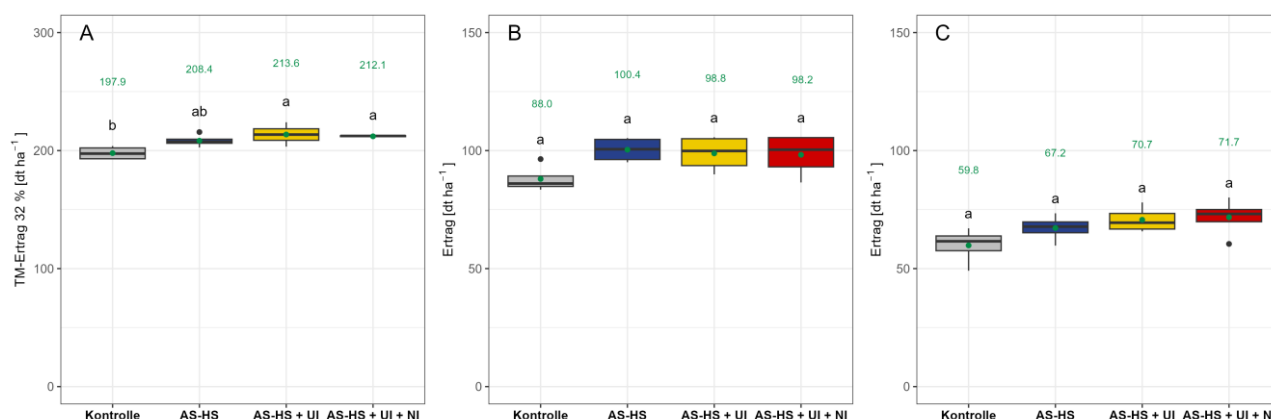


Abbildung 9: Erträge [dt ha⁻¹] 2021 im Silomais (A), Wintergerste (B) und Winterweizen (C) in den jeweiligen Düngungsvarianten am Standort Merbitz. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-HSD Test, n = 4, α = 0.05).

Wie bereits erwähnt, waren die Witterungsbedingungen im Versuchsjahr 2021 gerade während der ertragsbildenden Monate sehr günstig, sodass sich die Mais- und Getreidebestände optimal entwickeln konnten. Davon profitierten besonders der Silomais und die Wintergerste (Abbildung 10). Der Silomais als Hauptversuchskultur 2021 erreichte den höchsten TM-Ertrag (213,6 dt ha⁻¹) in der einfach inhibierten Variante (AS-HS+UI) gefolgt von der doppelt inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI) mit 212,1 dt TM ha⁻¹ (10Abbildung 1). Selbst die ungedüngte Kontrollvariante zeigte einen TM-Ertrag von rund 198 dt TM ha⁻¹, was vermutlich auf das hohe Stickstoffnachlieferungspotenzial des Standortes zurückgeführt werden kann. In der Wintergerste konnte innerhalb der drei Düngungsvarianten der höchste Ertrag mit 100,4 dt ha⁻¹ in der nicht-inhibierten Variante (AS-HS) ermittelt werden. Dagegen war dies im Winterweizen die Variante mit dem niedrigsten Ertrag von 67,2 dt ha⁻¹. Sowohl in der Wintergerste als auch im Winterweizen bewegten sich die beiden inhibierten Düngungsvarianten auf einem sehr ähnlichen Niveau.

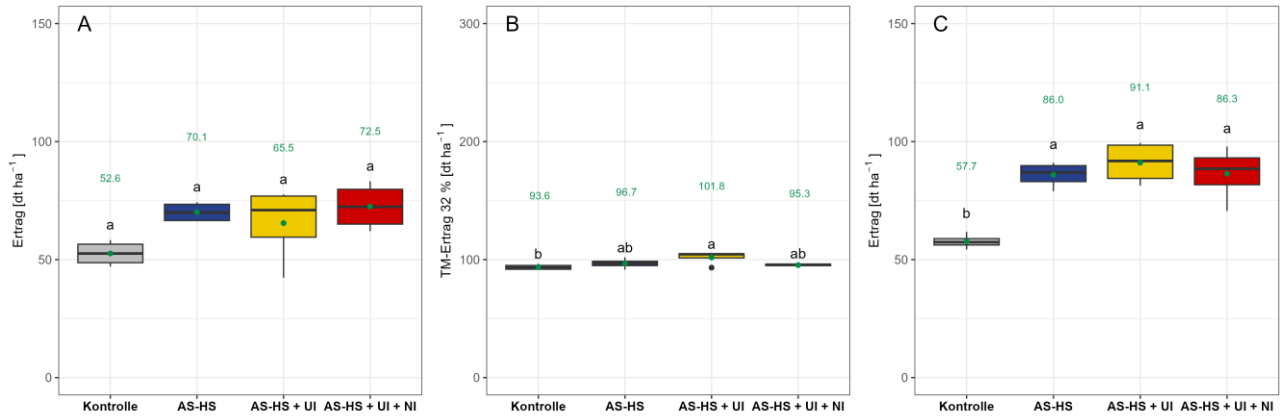


Abbildung 10: Erträge [dt ha⁻¹] 2022 im Winterweizen (A), Silomais (B) und Wintergerste (C) in den jeweiligen Düngungsvarianten am Standort Merbitz. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-HSD Test, n = 4, α = 0.05).

Mit über 52 % weniger Niederschlag gegenüber dem langjährigen Mittel war das zweite Versuchsjahr mit einer Jahresniederschlagssumme von nur 240 mm das trockenste Jahr im Projektzeitraum. Von dieser Niederschlagsmenge fielen zwischen März und August lediglich 80 mm. Am deutlichsten darauf reagierte der Silomais mit einer Ertragsreduktion von 53,3 % gegenüber 2021. Die Wintergerstenerträge waren im Schnitt um 11,5 % niedriger als 2021. Einzig die Winterweizenerträge waren trotz der Trockenheit auf Vorjahresniveau. Wie bereits 2021 konnte dabei in der doppelthinierten Variante der höchste Ertrag mit 72,5 dt ha⁻¹ ermittelt werden. Dagegen war es in der Wintergerste die AS-HS+UI-Variante, welche dort zum Höchstertrag geführt hat, gefolgt von der Variante AS-HS+UI+NI. Die geringe Ertragsdifferenz (8,2 dt TM ha⁻¹) im Silomais zwischen der ungedüngten Kontrolle und der Düngungsvariante mit dem Höchstertrag lässt vermuten, dass es aufgrund der Trockenheit zu fast keiner Düngungswirkung gekommen war. In allen drei Versuchskulturen zeigten die ungedüngten Kontrollen, wie auch schon im ersten Versuchsjahr, den niedrigsten Ertrag.

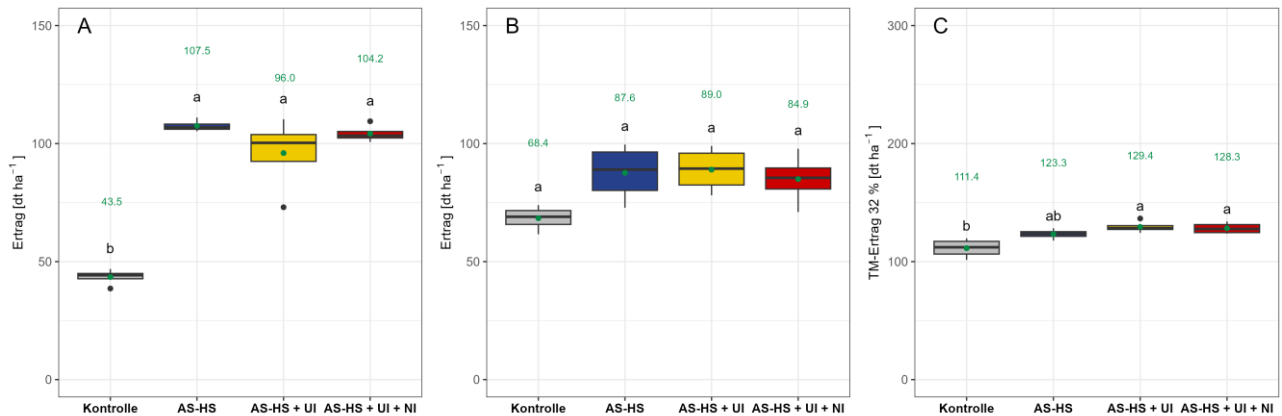


Abbildung 11: Erträge [dt ha⁻¹] 2023 in der Wintergerste (A), Winterweizen (B) und Silomais (C) in den jeweiligen Düngungsvarianten am Standort Merbitz. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-HSD Test, n = 4, α = 0.05).

Auch das dritte Versuchsjahr kann aufgrund einer ungleichmäßigen monatlichen Niederschlagsmengenverteilung als zu trocken eingestuft werden, obwohl die durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge fast erreicht wurde. Die beiden Winterungen erbrachten trotz der fast sechswöchigen niederschlagsfreien Zeit von Ende April bis Mitte Juni für den Standort übliche Erträge. Hauptgrund dafür werden vermutlich die ausgiebigen Winterniederschläge (November 2022 bis März 2023) und die hohe Feldkapazität des Standortes gewesen sein. Mit 89 dt ha⁻¹ wurde im Winterweizen mit der AS-HS+UI-Variante der höchste Weizenertrag im gesamten Projektlaufzeit ermittelt. Auch in der Wintergerste bewegten sich die Erträge in der nicht inhibierten (AS-HS) und der doppelt inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI) über dem Ertragsniveau von 2021. Der Silomais dagegen kam in allen drei Düngungsvarianten nicht nochmal an das hohe Ertragsniveau von 2021 heran, da nach der Keimung und anschließender Jungendentwicklung die mehrwöchige Trockenphase begann. Wie auch in den vorigen Versuchsjahren wurde der höchste Ertrag mit 129,4 dt TM ha⁻¹ in der AS-HS+UI Variante ermittelt.

Standort Nossen (LfULG)

Am Standort Nossen (LfULG) wurde, abweichend vom ursprünglichen Versuchsdesign, die Fruchtfolge Wintergerste – Zwischenfrucht Phacelia – Silomais – Winterweizen angebaut. Es wurden die Düngervarianten mit und ohne Inhibitoren untersucht. Die Düngerapplikation in den Versuchskulturen erfolgte termingerecht. In allen drei Versuchsjahren führten die inhibierten Düngervarianten im Mittel über alle Böden und

Bodenbearbeitungsvarianten nicht zu einer signifikanten Änderung des Ertrags im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger. Durch die zwei-faktorielle Auswertung, bei der Bodenbearbeitung und Düngervarianten getrennt betrachtet werden, war ersichtlich, dass sich Unterschiede im Ertrag nur durch die Bodenbearbeitung ergeben und nicht durch den Einsatz verschiedener Düngervarianten. Dies war für den D- und Lö-Boden und dort für Wintergerste und Winterweizen der Fall, wo sich signifikante Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungen bei demselben eingesetzten Dünger zeigten (siehe teilvorhabensspezifischer Anhang, Abbildungen 6-2 und 6-3). Besonders deutlich wird dies bei der Wintergerste, bei der auf dem D-Boden und mit dem doppelt-inhibierten Dünger die Spatenbearbeitung im Vergleich zur Direktsaat und der Grubberbearbeitung zu einem höheren Ertrag führte. Ebenfalls beim doppelt-inhibierten Dünger führten auf dem Lö-Boden Direktsaat und Spatenbearbeitung zu einem signifikant höheren Wintergersten-Ertrag im Vergleich zur Grubberbearbeitung.

Auch beim N-Entzug ergaben sich Unterschiede nur durch die Bodenbearbeitung und nicht durch die verschiedenen Düngervarianten, und zwar nur auf dem D- und Lö-Boden für Wintergerste und Winterweizen (Abb. 6-4 und 6-5). Bei der Wintergerste auf dem Lö-Boden und unter Verwendung des doppelt-inhibierten Düngers ergab sich bei der Spatenbearbeitung ein signifikant höherer N-Entzug im Vergleich zum Grubber. Dieser Zusammenhang findet sich für Wintergerste und den doppelt-inhibierten Dünger auch auf dem D-Boden, wo der N-Entzug bei der Spatenbearbeitung auch gegenüber der Direktsaat signifikant höher ausfällt. Für den Winterweizen finden sich auf dem D-Boden signifikante Unterschiede im N-Entzug beim nicht-inhibierten Dünger und verschiedenen Bodenbearbeitungen.

Auch führten die inhibierten Düngervarianten im Mittel über alle Böden und Bodenbearbeitungsvarianten nicht zu einer signifikanten Änderung des N-Entzugs im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger.

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste

Im Rahmen des Projektes erfolgten Messungen gasförmiger Verluste von Ammoniak (NH_3) sowie Lachgas (N_2O). Für die Ermittlung der NH_3 -Emissionen wurde die kombinierte Messmethode, bestehend aus der Dräger-Tube- und Passivsammler-Methode, angewandt. Mit Beginn der ersten Teilgabenapplikation im Frühjahr starteten auch die Messkampagnen in der jeweiligen Hauptkultur. Die Messungen einer Kampagne wurden mehrfach täglich, mindestens zu Kardinalpunkten (morgens, mittags, nachmittags) durchgeführt und endeten, sobald in den gedüngten Varianten keinerlei Emissionen mehr nachzuweisen waren. N_2O -Messungen wurden mittels Closed-Chamber Methode (Hutchinson und Monsier, 1981) in wöchentlicher Auflösung realisiert. Ab dem Zeitpunkt der Düngung bzw. nach Applikation der einzelnen Teilgaben erfolgte eine dreiwöchige Erhöhung des Messintervalls auf zwei Messungen pro Woche mit zusätzlichen ereignisbezogenen Messungen nach Starkniederschlagsereignissen, Bodenbearbeitungsmaßnahmen und Frost/Tau Zyklen. Die Berechnung der Lachgasflüsse und der kumulierten N_2O -Emissionen erfolgt mit dem R-Skript „gasfluxes“ (Fuss, 2019) für die Standorte Hohenheim, Merbitz und Cunnersdorf und mit dem ZALF-internen Skript für die Standorte Dedelow und Nossen.

NH_3 -Verlustpotenziale der Böden bei 5°C und 20°C

Um das Ammoniak-Verlustpotenzial der Win-N-Standorte unter Worst-Case-Szenarien einschätzen zu können, wurden die Prüfdünger AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI einem standardisierten Verlustpotenzialtest unterzogen. Dieser sorgte über einen Zeitraum von 14 Tagen und bei Umgebungstemperaturen von konstant 5°C bzw. 20°C für fortwährend starke Ammoniakverlustbedingungen.

Dieser Ammoniakverflüchtigungstest (AVT) ist ein robuster Verlustpotenzialtest, der sich am Standort Cunnersdorf mit verschiedenen Böden und unter verschiedenen Temperaturen seit Jahrzehnten beim Screening ureaseinhibierender Substanzen und Verbindungen vielfach bewährt hat (Ohnemus et al. 2021; siehe Kap. 4: Veröffentlichungen).

Die AVT-Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Auf den Standorten Ihinger Hof und Merbitz ist das Ammoniak-Verlustpotenzial nach Applikation von AS-HS unter den gegebenen Worst-Case-Bedingungen relativ gering. Es beträgt bei 5°C nach 7 Tagen < 2 % und nach 14 Tagen < 5 % des Dünger-N. Bei 20°C steigen diese Werte nur noch leicht auf < 6 % bzw. < 7 % an. Im Prüfglied AS-HS+UI werden diese bereits geringen Verlustpotenziale durch die Wirkung des Ureaseinhibitors um 45 bis 80 % reduziert. Im Prüfglied AS-HS+UI+NI führt die Kombination von Urease- und Nitrifikationsinhibierung auf den Standorten Ihinger Hof und Merbitz bei 5°C ebenfalls zu einer deutlichen Minderung des Verlustpotenzials. Die Verlustminderung gegenüber der Basisvariante belief sich auf 45 bis 85 %. Bei 20°C bewirkt die verlängerte Ammoniumphase bei der doppelt-inhibierten Variante am Standort Ihinger Hof nach 14 Tagen im geprüften Worst-Case-Szenario ungeachtet der Ureaseinhibierung einen Anstieg der Ammoniakverluste auf das Niveau der Variante AS-HS. In Merbitz erreicht das entsprechende Ammoniak-Verlustpotenzial mit ca. 11 % des applizierten Dünger-N sogar das doppelte Niveau der Variante AS-HS.

Für die Standorte Cunnersdorf und Dedelow besteht – vor allem bei fortwährenden Worst-Case-Verlustbedingungen (Exposition > 1 Woche) – ein deutlich höheres Ammoniak-Verlustpotenzial. Es beläuft sich in Cunnersdorf bei 5°C für den Dünger AS-HS auf ca. 4,5 % des applizierten Dünger-N nach 7 Tagen und

ca. 15 % nach 14 Tagen. Bei 20°C stiegen diese Werte auf 16 % (7 Tage) bzw. 21 % (14 Tage) an. Die entsprechenden Ammoniak-Verlustpotenziale für den Boden Dedelow liegen in einer Umgebungstemperatur von 5°C bei ca. 6 % nach 7 Tagen und ca. 21 % nach 14 Tagen. Bei 20°C wird bereits nach 7 Tagen ein potenzieller Dünger-N-Verlust von ca. 23 % erreicht. Der entsprechende Wert für eine Expositionsdauer von 14 Tagen beträgt 29 %. Im Prüfglied AS-HS+UI führt die Ureaseinhibierung zu einer sehr starken Minderung dieser Verlustpotenziale. Die Minderungsleistung beträgt 65 bis 95 % gegenüber der Basisvariante AS-HS.

Im Gegensatz zu den Standorten mit einem geringen Ammoniak-Verlustrisiko (Ihinger Hof, Merbitz) bewirkt die Kombination von Urease- und Nitrifikationsinhibierung auf den deutlich stärker verlustgefährdeten Standorten Cunnersdorf und Dedelow auch bei 20°C und langer Expositionsdauer eine deutliche Minderung des Verlustpotenzials. Die Minderungsleistung liegt bei 45 bis 95 % gegenüber der Basisvariante AS-HS.

Standort Cunnersdorf (SKWP)

NH₃-Verluste

Am Versuchsstandort Cunnersdorf wurden die NH₃-Emissionen nach N-Düngung mit AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI gemäß Projektbeschreibung ausschließlich in einer Kultur pro Jahr (2021: Silomais; 2022: Winterweizen; 2023: Wintergerste) ermittelt.

Beispielhaft sind nachfolgend die Ergebnisse des letzten Projekt-Erntejahres 2023 im Detail dargestellt (2021, 2022 siehe Anhang und Zwischenberichte): 2023 ergaben sich für die Kultur Wintergerste die folgenden 3 Messkampagnen (T1 bis T3): Messkampagne T1: 16.02. bis 24.02. – zur ammoniumstabilisierten Startgabe (190 kg ha⁻¹ N; Dünger: AS-HS+UI+NI); T2: 21.03. bis 03.04.2023 – zur nicht ammoniumstabilisierten Startgabe (95 kg ha⁻¹ N; Dünger: AS-HS und AS-HS+UI); T3: 13.04. bis 18.04.2023 – zur nicht ammoniumstabilisierten Schossergabe (95 kg ha⁻¹ N Dünger: AS-HS und AS-HS+UI). In jeder Messkampagne erfolgten i.d.R. täglich um 8:00, 11:15 und 15:30 Uhr (plus Abendmessungen, falls ab 11:15 Dünger-N-Emissionen festgestellt wurden) Messungen der NH₃-Flüsse je Flächeneinheit oder die Feststellung ihres Ausbleibens mittels Dräger-Tube-Methode. Parallel wurde täglich der Austausch der Säurefallen vorgenommen, und die adsorbierten NH₃-N-Mengen wurden analytisch ermittelt. Die Messkampagnen (= Messzeiträume nach jeder Düngergabe) wurden jeweils beendet, wenn über mehrere Tage keine aus der Düngung herrührende Ammoniumabsorption mehr festzustellen war.

Die Analytik und Auswertung der NH₃-Emissionen am Standort Cunnersdorf ist vollständig abgeschlossen. Insgesamt betrug der Dünger-N-Verlust aus dem zu Wintergerste gedüngten AS-HS (ohne Inhibitor) im Jahr 2023 ca. 1,427 kg ha⁻¹ NH₃-N. Das entspricht 0,75 % des applizierten Dünger-N. Im Prüfglied AS-HS+UI wurde dieser Verlust durch den Ureaseinhibitor um ca. 59 % auf 0,581 kg ha⁻¹ NH₃-N bzw. 0,31 % des applizierten Dünger-N gemindert. Für die Variante AS-HS+UI+NI wurde in 2023 kein Dünger-NH₃-Verlust festgestellt. Eher deuten die Messungen auf eine NH₃-Aufnahme durch den früh und hoch angedüngten Gerstenbestand an (negativer N-Verlust: 0,452 kg ha⁻¹ NH₃-N). Zumindest wurden NH₃-Verluste offensichtlich komplett vermieden.

Für die gesamte Fruchtfolge mit Silomais (2021), Winterweizen (2022) und Wintergerste (2023) ergeben sich im Vergleich der geprüften Düngungsvarianten folgende NH₃-Verlustraten und Dünger-N-Verluste:

Der N-Emissionsfaktor (EF) für AS-HS beträgt 0,011; es sind (gemäß Calibrated Passive Sampling (CPS)-Methode) also lediglich 1,1 % bzw. 5,9 kg ha⁻¹ der insgesamt applizierten 540 kg ha⁻¹ Dünger-N in Form von NH₃ verloren gegangen. Im Prüfglied AS-HS+UI konnte dieser geringe EF um 57 % auf einen Wert 0,0047 signifikant gesenkt werden; das sind 0,14 % bzw. 2,45 kg ha⁻¹ des applizierten Dünger-N. Im Prüfglied AS-HS+UI+NI lag der EF bei 0,0076; damit emittierten ca. 0,76 % bzw. 4,1 kg ha⁻¹ des applizierten Dünger-N in Form von NH₃. Alle gemessenen und berechneten Verlustraten für AS-HS (ohne Inhibitor) liegen damit weit unter den EMEP-Faktoren für HS (ca. 13 %) oder AS (ca. 7,5 %).

Trotz der insgesamt sehr geringen Flüsse und Verlustraten konnte der Ureaserinhibitor im Prüfglied AS-HS+UI die Verluste prozentual erheblich (um 57 bis 83 %) senken. Absolut betrachtet ist die Menge des so gewonnenen Dünger-N (~ 2...3,5 kg ha⁻¹) aufgrund des durchweg geringen Levels der Emissionen und Verluste als marginal einzuschätzen.

Über die gesamte Fruchtfolge betrachtet erwies sich auch die Variante AS-HS+UI+NI als signifikant verlustmindernd. In den Jahren 2021 und 2022 konnten nennenswerte NH₃-Emissionen im Zuge der frühen ammoniumstabilisierten Gaben quasi völlig vermieden werden. Lediglich für die frühe Startgabe von AS-HS+UI+NI im Jahr 2023 ergaben sich rechnerisch recht hohe düngungsinduzierte NH₃-Flüsse, wodurch dieses Prüfglied im betreffenden Jahr mit 5,29 kg ha⁻¹ NH₃-N (2,4 % Dünger-N) auch insgesamt die höchsten Emissionen aller Prüfglieder aufwies. Ein solcher Verlauf ist aufgrund der verlängerten Ammoniumphase zwar theoretisch möglich, erscheint aber im vorliegenden Falle wenig plausibel. Die Berechnungen gehen im Wesentlichen auf marginale, nicht signifikante, extrem stark streuende und in ihrem Ranking nicht logisch erklärbare Differenzen zwischen Säurefallen-Messwerten zurück, die in der ersten, noch sehr kalten und feuchten Messperiode erhoben worden sind. Unter solchen Witterungsbedingungen erreichen die NH₃-Emissionen nur einen Bruchteil des Verlustgeschehens bei höheren Bodentemperaturen. Es ist – unter anderem aus dem gerade laufenden Projekt NH₃-Min – bekannt, dass der Einsatz der CPS-Methode im

Bereich der methodischen Nachweisgrenze zu nicht plausiblen Verlustberechnungen führen kann. Im Projekt Win-N trat dieser Effekt ebenfalls an anderen Standorten und zu anderen Messungen auf.

N₂O-Verluste

Am Versuchsstandort Cunnersdorf erfolgte die komplette Abwicklung der Lachgasmessungen durch die Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Es wurden insgesamt 162 Messungen durchgeführt. Für den Versuchsstandort Cunnersdorf können die Lachgasflüsse und N_{min}-Verläufe der Düngungsvarianten sowie der Witterungsverlauf während des gesamten Messzeitraumes (09.04.2021 bis 08.11.2023) aus der Abbildung entnommen werden. Die Lachgasflüsse bewegten sich im gesamten Messzeitraum zwischen -15,9 und 116,3 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹.

In Cunnersdorf erfolgte in 2021 zu Silomais eine N-Düngereinarbeitung 2 Tage vor der Aussaat. AS-HS+UI+NI wurde dabei in einer Gabe appliziert. Für AS-HS und AS-HS + UI erfolgte eine weitere N-Gabe zu BBCH 15-16 (30 % der Gesamt-N-Menge).

In den unmittelbar darauffolgenden Messungen konnten sprunghafte Flussanstiege der einzelnen Düngungsvarianten beobachtet werden. Mit 116,3 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ konnte der höchste Fluss am 20.05.2021 in der AS-HS+UI-Variante ermittelt werden. Dies war auch gleichzeitig die höchste gemessene Flussrate im gesamten Messzeitraum. Auch nach der zweiten Düngerapplikation mit jeweils 39 kg N ha⁻¹ in der AS-HS und AS-HS+UI-Variante am 09.06.2021 kam es nochmals zu kleineren Emissionsanstiegen. Jedoch erreichten diese nicht mehr das Niveau wie nach der ersten Düngerapplikation. Somit kam es im ersten Versuchsjahr im Zeitraum Aussaat bis Ernte zu kumulierten Lachgasemissionen zwischen 0,35 und 0,64 kg N₂O-N ha⁻¹ 139 d⁻¹. Auffällig war dabei, dass selbst die Kontrollvariante 0,35 kg N₂O-N ha⁻¹ 139 d⁻¹ emittierte. Ein möglicher Grund dafür und für die generell höheren Flussraten im Silomais könnte die Vorfrucht gewesen sein, welche vor der Maisaussaat eingearbeitet wurde. Die feuchtwarme Witterung von Mai bis Juni könnte dazu geführt haben, dass es trotz einer nicht-legumen Zwischenfrucht zu einer erhöhten Stickstoffnachlieferung gekommen ist, welche als potenzielle Lachgasquelle fungiert haben könnte und somit Lachgasemissionen begünstigt haben könnte. Im Frühjahr 2022 konnte im Winterweizen in den ersten Tagen nach den Teilgabenapplikationen T1 und T2 kein nennenswerter N₂O-Flussanstieg ermittelt werden. Erst nachdem es im Zeitraum vom 05.04.2022 bis zum 07.04.2022 zu knapp 13 mm Niederschlag und kurzfristigen milden Temperatur gekommen war, konnte am 07.04.2022 in allen drei Düngungsvarianten ein leichter Anstieg der Flussraten beobachtet werden, wobei die nicht-inhibierte AS-HS-Variante zu diesem Termin mit 13,8 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ die höchste Flussrate aufwies. Die weiteren Teilgabenapplikationen (T3 – T5) zeigten keinen Effekt auf die Flussraten, was vermutlich auf die sehr trockenen Witterungsverhältnisse zurückgeführt werden kann. Die am 22.05.2022 in der AS-HS+UI-Variante ermittelte Flussrate von ca. 41 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ ist nicht nachvollziehbar bzw. schwer zu begründen. Im Gegensatz dazu aber die erneuten und kurzfristigen N₂O-Anstiege der drei Düngungsvarianten kurz vor der Ernte. Am 28.06.2022 kam es durch eine Niederschlagshöhe von 25,6 mm zu einer Wiederbefeuchtung der ausgetrockneten Ackerkrume, woraufhin in den nachfolgenden Messungen (04.07. & 13.07.2022) in allen drei Düngungsvarianten Flussanstiege zu verzeichnen waren. Die kumulierten N₂O-Emissionen fielen mit 0,09 bis 0,12 kg N₂O-N ha⁻¹ 279 d⁻¹ deutlich geringer aus als im ersten Jahr und in den beiden inhibierten Varianten konnten erneuten die niedrigsten kumulierten N₂O-Emissionen nachgewiesen werden (vgl. Abbildung 13). Das Versuchsjahr 2022 war insgesamt und speziell in den ertragswirksamen Monaten (März bis Ende Mai) mit rund 60 mm deutlich zu trocken, wodurch sich das niedrigere N₂O-Emissionsniveau im Vergleich zum Vorjahr begründen lässt.

Mit Beginn des dritten Versuchsjahres kam es in der Wintergerste bereits im Herbst (19.10.2022) zu einem Emissionspeak in allen Varianten (AS-HS – 25 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹). Das Niederschlagsereignis tags zuvor mit über 15 mm führte möglicherweise kurzzeitig zu anaeroben Bodenverhältnissen, welche eine Denitrifikation begünstigt haben könnten und somit kurzfristige N₂O-Emissionsbedingungen gegeben waren. Mit Beginn der T1-Düngung in der AS-HS+UI+NI-Variante am 16.02.2023 und gleichzeitiger Erhöhung des N₂O-Messintervalls, konnte erst am 02.03.2023 eine minimale Erhöhung der Flussrate von rund 5,1 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ auf 7,9 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ beobachtet werden. Die erste Düngerapplikation in der AS-HS- und der AS-HS+UI-Variante zeigte kaum einen Effekt auf die Flussraten. Jedoch konnte bereits unmittelbar nach der T3-Applikation (13.04.2023) am 17.04.2023 in diesen beiden ein sprunghafter Flussanstieg ermittelt werden. Dieser ist vermutlich auf ein Starkniederschlagsereignis (15,1 mm) am 15.04 zurückzuführen. Somit wurden während dieser Phase die höchsten Lachgasflüsse in der AS-HS- (max. 42,4 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹) und in der AS-HS+UI-Variante (max. 25,6 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹) gemessen. Wie bereits in den beiden vorherigen Versuchsjahren, emittierten die beiden inhibierten Varianten auch in der Wintergerste erneuten am geringsten. Die kumulierten Lachgasemissionen bewegten sich zwischen -0,09 und 0,258 kg N₂O-N ha⁻¹ 281 d⁻¹. In den Varianten AS-HS und AS-HS+UI war ein leicht erhöhtes Emissionsniveau im Vergleich zum Vorjahr zu verzeichnen. Lediglich die AS-HS+UI+NI-Variante lag in der Wintergerste und einer Einmalgabe mit 0,104 kg N₂O-N ha⁻¹ 281 d⁻¹ in etwa auf Vorjahresniveau.

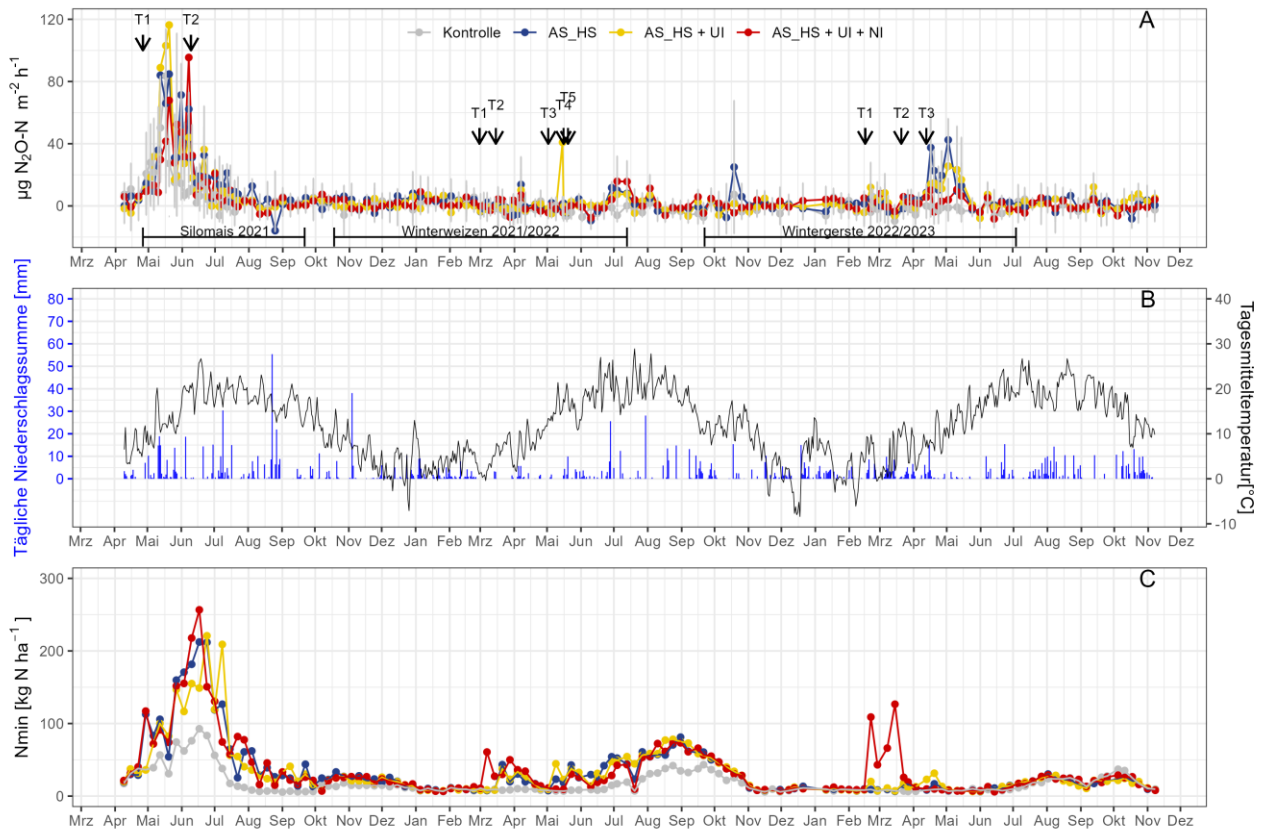


Abbildung 12: (A) Lachgasflüsse [$\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$], (B) Witterungsverlauf sowie der zeitliche (C) Nmin-Verlauf [kg N ha^{-1}] der Düngungsvarianten im gesamten Messzeitraum vom 09.04.2021 bis zum 08.11.2023 am Versuchsstandort Cunnersdorf (SKW).

Am Versuchsstandort Cunnersdorf emittierte in allen drei Versuchsjahren für den Zeitraum Aussaat bis Ernte die nicht-inhibierte AS-HS-Variante die höchsten N_2O -Emissionen, gefolgt von der einfach-inhibierten Variante. Die niedrigsten kumulativen N_2O -Emissionen konnten in allen drei Kulturen und Versuchsjahren in der doppelt inhibierten Düngungsvariante beobachtet werden. Generell bewegten sich die Lachgasemissionen am Standort Cunnersdorf in allen Düngungsvarianten auf einem sehr niedrigen Niveau ($<1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$).

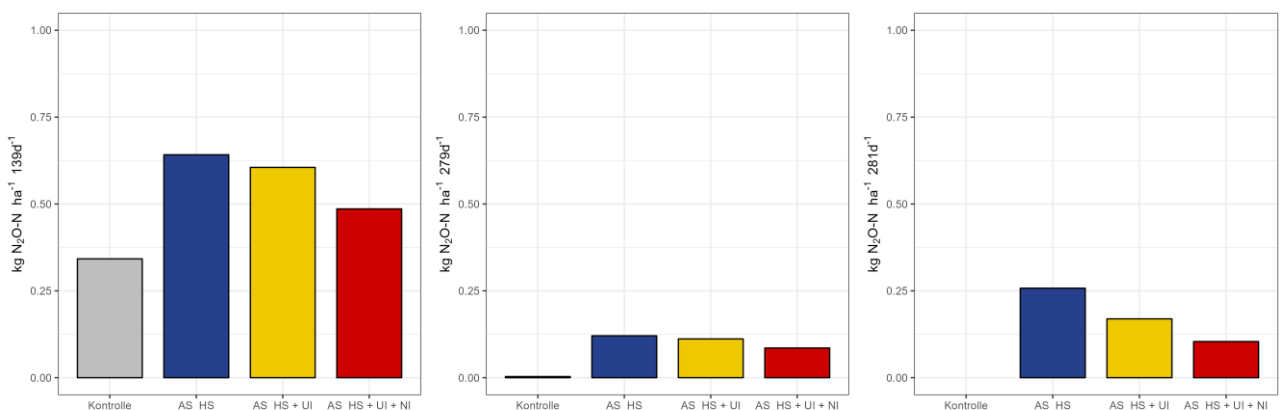


Abbildung 13: Kumulierte N_2O -Emissionen der Düngungsvarianten im (A) Silomais, (B) Winterweizen und (C) Wintergerste für den Zeitraum Aussaat bis Ernte am Versuchsstandort Cunnersdorf.

Standort Naugarten (Dedelow)

Die NH_3 -Messungen erfolgten in-situ für den On-Farm-Versuch (Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland), und die vorab abgestimmte Fruchtfolge (Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge) in eventbasiertem Rhythmus (NH_3 ; nach Düngung). Die, gemäß der Projektbeschreibung mittels der kalibrierten Passivsammler-Methode ermittelten düngerbasierte NH_3 -Emissionen fielen tendenziell eher gering aus, was hauptsächlich auf die ungünstigen, trockenen und zur Düngung meist eher kühlen Witterungsverhältnisse zurückgeführt werden kann. Messkampagnen erfolgten unmittelbar nach jedem der Düngetermine und beinhalteten mehrmals täglich Messungen mit der Dräger-Tube-Methode sowie parallel dazu den täglichen Austausch der Säurefallen für einen Zeitraum von bis zu 14 Tagen nach Düngung, sowie die analytische Ermittlung der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte in diesen. Die höchsten Flüsse wurden dabei bei der Ammoniumsulfat-Harnstoff-Variante (AS-HS) gemessen.

Tendenziell traten die höchsten düngerbasierten NH₃-Emissionen in der AS-HS Variante auf, gefolgt von der einfach (AS-HS+UI) und doppelt inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI). Durch den Einsatz von UI und UI+NI konnte die NH₃ Emissionen im Vergleich zur Variante ohne Hemmstoff (AS-HS) in ihrer Amplitude deutlich reduziert werden. Im Vergleich mit gängigen N-Bilanzierungsansätzen mit landwirtschaftlichem Bezug werden NH₃-Emissionen aufgrund nicht berücksichtigter gasförmiger Denitrifikationsverluste häufig überschätzt. Die Analytik und Auswertung der NH₃ Emissionen am Standort Naugarten ist vollständig abgeschlossen.

Die von April 2021 bis Juli 2023 gemessenen und für die drei Anbauphasen der Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge kumulierten N₂O Emissionenschwanken zwischen 0,17 kg N₂O-N ha⁻¹ (Wintergerste ungedüngte Variante) und 2,4 kg N₂O-N ha⁻¹ (Mais AS-HS; Tabelle 5).

Tabelle 5: Düngevariante spezifische Werte für Ernte- und Kornertrag, Pflanzen-N-Gehalte und -Aufnahmen, N-Düngemengen, gasförmige N Emissionen sowie ANUE für die drei Anbauphasen sowie die gesamte Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge auf dem On-Farm-Versuch nahe Naugarten. Das Symbol ± bezieht sich auf Unsicherheiten (Standardabweichung) in den Werten.

Crop	Parameter	Einheit	ungedüngt	AS-HS	AS-HS+UI	AS-HS+UI+NI
Mais	Biomasse	dt ha ⁻¹	181,89 ± 25,40	241,09 ± 14,38	198,89 ± 14,68	195,10 ± 8,51
	Kornertrag	dt ha ⁻¹	NA	NA	NA	NA
	N Düngung	kg ha ⁻¹	0,00	200,00	200,00	200,00
	N Pflanzengehalt	%	0,73 ± 0,09	0,88 ± 0,14	1,04 ± 0,09	0,99 ± 0,04
	N Pflanzenaufnahme	kg ha ⁻¹	132,78	212,16	206,85	193,15
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,09 ± 0,01	2,44 ± 0,48	0,41 ± 0,02	0,31 ± 0,02
	Winterweizen	Biomasse	dt ha ⁻¹	32,76 ± 6,06	73,51 ± 9,38	80,43 ± 4,73
Kornertrag		dt ha ⁻¹	13,27 ± 2,08	31,72 ± 3,08	36,98 ± 2,53	38,93 ± 3,12
N Düngung		kg ha ⁻¹	0,00	196,00	196,00	196,00
N Pflanzengehalt		%	1,83 ± 0,07	2,39 ± 0,09	2,26 ± 0,02	2,35 ± 0,09
N Pflanzenaufnahme		kg ha ⁻¹	59,94	175,84	182,02	198,16
N ₂ O-N		kg ha ⁻¹	0,21 ± 0,02	0,41 ± 0,05	0,27 ± 0,02	0,21 ± 0,02
Wintergerste		Biomasse	dt ha ⁻¹	106,04 ± 12,61	144,83 ± 9,28	144,68 ± 33,54
	Kornertrag	dt ha ⁻¹	55,20 ± 6,57	72,20 ± 4,63	69,60 ± 16,14	93,90 ± 12,72
	N Düngung	kg ha ⁻¹	0,00	191,40	188,00	191,10
	N Pflanzengehalt	%	0,98 ± 0,51	1,11 ± 0,57	1,13 ± 0,57	0,79 ± 0,39
	N Pflanzenaufnahme	kg ha ⁻¹	54,10	80,14	78,65	74,18
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,17 ± 0,01	0,36 ± 0,02	0,38 ± 0,03	0,25 ± 0,02
	Gesamt	Biomasse	dt ha ⁻¹	320,69 ± 29,00	459,43 ± 19,52	424,00 ± 36,92
Kornertrag		dt ha ⁻¹	68,47 ± 6,89	103,92 ± 5,56	106,58 ± 16,34	132,83 ± 13,10
N Düngung		kg ha ⁻¹	0,00	587,40	584,00	587,10
N Pflanzengehalt		%	1,18 ± 0,52	1,46 ± 0,59	1,48 ± 0,58	1,38 ± 0,40
N Pflanzenaufnahme		kg ha ⁻¹	246,82	468,14	467,52	465,49
N ₂ O-N		kg ha ⁻¹	0,48 ± 0,03	3,21 ± 0,48	1,07 ± 0,04	0,77 ± 0,03
NH ₃ -N		kg ha ⁻¹	NA	11,71 ± 0,69	1,82 ± 0,11	5,35 ± 0,39
ANUE		kg DM kg N ⁻¹	NA	23,55 ± 3,03	17,79 ± 4,77	27,21 ± 12,18

Über alle drei Anbauphasen hinweg zeigte die einfach wie zweifach inhibierte Düngevariante (AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI) im Vergleich zu AS-HS deutlich reduzierte N₂O Emissionen. Über alle drei Anbauphasen hinweg zeigte die einfach wie zweifach inhibierte Düngevariante (AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI) im Vergleich zu AS-HS deutlich reduzierte N₂O Emissionen. Gleiches galt zumindest für AS-HS+UI+NI auch für die einzelnen Anbauphasen. Überstiegen im ersten Jahr die N-Aufnahme für AS-HS noch die N-Düngengebe, relativierte sich dies in Jahr zwei und drei, sodass schlussendlich über die gesamte Fruchtfolge keine Unterschiede mehr zwischen der N-Aufnahme der drei verschiedenen Düngevarianten feststellbar war. Aufgrund dieses potentiellen „Legacy“-Effektes war die ANUE trotz relativ hoher N₂O und NH₃ Emissionen (verglichen mit den Folgejahren) für Mais in 2021 noch deutlich höher als für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI. Auch dies relativierte sich in den folgenden relativ trockenen Anbauphasen für Winterweizen und Wintergerste, sodass über die gesamte Fruchtfolge hinweg die zweifachinhibierte Düngevariante zusammen mit den höchsten Biomasse- und Kornerträgen (siehe AP1 Teilvorhaben 3) die mit Abstand höchste ANUE zeigte.

Die Verwendung von UI und NI kann weitreichende Auswirkungen auf den N-, C- und Wasserkreislauf haben, die sowohl ökologische als auch agronomische Implikationen haben. Veränderungen des N-Kreislaufs durch Nutzung von UI und NI können direkte Auswirkungen auf den C- und Wasserkreislauf im System Boden-Pflanze haben. Der Einfluss auf den C-Kreislauf ergibt sich insbesondere aus der engen Verknüpfung zwischen N und der mikrobiellen Zersetzung organischer C-Verbindungen im Boden. Exemplarisch sind die Ergebnisse für Winterweizen in Naugarten in Tabelle 6 zusammengestellt.

Tabelle 6: Messrahmenspezifische Werte für Ernteertrag, N-, C- und Wasserkreislauf während der Weizen-Anbauperiode im Messjahr 2021/2022. Das Symbol \pm bezieht sich auf Unsicherheiten in den Werten.

Kreislauf	Parameter	Unit	ungedüngt	AS-HS	AS-HS+UI	AS-HS+UI+NI
Erträge	Biomasse (86% DM)	g m ⁻²	268 ± 38	500 ± 50	509 ± 36	622 ± 33
	Korn	g m ⁻²	32,12 ± 10,26	59,49 ± 13,69	60,28 ± 9,27	74,49 ± 8,07
Stickstoff	N Düngegabe	kg ha ⁻¹	0,00	196,00	196,00	196,00
	N Gehalt Pflanzen	%	1,83 ± 0,07	2,39 ± 0,09	2,26 ± 0,02	2,35 ± 0,09
	N Aufnahme Pflanzen	kg ha ⁻¹	59,94 ± 0,04	175,84 ± 0,09	182,02 ± 0,04	198,16 ± 0,06
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,21 ± 0,02	0,41 ± 0,05	0,27 ± 0,02	0,21 ± 0,02
	NH ₃ -N	kg ha ⁻¹	NA	9,51 ± 0,61	1,24 ± 0,09	0,87 ± 0,06
	Nmin Veränderung im Boden	kg ha ⁻¹	-5,88 ± 0,11	3,61 ± 1,35	-5,27 ± 1,08	-1,99 ± 0,50
	ANUE	kg DM kg N ⁻¹	NA	11,84	12,31	18,06
Kohlenstoff	C Gehalt	%	40,41 ± 0,41	40,70 ± 0,44	40,13 ± 0,13	41,33 ± 0,55
	Reco	g m ⁻²	606,88 ± 32,96	735,38 ± 37,53	669,69 ± 34,63	814,12 ± 72,14
	R _{soil}	g m ⁻²	346,99 ± 93,12	369,96 ± 13,17	393,79 ± 20,78	436,05 ± 17,26
	GPP	g m ⁻²	882,00 ± 44,10	1187,62 ± 47,49	1161,60 ± 51,97	1347,31 ± 51,50
	NEE	g m ⁻²	169,27 ± 2,07	-329,67 ± 2,82	-307,88 ± 3,29	-457,08 ± 3,34
	CH ₄ -C	g m ⁻²	-0,01 ± 0,03	-0,02 ± 0,02	-0,05 ± 0,03	-0,04 ± 0,02
	NPP	g m ⁻²	220,99 ± 4,61	394,81 ± 9,21	381,97 ± 9,15	478,28 ± 11,05
Wasser	CUE	%	48,91	51,50	53,45	53,71
	NECB	g m ⁻²	51,70 ± 5,06	65,12 ± 9,63	74,03 ± 9,72	21,16 ± 11,55
	Evapotranspiration	Mm	232,94 ± 2,70	266,38 ± 2,96	232,91 ± 1,93	253,78 ± 2,14
	Evaporation	Mm	103,23 ± 0,53	110,36 ± 0,63	117,70 ± 0,76	161,06 ± 0,87
Wasser	Transpiration	Mm	129,71 ± 2,75	156,02 ± 3,03	115,21 ± 2,08	92,72 ± 2,31
	WUE	g DM m ⁻² mm ⁻¹	1,15	1,88	2,18	2,45

Eine verbesserte N-Aufnahme und -nutzung (NUE) kann auch zu einer erhöhten Trockentoleranz der Pflanzen führen, da sie dazu beitragen, die Effizienz der Wassernutzung (WUE) zu maximieren und den Wasserverlust durch Transpiration zu reduzieren. Diese Verbesserungen in der WUE können insbesondere in Trockenperioden oder in Regionen mit begrenztem Wasserangebot von entscheidender Bedeutung sein, um eine nachhaltige Pflanzenproduktion zu gewährleisten. Ein Tatbestand der von besonderer Relevanz für den Standort des On-Farm-Versuchs ist. Der Standort Naugarten liegt in der Nordostdeutsche Jungmoränenlandschaft, einer traditionell landwirtschaftlich intensiv genutzten Postglazial-Landschaft mit begrenzter Wassernachführung über Niederschläge von gerade einmal 500mm im Jahr. Ein tiefgreifendes Verständnis der komplexen Auswirkungen von UI und NI auf nicht nur den N- sondern auch den C- und Wasserkreislauf ist daher von entscheidender Bedeutung, um landwirtschaftliche Praktiken zu verbessern und die langfristige Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Nutzung zu fördern.

Standort Ihinger Hof (Universität Hohenheim)

NH₃-Verluste

Abbildung 214 zeigt die im ersten Versuchsjahr ermittelten Ammoniakemissionen die bei den N-Düngergaben (T1-T3) von Silomais, Winterweizen und Wintergerste am Standort Ihinger Hof emittiert wurden. Die Grafiken der gemessenen Ammoniakemissionen im zweiten und dritten Versuchsjahr können dem teilvorhabensspezifischen Anhang entnommen werden (Abbildungen 14 und 15).

Die mittleren Gesamtemissionen der gedüngten Behandlungen beliefen sich innerhalb der drei Versuchsjahre zwischen < 0,5 und 33 kg NH₃-N ha⁻¹. Bezogen auf den ausgebrachten Dünger-N entsprach diese einem Verlust zwischen 0,01 und 18,3%. Die höchsten, bzw. niedrigsten Gesamtemissionen an Ammoniak wurden im ersten Versuchsjahr bei Wintergerste in der nicht-inhibierten AS-HS Variante (Abbildung 2) bzw. im zweiten Versuchsjahr ebenfalls bei Wintergerste in der doppelt-inhibierten Variante (+UI+NI; siehe teilvorhabensspezifischer Anhang, Abbildung 4-10 und 4-11) beobachtet. Allgemein waren die Ammoniakemissionen im Vergleich zwischen den Jahren im ersten Versuchsjahr am höchsten (Abbildung 2).

Lediglich bei Silomais im zweiten, sowie bei Winterweizen im dritten Versuchsjahr war zwischen den gemessenen Gesamtemissionen der nicht-inhibierten AS-HS-Variante und der doppelt-inhibierten Variante kein signifikanter Unterschied festzustellen. In den übrigen Fällen konnte durch die Zugabe eines Ureasehemmstoffes (+UI) sowie bei der Kombination aus Urease- und Nitrifikationshemmstoffes (+UI+NI) die Gesamtemissionen an Ammoniak signifikant reduziert werden. Die Reduktion der Ammoniakemissionen im Vergleich zur nicht-inhibierten AS-HS-Variante lag im Mittel über die drei Kulturarten und Versuchsjahre bei 43%. Der in der Literatur häufig beschriebene Effekt einer Erhöhung der NH_3 -Emissionen bei doppelt-inhibierten Harnstoffdüngern konnte im Feldversuch lediglich bei Silomais im zweiten Versuchsjahr beobachtet werden. Die NH_3 -Emissionen der doppelt-inhibierten Variante waren aber auch in diesem Fall geringer als in der AS-HS Variante ohne Hemmstoffe (teilverhabensspezifischer Anhang, Abbildung 14 und 15).

Sehr geringe Ammoniakemissionen, teilweise unterhalb der Messgrenze, bei Winterweizen und Wintergerste zur ersten Düngergabe (T1) in 2022, sowie in 2023 bei Silomais zu T1 und T2, können durch eine zunächst sehr trockene Witterung nach der Düngerausbringung und anschließend starker Niederschläge erklärt werden. Durch die Trockenheit war an der Bodenoberfläche kein Wasser für die Harnstoffhydrolyse vorhanden. Somit fand die Umsetzung von Harnstoff zu Ammoniak (NH_3), welche durch das ubiquitär vorkommenden Enzym Urease katalysiert wird, zunächst nicht oder nur in sehr geringem Maße statt. Nach der Trockenperiode anschließend auftretende starke Regenereignisse führten zur raschen Lösung und Einwaschen des Düngers in den Boden. Es kann davon ausgegangen werden, dass der gelöste Harnstoff mit dem Niederschlagswasser in tiefere Bodenschichten (< 3cm) transportiert wurde. Da der applizierte Harnstoff nun nicht mehr auf der Bodenoberfläche vorlag, spielte die Ammoniak-Volatilisation während der Harnstoffhydrolyse im Boden keine, bzw. nur noch eine untergeordnete, Rolle, was in sehr geringen Ammoniakemissionen resultierte. Dies zeigt, dass neben dem Einsatz von Ureaseinhibitoren der fachlich korrekte Umgang und somit die gezielte Ausbringung von harnstoffhaltigen Düngemitteln vor Regenereignissen eine effektive Maßnahme zur Reduktion von Ammoniakemissionen darstellt und Teil eines effektiven und umweltschonenden Düngemanagements sein sollte.

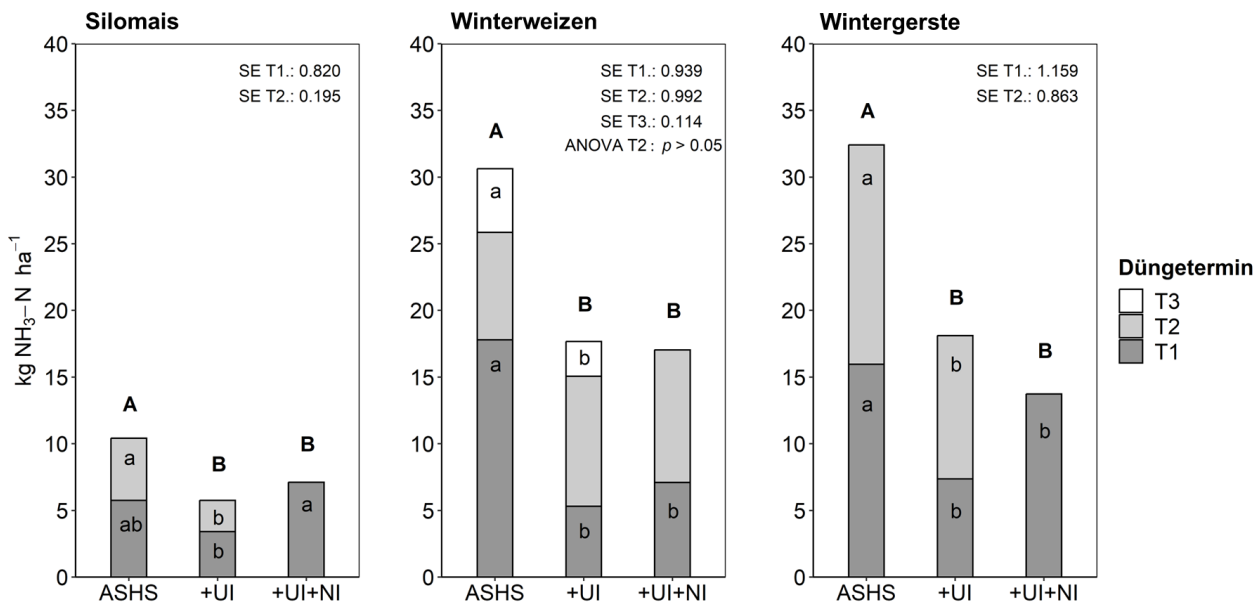


Abbildung 2: Mittlere Ammoniakemissionen von Silomais, Winterweizen und Wintergerste im ersten Versuchsjahr (2021) in Abhängigkeit der Düngerbehandlung (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) und Düngerteilgabe (T1-T3). Behandlungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb einer Kultur nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, $n = 4$). Großbuchstaben: Vergleich der Gesamtemission der Behandlungen innerhalb einer Kultur, Kleinbuchstaben: Vergleich der Emission gemessen innerhalb der Düngeteilgabe T1-T3; ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, SE = Standardfehler, $n = 4$).

N_2O -Verluste

In Abbildung 3 sind die in Großparzelle Nr. 1 gemessenen mittleren Lachgasflüsse sowie die mittlere Tagestemperatur und Tagesniederschlagssummen im Zeitraum März 2021 bis Oktober 2023 am Standort Ihinger Hof zu sehen. Mittlere Lachgasflüsse welche in Großparzelle Nr. 2 und 3 aufgezeichnet wurden, sind im teilverhabensspezifischen Anhang (Abbildung 4-3 und 4-4) zu finden. Die Berechnung der Lachgasflüsse erfolgte mit einem R-Skript (Fuss, R., gasfluxes package, Version: 0.98.int.2, 2014). Zur Auswertung und Visualisierung der Lachgasflüsse wurden „robust linear fluxes“ herangezogen. Wenn nur drei Messpunkte zur Berechnung der Flussraten zur Verfügung standen und somit kein „robust linear flux“ berechnet werden

konnte, wurde stattdessen der berechnete „linear flux“ ausgewählt. Bei Silomais wurden in allen vier Behandlungen (CON, ASHS, +UI, +UI+NI) Lachgasmessungen durchgeführt, wohingegen bei Winterweizen und Wintergerste in der einfach inhibierten +UI Variante keine Messung durchgeführt wurde. Grund hierfür ist, dass nach aktuellem Kenntnisstand Ureaseinhibitoren keinen nennenswerten Einfluss auf lachgasbildende Prozesse haben und somit in der Regel von keiner Minderungswirkung von Lachgasemissionen ausgegangen wird. Nichtsdestotrotz wurde diese Annahme beim Anbau von Silomais in den Versuchsjahren 2021 bis 2023 geprüft.

Die am Versuchsstandort Ihinger Hof gemessenen Lachgasflüsse folgen dem standorttypischen Emissionsmuster mit erhöhten Emissionen nach N-Düngung, Starkregenereignissen im Sommer und Bodenbearbeitungsmaßnahmen im Herbst. Die höchsten Lachgasflüsse wurden im ersten Versuchsjahr bei Silomais (Abbildung 3) und im zweiten Versuchsjahr bei Winterweizen (teilverhaltensspezifischer Anhang, Abbildung 4) (780 bzw. $1000 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) jeweils in der nicht-inhibierten AS-HS Variante festgestellt. Im Gegensatz zu Silomais, bei der die höchsten Emissionen im ersten Versuchsjahr kurz nach der N-Düngung, in Kombination mit einem Starkregenereignis, im Frühsommer gemessen wurden (Abbildung 3), wurden bei Winterweizen die Höchstwerte bei einem Wiederbefeuchtungsspeak, kurz vor der Ernte in 2023 (siehe Anhang, Abbildung 4-4), aufgezeichnet. Bis auf wenige Ausnahmen zeigte die nicht-inhibierte AS-HS Variante in allen Versuchsjahren und geprüften Kulturen grundsätzlich die höchsten Lachgasflussraten gefolgt von den anderen Behandlungen entsprechend der Reihenfolge $\text{AS-HS} \geq \text{+UI} \geq \text{+UI+NI} \geq \text{CON}$.

Unterteilt man die Versuchsjahre in Vegetationsperiode (Vegetationsbeginn Mitte März bis Mitte Oktober) und Winterperiode (Mitte Oktober bis Vegetationsbeginn Mitte März im Folgejahr) stellt man fest, dass die höchsten Lachgasflüsse in allen Versuchsjahren und Kulturen während der Vegetationsperiode aufgezeichnet wurden. Verglichen mit anderen Studien, fielen die in den Winterperioden aufgezeichneten Lachgasemissionen eher gering aus. In Studien von Flessa et al. (1995), Flessa et al. (1998), Kaiser et al. (1998), Kaiser und Ruser (2000), und Ruser et al. (2001) können die N_2O -Emissionen während der Wintermonate bis zu 50 % der jährlichen Gesamtemissionen ausmachen. Als Hauptursache für hohe Winteremissionen werden in den Studien Frost-Tau-Zyklen sowie hohe Wassersättigungsgrade genannt. Als Grund für geringe N_2O -Emissionen in unseren Untersuchungen können mit großer Wahrscheinlichkeit die milden und eher trockenen Wintermonate (Anhang, Tabelle 4-1) im ersten und zweiten Versuchsjahr genannt werden. In beiden Winterperioden blieben somit Lachgasemissionen fördernde Rahmenbedingungen, wie Frost-Tau-Ereignisse sowie hohe Wassersättigungsgrade des Oberbodens, witterungsbedingt aus. Eine Reihe von Frosttagen, Mitte Dezember 2022, reichte aufgrund fehlender Bodenfeuchte offensichtlich nicht aus, um einen nennenswerten Anstieg der Lachgasemissionen zu induzieren. Nichtsdestotrotz war eine leichte Respons in Winterweizen festzustellen, bei der die nicht inhibierte Variante die höchsten Emissionen zeigte (Abbildung 15).

Um die Haupteinflussfaktoren sowie mögliche Quellprozesse der Lachgasflüsse eingrenzen zu können, wurde eine multiple schrittweise Regression berechnet in die die Variablen NO_3^- -N (0-30 cm), NH_4^+ -N (0-30 cm), Bodentemperatur (0-15 cm), wassergefülltes Porenvolumen (WFPS) sowie die Differenz aus aktuellem und vorangegangenen WFPS (ΔWFPS) eingegeben wurden.

Über den gesamten Datensatz der in Winterweizen, Wintergerste und Silomais erfassten N_2O -Emissionen konnten 30,6% der Variabilität der Lachgasflüsse mit Hilfe der Variablen NO_3^- -N (0-30 cm), Bodentemperatur, wassergefülltes Porenvolumen (WFPS) sowie NH_4^+ -N (0-30 cm) erklärt werden. Dabei gingen sämtliche Variablen positiv in das Regressionsmodell ein. Unterteilt man die Lachgasflüsse in die jeweiligen Kulturen, konnten 39 % der Variabilität bei Silomais durch die Parameter NO_3^- -N (0-30 cm), Bodentemperatur, wassergefülltes Porenvolumen (WFPS) sowie NH_4^+ -N (0-30 cm) erklärt werden.

Bei Winterweizen und Wintergerste erklären sich jeweils 30 bzw. 23 % aus den Parametern NO_3^- -N (0-30 cm), Bodentemperatur und wassergefülltes Porenvolumen.

Die NH_4^+ -N (0-30 cm) Gehalte wurden bei Winterweizen und Wintergerste nicht in das Regressionsmodell aufgenommen. Alle Variablen die in den jeweiligen Fällen in das Modell aufgenommen wurden gingen als positiver Schätzwert ein. ΔWFPS wurde in keinem der vier vorgestellten Fälle mit in das Regressionsmodell aufgenommen. Im Fall von Winterweizen und Wintergerste lässt der positive Zusammenhang aus WFPS und NO_3^- -N (0-30 cm) darauf schließen, dass N_2O im Wesentlichen unter Bedingungen gebildet wurde in der hohe NO_3^- -Gehalte zusammen mit hohen WFPS auftraten. Zum einen stellt NO_3^- das Substrat für die heterotrophen Denitrifikanten dar. Zudem vermindern hohe Wassergehalte die Diffusion atmosphärischen O_2 in den Boden, was zu einer verstärkten Ausbildung von anaeroben Microsites führt und somit die Denitrifikation als maßgeblichen Quellprozess der N_2O -Bildung bei Winterweizen und Wintergerste begünstigte. Bei Silomais hingegen lässt der zusätzlich positive Zusammenhang zwischen N_2O Flussraten und den NH_4^+ -Gehalten darauf schließen, dass neben der Denitrifikation auch die Nitrifikation einen wesentlichen Beitrag zur N_2O Freisetzung geleistet hat.

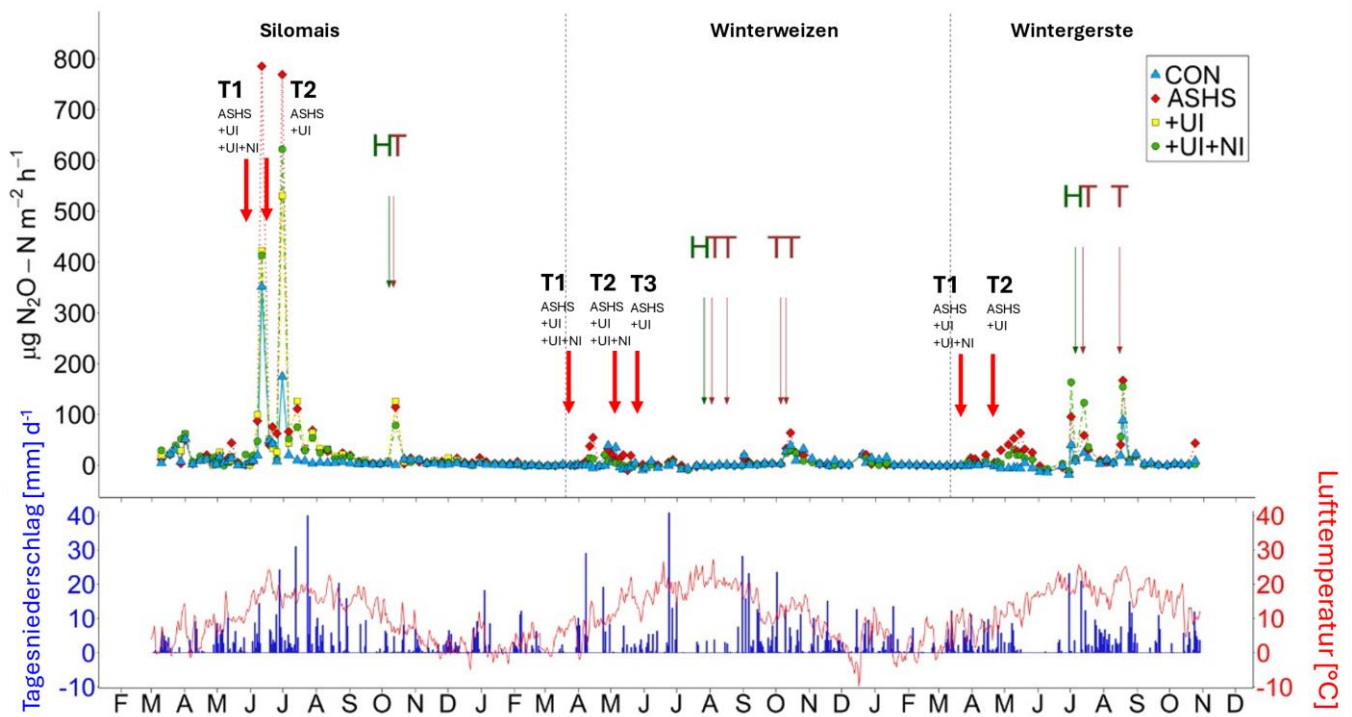


Abbildung 3: Mittlere Lachgasflüsse der Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) gemessen in Großparzelle Nr. 1 (Fruchtfolge: 2021 Silomais – 2022 Winterweizen – 2023 Wintergerste) im Zeitraum von März 2021 bis Oktober 2023, sowie Mittlere Tagestemperatur (in rot, °C) und Tagesniederschlagssummen (in blau, mm d-1). Grüne und braune Pfeile zeigen Zeitpunkte der Ernte (H) der Kultur bzw. Bodenbearbeitungsmaßnahmen (T).

Abbildung 4 zeigt die in Winterweizen gemessenen mittleren kumulativen Lachgasemissionen der einzelnen Behandlungen (CON, ASHS, +UI, +UI+NI) in den Versuchsjahren 2021 bis 2023. Für Silomais (siehe Anhang, Abbildung 4-5) und Wintergerste (siehe Anhang, Abbildung 4-6) sind die entsprechenden Abbildungen der kumulativen Lachgasemissionen im Anhang zu finden. Die Berechnung der kumulativen Emissionen erfolgte stufenförmig unter der Annahme von konstanten Lachgasflüssen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Messzeitpunkten.

Die kumulativen Lachgasemissionen schwankten zwischen $0,2$ und $4,3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die geringsten kumulativen Lachgasemissionen waren, mit Ausnahme von Wintergerste in 2021 und Winterweizen in 2022, unabhängig von Kultur und Jahr, in der ungedüngten Kontrolle (CON) festzustellen und unterschieden sich, bis auf wenige Ausnahmen, signifikant von den gedüngten Varianten (ASHS, +UI, +UI+NI). Die höchsten Emissionen ($4,3 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden im ersten Versuchsjahr bei Silomais, in der nicht inhibierten AS-HS Variante, festgestellt.

Im Mittel über die Kulturen und Versuchsjahre folgen die mittleren kumulativen Emissionen der Reihenfolge $\text{AS-HS} \geq \text{+UI} \geq \text{+UI+NI} \geq \text{CON}$. Die doppelt-inhibierte Düngervariante (+UI+NI) zeigte im Vergleich zur nicht inhibierten AS-HS Variante eine mittlere Reduktion der Lachgasemissionen zwischen 5 und 54%. Lediglich bei Winterweizen war im zweiten und dritten Versuchsjahr der Effekt der Lachgasreduktion (> 50%) der doppelt inhibierten Variante (+UI+NI) signifikant unterschiedlich zur nicht inhibierten Variante (AS-HS). Im Mittel über alle geprüften Kulturen und Versuchsjahre konnte eine Reduktion der annuellen Lachgasemission durch die Zugabe der beiden Inhibitoren (2-NPT und MPA) um 32% erreicht werden. Durch die im zweiten und dritten Versuchsjahr ausbleibende Hemmwirkung der Lachgasemission in der einfach-inhibierten Düngervariante (+UI) bei Silomais liegt die Vermutung nahe, dass die Hemmwirkung der Lachgasemissionen bei der doppelt-inhibierten Variante letztlich allein auf die Zugabe des Nitrifikationshemmstoffes MPA zurückzuführen ist. Diese Annahme deckt sich mit dem aktuellen Kenntnisstand. Nichtsdestotrotz wurde im ersten Versuchsjahr bei Silomais auch eine reduzierende Wirkung der Lachgasemission bei der einfach inhibierten +UI-Variante beobachtet. Ob bei dieser Beobachtung ein kausaler Zusammenhang mit dem Ureasehemmstoff besteht oder ob dies eine zufällige Beobachtung war, sollte in einem Exaktversuch (Inkubationsversuch), unter kontrollierten Laborbedingungen, geprüft werden. Bis auf Winterweizen im zweiten Versuchsjahr (2022), traten, unabhängig von der Behandlung, die Hauptemissionen von Lachgas während der Vegetationsperiode (Vegetationsbeginn Mitte März bis Mitte Oktober) auf (Abbildung 4, teilvorhabenspezifischer Anhang Abbildungen 4-5 und 5-6).

Subtrahiert man die kumulativen N_2O -Emissionen der ungedüngten Kontrolle von denen der gedüngten Varianten (Tabelle 7), so stellt man bei der doppelt inhibierten Variante, gegenüber der nicht inhibierten AS-HS Variante, eine Minderung der N_2O -Emissionen zwischen 8,4 und (rechnerisch) >100% fest. Im Mittel über

alle Behandlungen und Kulturen und Jahre lag die N₂O-Reduktion der doppelt inhibierten Variante (+UI+NI) bei 55.7%. Dabei wurde die Minderung bei den beiden Fällen Wintergerste 2021 und Winterweizen 2022 für das ermittelte Minderungspotential auf maximal 100% festgesetzt, weil sich die N₂O Emissionen dieser Varianten statistisch nicht von den Emissionen der ungedüngten Kontrolle unterschieden.

Allgemein waren die Lachgasemissionen, im Vergleich zu anderen am selben Standort durchgeführten Studien wie beispielsweise Kesenheimer et al. (2019, 2021) oder Ruser et al. 2017 in einer vergleichbaren Range. Messungen am Ihinger Hof stellen im Rahmen des Win-N Projekts die höchsten Lachgasemissionen dar. Als möglicher Grund hierfür könnten die relativ schweren Bodenverhältnisse am Standort mit ausgesprochen hohem Schluff und Tonanteil (69% bzw. 27%) genannt werden, der eine höhere Wasserspeicherung aufwies und somit nach Niederschlägen eine geringere Belüftung mit der Ausbildung anaerober Mikrosites induzierte, die die Denitrifikation und die damit verbundene N₂O-Freisetzung förderte. Höhere N₂O-Emissionen von schwereren Böden wurden auch von Pelster et al. (2012) berichtet und ebenso auf die höheren Wassergehalte gegenüber sandigen Standorten zurückgeführt.

Mit Hilfe der kumulativen N₂O-Emissionen der einzelnen Versuchsvarianten konnten für die Kulturen und Versuchsjahre unabhängige Emissionsfaktoren (EF) für die N₂O Bildung berechnet werden. Diese sind in Tabelle 7 dargestellt. Allgemein schwankten die N₂O-EF zwischen 0 und 1,57%, wobei die geringsten Emissionen bei der doppelt inhibierten AS-HS+UI+NI Variante und die höchsten bei der nicht inhibierten AS-HS Variante festgestellt wurden. Gemittelt über alle Kulturen und Versuchsjahre liegt der EF bei 0,42%. Im Mittel über die Versuchsjahre lagen die EF der jeweiligen Kulturen Silomais, Winterweizen und Wintergerste bei 0,57; 0,39 und 0,3%. Vergleicht man die ermittelten EF mit dem Standard-EF 1,6% des IPCC (2019) (Tier 1) stellt man fest, dass die ermittelten EF aus unserer Studie deutlich geringer ausfielen. Diese Erkenntnis deckt sich mit den Ergebnissen des Reviews von Mathivanan et al. 2021, welche 71 Studien zu Lachgasemissionsbildung in Deutschland untersuchten und einen EF von 0,61% (0,42-0,84%) für mineralische N Dünger vorschlagen. Unsere Untersuchungen stützen somit die Annahme von Mathivanan et al. 2021, dass bei der aktuellen Datengrundlage das N₂O-Emissionsbudget für Deutschland überschätzt wird.

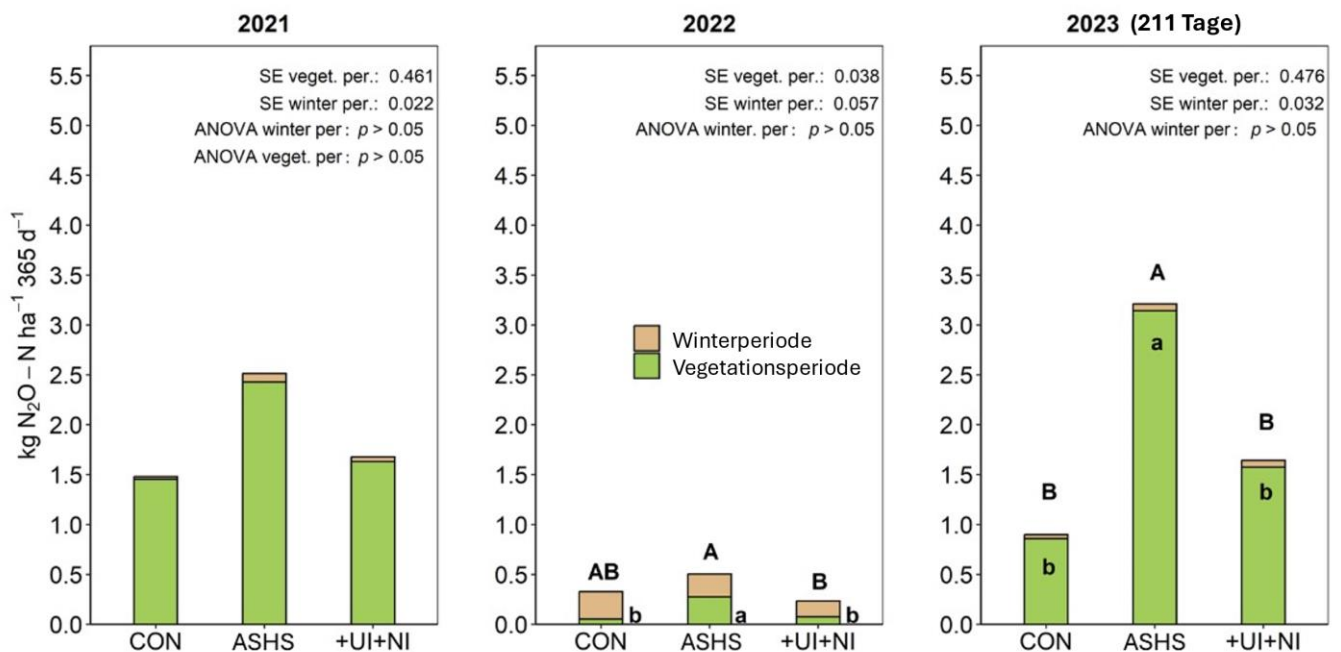


Abbildung 4: In Winterweizen (2021-2023) gemessene mittlere kumulative Lachgasemissionen während der Vegetationsperioden (Vegetationsbeginn Mitte März bis Mitte Oktober) und Winterperioden (Mitte Oktober bis Vegetationsbeginn Mitte März) gemessen in den jeweiligen Düngerbearbeitungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI). Behandlungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb eines Jahres nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0,05$, Fishers LSD-Test = 5%, $n = 4$). Großbuchstaben = Vergleich der Gesamtemission, Kleinbuchstaben Vergleich innerhalb Emissionen in Winter- bzw. Vegetationsperiode).

Tabelle 7: Kumulative N₂O-Emissionen der Düngungsvarianten am Standort Ihinger Hof in Silomais, Winterweizen und Wintergerste sowie die daraus abgeleiteten Emissionsfaktoren in Prozent der applizierten Stickstoffmenge abzüglich der kumulierten N₂O-Emission der ungedüngten Kontrolle.

Versuchsjahr	Kultur	Variante	Zeitraum [Tage]	applizierte N Menge [kg N ha ⁻¹]	kum. N ₂ O Emission [kg N ₂ O-N ha ⁻¹]	Emissionsfaktor [%]	
2021	SM	Kontrolle	365	0	1,45	-	
		AS-HS	365	175	4,20	1,57	
		AS-HS+UI	365	175	2,96	0,86	
		AS-HS+UI+NI	365	175	3,06	0,92	
	WW	Kontrolle	365	0	1,48	-	
		AS-HS	365	220	2,51	0,47	
		AS-HS+UI+NI	365	220	1,68	0,09	
	WG	Kontrolle	365	0	2,43	-	
		AS-HS	365	180	2,97	0,30	
		AS-HS+UI+NI	365	180	1,50	0,00	
	2022	SM	Kontrolle	365	0	0,62	-
			AS-HS	365	175	1,02	0,23
AS-HS+UI			365	175	1,05	0,25	
AS-HS+UI+NI			365	175	0,97	0,20	
WW		Kontrolle	365	0	0,33	-	
		AS-HS	365	220	0,50	0,08	
		AS-HS+UI+NI	365	220	0,23	0,00	

	WG	Kontrolle	365	0	0,13	-
		AS-HS	365	180	0,96	0,46
		AS-HS+UI+NI	365	180	0,59	0,26
<hr/>						
2023	SM	Kontrolle	211	0	0,41	-
		AS-HS	211	175	1,06	0,37
		AS-HS+UI	211	175	1,25	0,48
		AS-HS+UI+NI	211	175	0,92	0,29
	WW	Kontrolle	211	0	0,90	-
		AS-HS	211	180	3,21	1,28
		AS-HS+UI+NI	211	180	1,64	0,41
	WG	Kontrolle	211	0	0,25	-
		AS-HS	211	180	0,98	0,40
		AS-HS+UI+NI	211	180	0,92	0,37

Standort Merbitz (Universität Halle-Wittenberg)

NH₃-Verluste

Am Versuchsstandort Merbitz konnte auf Basis des jährlich angelegten Feldversuches in allen drei Versuchsjahren die NH₃-Messkampagne in der jeweiligen Hauptkultur durchgeführt werden. Aus der Tabelle 8 können die einzelnen Messzeiträume in den Hauptversuchskulturen nach der jeweiligen Teilgabenapplikation entnommen werden. Im gesamten Projektzeitraum konnten an insgesamt 136 Tagen die NH₃-Messungen realisiert werden.

Tabelle 8: NH₃-Messzeiträume nach Applikation der termingebundenen und kulturspezifischen Teilgaben-mengen (T1 bis T5) für die Jahre 2021, 2022 und 2023 am Standort Merbitz.

	2021		2022		2023	
	Silomais		Winterweizen		Wintergerste	
	ab	bis	ab	bis	ab	bis
T1	27.04.	12.05.	03.03.	16.03.	06.03.	16.03.
T2	10.06.	25.06.	17.03.	31.03.	20.03.	01.04.
T3			02.05.	15.05.	24.04.	08.05.
T4			16.05.	23.05.		
T5			24.05.	06.06.		

Während der Messkampagnen 2021, 2022 und 2023 konnten in allen Messzeiträumen und zu keiner Tageszeit (8:00, 11:00, 15:00 und 18:00 Uhr) Farbumschläge der Dräger-Prüfröhrchen beobachtet werden. Somit konnten am Versuchsstandort Merbitz mittels der Dräger-Tube-Methode keine düngerbürtigen NH₃-Emissionen detektiert werden. Die witterungsbedingten Voraussetzungen für Ammoniakemissionen (Sonneneinstrahlung, hohe Temperaturen und Wind) waren innerhalb der Messzeiträume oftmals gegeben, jedoch selbst bei diesen begünstigenden Voraussetzungen konnten keine NH₃-Emissionen ermittelt werden. Ein möglicher Hauptgrund, warum im ersten Versuchsjahr keine NH₃ Emissionen ermittelt werden konnten, lag vermutlich an der Düngereinarbeit bzw. praxisüblichen Unterfußdüngung zur Silomaisaussaat. Aber auch in den beiden darauffolgenden Versuchsjahren konnten bei einer oberflächigen Düngerapplikation (Wintergetreide) und anschließenden emissionsfördernden Witterungsbedingungen keine düngerinduzierten NH₃-Emissionen beobachtet werden. Hinzu kommt das Ammoniak-Emissionen standortspezifisch betrachtet werden müssen und der Versuchsstandort Merbitz aufgrund seiner hohen Kationenaustauschkapazität ein eher geringes Verlustpotenzial besitzt (siehe NH₃-Verlustpotenziale der Böden bei 5°C und 20°C).

N₂O-Verluste

In der Summe konnten während der Projektlaufzeit am Standort Merbitz 160 Messungen realisiert werden. In der Abbildung 17 sind sowohl die Witterungsbedingungen (Niederschlag und Temperatur), die Lachgasflüsse und der N_{min}-Verlauf der Düngungsvarianten über den gesamten Messzeitraum (14.04.2021 bis 07.11.2023)

dargestellt. Im ersten Versuchsjahr kam es unmittelbar nach der Maisaussaat in allen drei Düngungsvarianten zu kleineren Emissionspeaks, welche vermutlich durch die Düngereinarbeitung in den Boden und der anschließenden Aussaat zurückzuführen sind. Dabei konnte die höchste Flussrate am 21.05.2021 in der AS-HS+UI- Variante mit $23,1 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ beobachtet werden. Auch nach der zweiten Düngegabe (36 kg N ha^{-1}) am 10.06.2021 konnte 12 Tage später ein Anstieg der Flussrate in der AS-HS- Variante auf $14,9 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ermittelt werden, welche dann am 02.07.2021 mit $22,3 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ den Maximalwert erreichte. Parallel zu den nach der Düngung leicht erhöhten N_2O -Flussraten stiegen auch die N_{min} -Konzentrationen im Oberboden, wodurch der Flussratenanstieg begründet werden könnte. Jedoch konnten auch in der ungedüngten Kontrolle von Mitte bis Ende Juni N_{min} -Werte von über 200 kg N ha^{-1} beobachtet werden, was auf das hohe Stickstoffnachlieferungspotenzial des Standortes zurückzuführen ist. Dies war eventuell auch der Grund für den sprunghaften Anstieg der N_{min} -Werte der drei Düngungsvarianten Mitte August. Circa eine Woche später (22. und 23.08.2021) fand ein Starkniederschlagsereignis mit einer Niederschlagssumme von $86,8 \text{ mm}$ statt. Die N_2O -Messung am darauffolgenden Tag zeigten keinen direkten Effekt auf die N_2O -Flussraten der Düngungsvarianten. Das Flussverhalten im Winterweizen (2. Versuchsjahr) bewegte sich im Zeitraum zwischen Aussaat und Ernte in allen Düngungsvarianten auf einem sehr niedrigen Niveau und überschritt selten N_2O -Flussraten von über $10 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Die höchsten Flussraten im zweiten Versuchsjahr konnten am 21.06.2022 in der AS-HS ($14,0 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) und in der AS-HS+UI- Variante ($39,4 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) ermittelt werden, unmittelbar nachdem es am 20.06.2022 durch knapp 21 mm Niederschlag zu einer Wiederbefeuchtung des ausgetrockneten Oberbodens gekommen war. Auch bei den N_{min} -Gehalten war nach diesem Niederschlagsereignis ein deutlicher Anstieg zu beobachten. Sie bewegten sich auch nach der Ernte noch auf einem langanhaltend hohen Niveau. Der Grund für dieses hohe Niveau war die Nichtaufnahme von pflanzenverfügbarem Stickstoff aufgrund der Trockenheit während der Düngungs- und Hauptvegetationsphase, was sich auch in den geringen Weizenerträgen (Abbildung 5) widerspiegelte. Im dritten und letzten Versuchsjahr bewegten sich die Flussraten in der Wintergerste von der Aussaat bis zur Ernte zwischen $-10,9$ und $24,3 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Noch vor dem Vegetationsbeginn erfolgte am 06.03.2023 die erste Düngerapplikation (T1). Dabei wurde im Gerstenbestand die zur Verfügung stehende Gesamtstickstoffmenge der doppelt inhibierten Düngervariante (AS-HS+UI+NI) in Form einer Einzelgabe appliziert. Der N_{min} -Gehalt der Variante (AS-HS+UI+NI) stieg sprunghaft an und lag am 14.03. bei 161 kg N ha^{-1} . Parallel dazu konnte zu diesem Zeitpunkt auch ein Anstieg der N_2O -Flussrate von $0,5$ auf $4,0 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ beobachtet werden, welche am 23.03.2023 ihr Maximum von $13,7 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ erreichte. Die höchste Flussrate von $24,3 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ wurde nach der T2-Gabe (20.03.2023) am 31.03.2023 in der Düngungsvariante AS-HS+UI+NI ermittelt. Zu diesem Zeitpunkt konnte auch mit $18,5 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ die höchste Flussrate in der nicht-inhibierten Variante beobachtet werden. Auch nach der dritten Düngegabe konnten in den beiden gedüngten Varianten nochmals kurzfristige leichte N_2O -Peaks ermittelt werden. Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich die N_2O -Flussraten und somit auch die N_2O -Emissionen über die drei Versuchsjahre hinweg und auch während der 160 Lachgasmessungen auf einem sehr niedrigen Niveau bewegten.

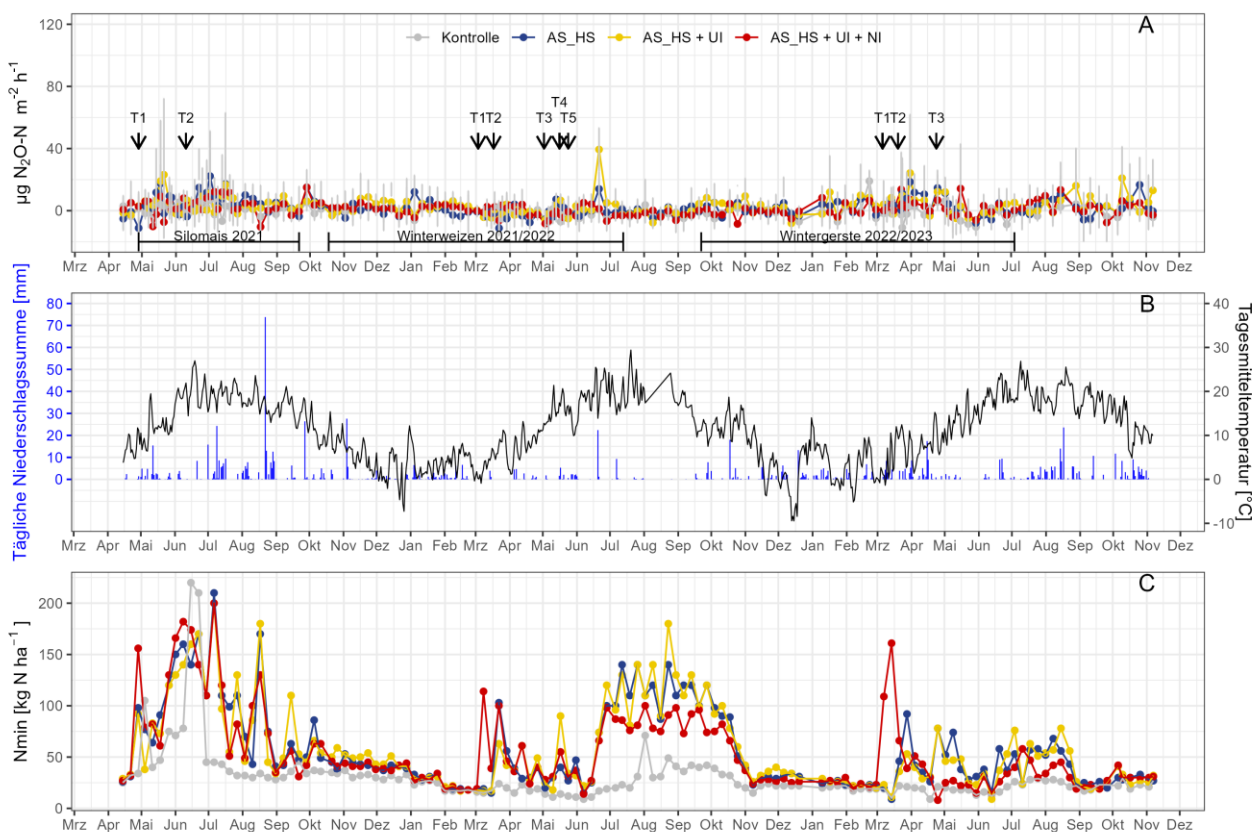


Abbildung 5: (A) Lachgasflüsse [$\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$] der Düngungsvarianten, (B) Witterungsverlauf sowie der zeitliche (C) N_{\min} -Verlauf [kg N ha^{-1}] der Düngungsvarianten im gesamten Messzeitraum vom 14.04.2021 bis zum 07.11.2023 am Versuchsstandort Merbitz (MLU).

Standort Nossen (LfULG)

N₂O-Verluste

Für den Standort Nossen stellte das ZALF die gesamte Ausstattung zur Verfügung, um Lachgas-Messungen durchführen und auswerten zu können. Dazu gehörte die Stellung der Probenahmetechnik (Sammelhauben, Rahmen zum luftdichten Aufsetzen der Hauben auf dem Boden, Verlängerungen für hochgewachsene Feldfrüchte), das regelmäßige Überführen von leeren und gefüllten Probenflaschen zwischen Nossen und dem ZALF, die N₂O-Analyse der Nossener Proben im GC-Labor des ZALF sowie das Bereitstellen der Dateien zum Berechnen der Lachgasflüsse (Excel-Template für die Driftkorrektur der GC-Rohwerte, R-Script zum Berechnen der Lachgasflüsse). Der Einsatz der Verlängerungen erwies sich teils als problematisch für die Berechnung der Gasflussraten, weil damit das Verhältnis von Haubenvolumen zu -fläche stark vergrößert wurde. Somit resultierten aus geringen, in der GC-Messroutine üblichen Meßschwankungen von wenigen ppb N₂O in der Haubenatmosphäre vergleichsweise stark negative Flussraten. Diese ergaben sich i.d.R. wenn die Starkkonzentrationen der Anreicherungen unrealistisch hoch waren. Deshalb wurden negative Flüsse $< -15 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ aus dem Datensatz eliminiert.

Von Juni 2021 bis Oktober 2023 wurden nahezu wöchentliche N₂O-Probenahmen auf dem Lysimeter (insgesamt 119 Probenahmetermine) bei einer Bodenbearbeitungsvariante (Grubber) in zweifacher Wiederholung mit manuellen Sammelhauben durchgeführt; nur in wenigen einzelnen Wochen konnten aufgrund von Krankheit keine Gasproben genommen werden. Die Verkürzung der wöchentlichen Messintervalle auf zwei Messungen pro Woche erfolgte im Rahmen der Bodenbearbeitung und der Düngung. Starkregen nach längerer Trockenheit, bei denen ebenfalls eine Verkürzung der Messintervalle vorgesehen war, traten vereinzelt auf. Parallel zu den N₂O-Messungen wurden Luft- und Bodentemperaturen durch die örtliche Wetterstation ermittelt. Alle mit den Sammelhauben gewonnenen Daten zu CO₂- und N₂O-Konzentrationen wurden an die Datenbank übermittelt.

Im zeitlichen Verlauf zeigten die N₂O-Flussraten ein für Ackerböden typisches Muster mit erhöhten Flüssen vor allem nach Bodenbearbeitung und nach der N-Düngung, letzteres vor allem in Verbindung mit Niederschlägen. So wurden beispielsweise Mitte Mai 2022 die höchsten N₂O-Flüsse über den gesamten Versuchszeitraum nach einem Starkregen von 17 l/m² nach dreiwöchiger Trockenheit gemessen.

Die kumulierten N₂O-Emissionen über den gesamten Versuchszeitraum (20.10.2021 bis 20.09.2023) schwankten zwischen 299 (Lößboden ASHS+UI+NI) und 605 g N₂O-N ha⁻¹ (V-Boden, ASHS). Die Anwendung des nicht inhibierten Düngers (ASHS) zeigte bei allen drei Böden die höchsten mittleren kumulativen Lachgasemissionen. Für den Löß- und den V-Boden ergab sich dabei die folgende Reihung: ASHS > ASHS+UI > ASHS+UI+NI. Im Gegensatz dazu zeigte der D-Boden beim einfach-inhibierten Dünger geringere Emissionen als bei doppeltem Hemmstoffeinsatz.

Arbeitspaket 3: Auswaschungsverluste Nitrat

Das Sickerwasser wurde am Standort Nossen (LfULG) fortlaufend zu den festgelegten Terminen (März, Juli, November) aus allen 60 Lysimeterfeldern für alle 3 Böden und alle 3 Bearbeitungsvarianten abgepumpt und die Sickerwassermengen bestimmt. Im Sickerwasser bestimmte die BfUL anschließend den Gesamt-Nitrat-Stickstoff (NO₃-N) sowie den Gesamt-Ammonium-Stickstoff (NH₄-N). Auf allen drei Böden führte die Direktsaat während der drei Jahre Projektlaufzeit zu einer stärkeren Bildung von Sickerwasser als die Spatenbearbeitung. Der Zusatz der Inhibitoren führte nicht zu einer geringeren N-Auswaschung. Eine Übermittlung der kompletten Sickerwasserdaten (Menge und N-Gehalte) an das Thünen-Institut hat stattgefunden.

N_{\min} -Gehalte für Nachernte-Bodenproben liegen für das erste (Wintergerste) und das letzte Versuchsjahr (Winterweizen) vor. Die Inhibitoren führten dabei nicht generell zu einem geringeren Boden- N_{\min} -Gehalt. Eine deutliche Abstufung im Boden- N_{\min} von einem hohen N_{\min} beim nicht-inhibierten Dünger hin zu einem niedrigen N_{\min} bei der doppelt-inhibierten Düngervariante lässt sich nur in einem einzigen Fall feststellen (D-Boden, Direktsaat, Jahr 2021). Die entgegengesetzte Tendenz zeigt sich allerdings im Jahr 2023 für die Direktsaat auf dem Lö-Boden; dort führt der nicht-inhibierte Dünger zum niedrigsten, der doppelt-inhibierte Dünger zum höchsten Boden- N_{\min} .

Arbeitspaket 4: Ökotoxizität

Chemische und toxikologische Untersuchungen (LfULG)

69 Sickerwasserproben vom Standort Nossen (LfULG) wurden vom Institut Fresenius auf das Vorhandensein der beiden Inhibitoren analysiert. An 45 dieser 69 Sickerwasserproben wurde zusätzlich das Vorhandensein zweier Abbauprodukte der Inhibitoren bestimmt. Die Konzentrationen der Inhibitoren in 1m Bodentiefe sind nicht messbar (LOD 0,1 bzw. 0,15 $\mu\text{g/l}$). In zwei der Proben wurde das Abbauprodukt 2-Nitroanilin nachgewiesen, allerdings unter der Quantifizierungsgrenze (LOQ 0,5 $\mu\text{g/l}$).

Die Firma Ecosa führte ferner an 54 Sickerwasserproben sowie 33 Bodenproben der nicht- und der doppelt-inhibierten Düngervarianten ökotoxikologische Analysen mit Modellorganismen des Bodens und des Wassers durch. Die Toxizitätstests wiesen im Sickerwasser (Wasserfloh-Mobilitätstest und Algenwachstumshemmtest) sowie im Boden (Bakterien- und Nematodenkontakttest) keine signifikanten toxischen Effekte für die doppelt-inhibierte Düngervariante auf, d.h. es wurde keine Ökotoxizität der doppeltinhibierten Variante gegenüber der N-Düngung ohne Inhibitor mit den angewendeten Tests für die unterschiedlichen Böden bzw. im Sickerwasser gesichert nachgewiesen. Es waren jedoch Unterschiede in der Gattungszusammensetzung (V-Boden), in der taxonomischen Diversität (D-Boden) sowie in der Zusammensetzung von funktionellen Gruppen (D- und Lö-Boden) zu beobachten. Die Veränderung der Nematodengemeinschaft über die gesamte Projektlaufzeit scheint daraufhin zu weisen, dass negative Effekte auf Nematoden bei der Langzeit-Anwendung der Inhibitoren auftreten können. Die ökotoxikologische Relevanz dieser Effekte konnte aufgrund der geringen Zahl von Bodenproben, die dem Lysimeter entnommen werden konnten, und der relativ kurzen Projektlaufzeit nicht eindeutig bewertet werden, daher sollte bei der Verwendung von Urease- und/oder Nitrifikationsinhibitoren die Zusammensetzung der Nematodengemeinschaften in Feldversuchen über mehrere Fruchtfolgen hinweg statistisch robust auswertbar unter Einbeziehung einer ungedüngten Referenzvariante untersucht werden.

Simulation des Inhibitorverhaltens in der Bodenmatrix (Fraunhofer IME)

Ziel der Standortauswertung im Bezug auf die Ökotoxizität der Inhibitoren ist die Prüfung, ob die Substanzen nach Ausbringung durch den Boden auf Grundwasserniveau verlagert werden. Dazu werden für den Versuchsstandorte Informationen über Klima, Böden, Substanzapplikation und Früchte zusammengetragen und als Eingabeparameter in das Bodenmodell PELMO (Pesticide Leaching Model) eingespeist. Für beide Inhibitoren zeigt sich über den gesamten Simulationszeitraum (Januar 2021 – Dezember 2023) keine relevanten Konzentrationen im Sickerwasser von 0,1 µg/L auf Grundwasserniveau von 1 m Tiefe. Der Nitrifikationsinhibitor MPA verlagert dabei in tiefere Schichten als der Ureaseinhibitor 2-NPT aufgrund einer geringeren Sorptionskonstante und einer höheren Applikationsmenge.

Zur weiteren Überprüfung der Simulationsergebnisse auf Reliabilität und Generalisierbarkeit wurde eine Sensitivitätsanalyse unter Variation des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden, der Niederschlagsmenge und der Applikationsmenge durchgeführt. Die ermittelten Faktoren, die zu einer relevanten Sickerwasserkonzentration führen, sind allerdings unrealistisch hoch bzw. so hoch, dass die Modellannahmen von PELMO nicht mehr zwangsläufig gegeben sind. Selbst bei verschwindendem organischem Kohlenstoffgehalt sind keine relevanten Konzentrationen gegeben. Die Applikationsmenge müsste um mehr als eine Größenordnung erhöht werden. Für relevante Konzentrationen wäre eine globale Erhöhung der Niederschlagsmenge um den Faktor 2,3 nötig, bei dem Rückstau und Erosionsgeschehen in PELMO allerdings nicht standardmäßig abgebildet werden.

Abschließend wurde eine weitere Analyse von mehreren landwirtschaftlich relevante Landkreisen in Deutschland über einen Simulationszeitraum der letzten 28 Jahre (1993 – 2020) durchgeführt. Auch hierbei lassen sich für beide Inhibitoren keine relevanten Sickerwasserkonzentrationen feststellen. Ein worst-case-Szenario mit einem Starkniederschlagsereignis von 95 mm am Tag nach der Düngemittelapplikation führt für MPA bei einem Landkreis mit überwiegend leichten Böden zu relevanten Konzentrationen (siehe Teilvorhaben 7).

Arbeitspaket 5: Datenmanagement sowie Bewertung der N-Nutzung und der Umweltwirkung

Datenmanagement

Die relationale Datenbank „Win-N-DB-Thuenen“ fasst die im Projekt Win-N erhobenen Daten zusammen und enthält sowohl Emissionsdaten als auch agronomische Messgrößen sowie Bewirtschaftungsmaßnahmen, die an vier Feldversuchsstandorten in Deutschland über einen Zeitraum von drei Jahren (2021 – 2023) erhoben wurden. Die multivariablen Daten umfassen Gasflüssen (N₂O und NH₃), Ertragsdaten (oberirdische Biomasse, Korn- und Strohertrag, Stickstoffgehalt, etc.), Bodenparameter (NH₄-N, NO₃-N, etc.), kontinuierlich gemessenen Wetterdaten (Lufttemperatur, Globalstrahlung, Niederschlag, etc.), Managementmaßnahmen (Aussaat, Ernte, Bodenbearbeitung, Düngung, etc.) und den dazugehörigen Metadaten (Methoden, weiterführende Informationen zu den Messgrößen, etc.). Zusätzlich wurden N₂-Daten in einem Inkubationsversuch erhoben und analysiert. Die Daten wurden in der Datenbank in insgesamt 31 Tabellen) gespeichert. Die Datenbank enthält neben den Daten auch Standardabfragen. Diese wurden zur Erleichterung für die Anwendung in der Datenbank erstellt und können somit als Vorlagen genutzt werden, um individuelle Abfragen zu gestalten. Eine vollständige Dokumentation der Win-N-DB-Thuenen steht zur Verfügung. Die Datenbank wurde mit Microsoft 365 Access Database entwickelt und umfasst mehr als 3,6 Millionen Datensätze. Sie erleichtert die projektinterne sowie übergreifende Auswertung der Daten. Nach einer angemessenen Sperrfrist wird die Win-N-DB-Thuenen veröffentlicht und steht somit für zukünftige Studien und Metaanalysen nicht nur den Projektbeteiligten, sondern allen Interessierten zur Verfügung. Nach Ablauf eines Embargos wird die Win-N-DB-Thuenen veröffentlicht. Die Datenbank sowie die beschreibende Datenbankdokumentation und die zugehörigen Dokumente stehen zukünftig im Datenrepositorium sowie

Publikationsserver OpenAgrar (www.openagrar.de) zur Verfügung. Die Veröffentlichung ermöglicht anderen Wissenschaftler die Nachnutzung der Daten.

Durch ein einheitliches Datenbankkonzept und Datenmodell werden die Daten nun redundanzfrei und konsistent gespeichert und archiviert (siehe Datenbankdokumentation). Dies ermöglicht eine flexible Datenverarbeitung durch Abfragen für verschiedene Auswertungen.

Für die Datenbereitstellung durch die Projektpartner wurden standortangepasste Templates verwendet. In einem iterativen Prozess wurden mehrere Templates für Messdaten wie Pflanzendaten, Bodendaten, Gaskonzentrationen und -flüsse), Standort- und Bodenprofilinformationen entwickelt. Für das Datenmanagement wurden bei der Datenkonvertierung und -integration verschiedene Prüfmechanismen (Gültigkeitsregeln) angewandt. Um die Qualität der Messdaten und der damit verbundenen Informationen zu gewährleisten, wurde eine zweistufige Kontrolle entwickelt.

Für die Datenaufbereitung und zur Vervollständigung der Datenbank wurden Standardabfragen zur Überprüfung, Korrektur und Ergänzung der Daten genutzt. Für die Handhabung der Win-N-Datenbank, für die Analyse der Messwerte und für die projektinterne Auswertung wurden Standardabfragen entwickelt. Die Datenbankdokumentation werden mehrere Standardabfragen anhand von Beispielen ausführlich erläutert.

Die Datenbankdokumentation enthält allgemeine Informationen über das Win-N-Projekt. So werden alle Standorte und das Versuchsdesign beschrieben. Außerdem werden alle Daten und deren Messzeiträume wiedergegeben. Zudem wird das Datenmodell der Win-N-DB-Thuenen erläutert. Dieser Abschnitt enthält auch das Ordnungsprinzip der Datenbank und die allgemeine Struktur der Datenbanktabellen sowie eine Kurzbeschreibung jeder Datenbanktabelle. Der Anhang der Datendokumentation enthält das detaillierte Datenbankkonzept mit den Verknüpfungen der Daten sowie die Erläuterung jeder einzelnen Tabellenspalte der Datenbank. Die Veröffentlichung der Datenbank nach Ablauf der Sperrfrist erfolgt zusammen mit der Dokumentation und der Beschreibung der Standardabfragen.

Die Erstellung der Datenbank für die Messwerte des Projektes Win-N wurde bereits mit der Projektplanung vereinbart. Mit dem Projektbeginn wurde mit dem Aufbau der Datenbank für das Projekt Win-N begonnen. Dabei konnten auch Vorerfahrungen aus früheren Projekten berücksichtigt werden. Durch die Realisierung der Projektdatenbank wurde die Möglichkeit für projektinterne und projektübergreifende Auswertungen geschaffen und die Datenqualitätskontrolle gewährleistet. Die Verfahren der Datenlieferung mittels Datentemplates mit der „Vorstrukturierung“ haben sich positiv auf den Aufbau der Datenbank und die Datenqualität ausgewirkt. Die Datentemplates wurden in einem iterativen Prozess angepasst, um Missverständnisse bei der Berechnung und Interpretation der Daten zu vermeiden.

Verzögerungen bei der Datenlieferung stehen einer zeitgerechten Aufbereitung der Daten für die Datenbank entgegen. Daher wurde bereits bei der Planung z.B. die Schnelligkeit der Probenanalysen berücksichtigt. Da nach der Integration der Daten in die Datenbank die standortübergreifende integrierte Bewertung durchgeführt werden sollte, wurden die dafür benötigten Daten priorisiert. Messdaten, die für die integrierte Bewertung nicht wesentlich waren, wurden am Ende der Projektlaufzeit in die Datenbank eingepflegt.

Bewertung der N-Nutzung und Umweltwirkung

Die Betrachtung über die Fruchtfolge (siehe Abbildung 6) zeigt, dass der Ureaseinhibitor stets zu einer niedrigeren Umweltwirkung führt. Auch die Doppelinhibierung führt zu einer Verbesserung, wenn auch nicht so stark wie die Einfachinhibierung. Dies kann auch nicht durch die Zusammenlegung der Düngegaben ausgeglichen werden. Ausnahme ist MLU, wo ebendiese Einsparung einer Überfahrt der Doppelinhibierung einen Vorteil verschafft, da dieser Standort in den Versuchsjahren von Trockenheit, einem niedrigen Ertragsniveau und niedrigen Emissionen geprägt war. Aus der ertragsgebundenen Betrachtung geht IHO zumindest ohne Inhibierung als Standort mit den höchsten Umweltwirkungen hervor, die Inhibitoren können hier einen hohen Effekt erzielen. CUN liegt im mittleren Bereich und MLU zeigt am wenigsten Umweltwirkungen. Die ertragsgebundene Betrachtung gibt ein ähnliches Bild ab, jedoch nähern sich die Standorte einander an. Da die Erträge zwischen den Varianten innerhalb eines Standortes nicht signifikant voneinander unterschieden waren, wurden diese gemittelt, daher ist hier keine Veränderung zu erwarten. Da für DED keine Strohanteile zur Verfügung standen, diese aber relevant für die Betrachtung der Getreideeinheit ist, wurde dieser Standort von der Ertragsbetrachtung ausgenommen.

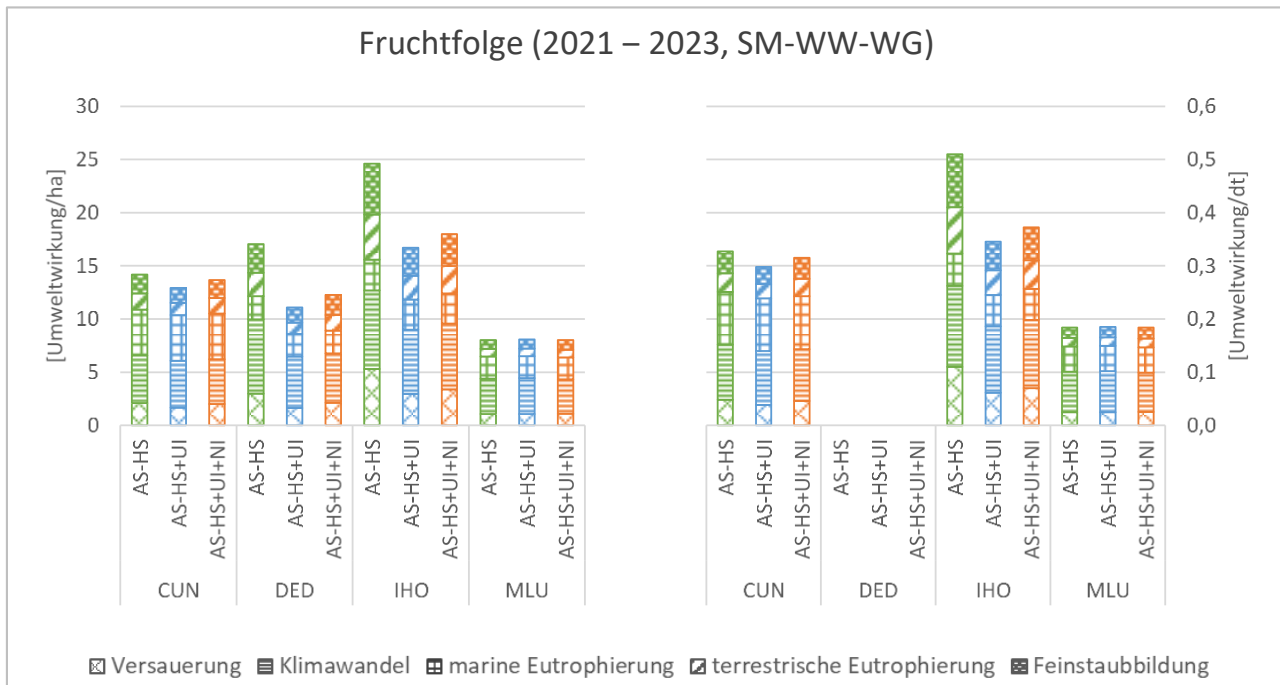


Abbildung 6: Umweltwirkung über die gesamte Fruchtfolge (2021 - 2023) auf die Wirkungskategorien Versauerung, Klimawandel (GWP_{100}), marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung sowie die restlichen Wirkungskategorien des EF 3.1 pro untersuchte Variante für CUN, DED, IHO und MLU als Single-N-Score, links pro Hektar, rechts pro Getreideeinheit.

Die Gesamtwirkung in NOS wird dominiert von den Ammoniak-induzierten Wirkungskategorien, wobei Ammoniak hier nicht gemessen, sondern mit einem Emissionsfaktor berechnet wurde. Zwischen den Varianten unterscheiden die EFs jedoch nicht. Das niedrigste Wirkungsniveau verzeichnet der Döbeln-Boden, gefolgt vom Niederbobritsch-Boden, was beides mittlere Böden sind. Der leichte Sprotta-Boden zeigt die höchsten Gesamtwirkungen. Besondere Vorsicht ist bei der ertragsgebundenen Auswertung von NOS geboten, da die Versuchsfläche nur jeweils 1x1m umfasste. Insbesondere bei locker stehenden Feldfrüchten wie Mais ist der Ertrag daher höchst variabel und folglich wenig verlässlich, so kommen hier höhere Wirkungen für den Sprotta zu Stande.

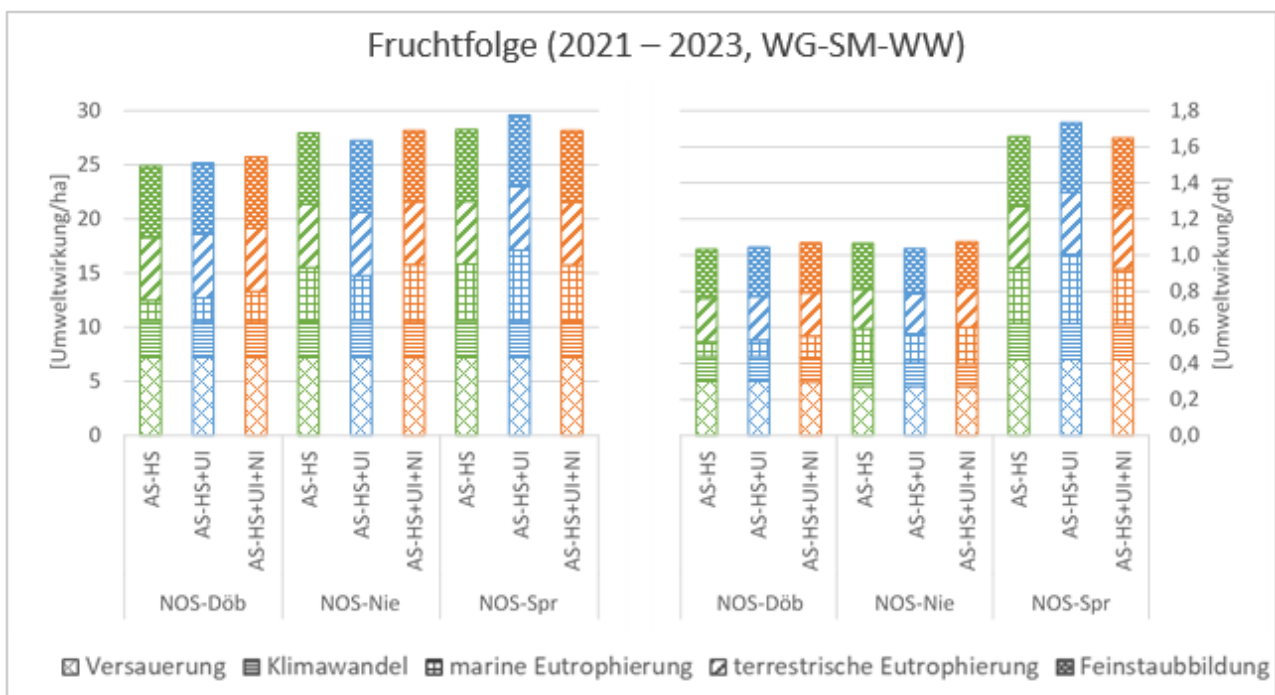


Abbildung 7: Umweltwirkung über die gesamte Fruchtfolge (2021 - 2023) auf die Wirkungskategorien Versauerung, Klimawandel (GWP_{100}), marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung sowie die restlichen Wirkungskategorien des EF 3.1 pro untersuchte Variante für NOS-Döb, NOS-Nie und NOS-Spr als Single-N-Score, links pro Hektar, rechts pro Getreideeinheit.

Obwohl die Toxizitätskategorien noch keinen verlässlichen Anhaltspunkt zum Einfluss auf das Gesamtsystem geben können, lässt sich trotzdem das Verhältnis der relevanten Inputs gut aufzeigen (s. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Exemplarisch ist hier die Doppelinhibierung bei WG in IHO gezeigt. In der Darstellung wird deutlich, dass die Ökotoxizität von Pflanzenschutzmitteln dominiert wird, nicht von den Inhibitoren. In „Hintergrund (sonstige)“ sind alle restlichen Hintergrundprozesse zusammengefasst, die zwar addiert, jedoch nicht individuell einen großen Einfluss haben. Für Humantoxizität stehen solche Informationen bisher nicht zur Verfügung.

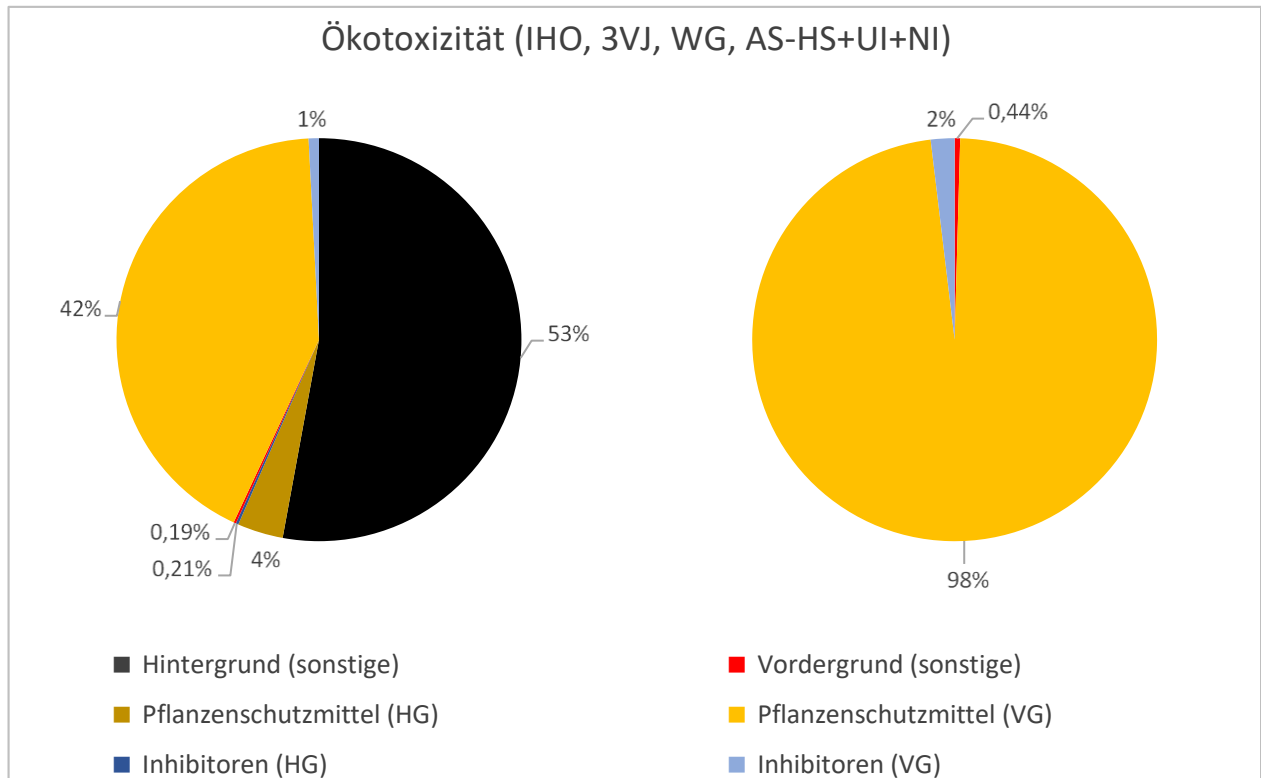


Abbildung 8: Einfluss der enthaltenen Prozesse des Produktsystems IHO, 3VJ, WG, AS-HS+UI+NI auf die Ökotoxizität in Prozent, links auf gesamter Lebenszyklusbasis (cradle-to-gate), rechts nur auf Basis der Vordergrundprozesse (gate-to-gate).

Im Folgenden sollen zunächst ökonomische, dann ökonomisch-ökologische Betrachtungen erfolgen.

Sowohl der Urease- als auch der Nitrifikationsinhibitor stellen Mehrkosten dar, wobei die eingesparte Feldüberfahrt bei der Doppelinhibierung zwar Kosten reduziert, diese Kostenreduktion jedoch nicht die entstandenen Zusatzkosten für MPA kompensiert. Aus diesem Grund fällt, bei gleichen Erträgen, die rein ökonomische Betrachtung immer zu Gunsten der nicht-inhibierten Variante aus.

Der Produktnutzen lag auf jeweils individueller Standortebene für SM mit durchschnittlich 1652 €/ha (96 €/ha) stets am höchsten, gefolgt von WW mit 1340 €/ha (422 €/ha) und WG mit 568 €/ha (262 €/ha). In jedem Versuchsjahr wurden die höchsten Produktnutzen von CUN und IHO erzielt. Bezüglich der Kosten lässt sich das gleiche Muster nicht eindeutig feststellen, am meisten Geld wurde durchschnittlich für WW (1542 €/ha) investiert, gefolgt von SM (1508 €/ha) und schließlich WG (1410 €/ha). Auf Standortebene ergaben sich bei SM für IHO die höchsten Kosten, CUN dagegen die geringsten verglichen mit den anderen Standorten (insbesondere durch weniger Arbeitsgänge sowie teilweise den geringeren Bodenwiderstand und auch niedrigeres Düngemittelniveau). Der größte Anteil an den Kosten entfiel stets auf die Düngemittel (ggf. inklusive Inhibitoren).

Negative Vermeidungskosten sind im Folgenden kein Hinweis auf eingesparte Kosten, sondern auf eine Steigerung von Wirkungen bzw. Emissionen statt einer Minderung.

Bei der Fruchtfolgebetrachtung der Umweltwirkungsvermeidungskosten (siehe Abbildung 9) schneidet die Einfachinhibierung in CUN, DED und IHO auch mit Standardabweichung (knapp) positiv ab, zur Reihenfolge zwischen den Standorten kann keine robuste Aussage getroffen werden, da die Standardabweichung der Gasmessungen, z.B. in CUN; sehr groß ist. Die Doppelinhibierung streut zu stark, um daraus Schlüsse ziehen zu können, ebenso die Einfachinhibierung in MLU.

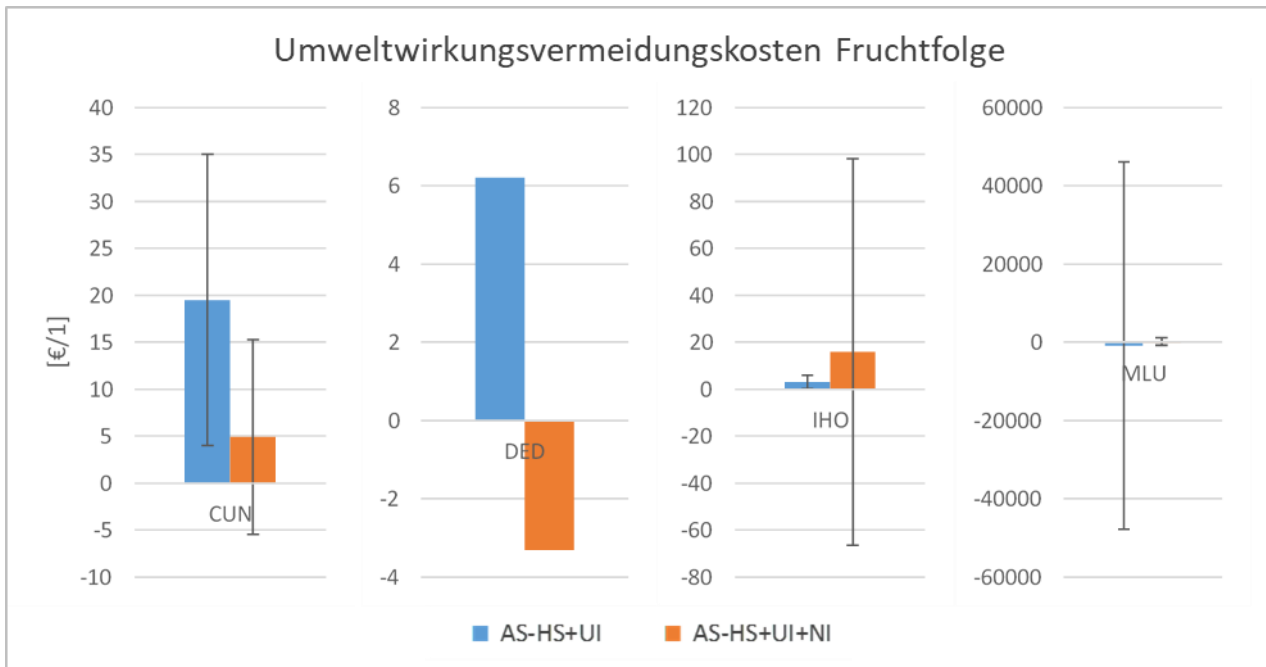


Abbildung 9: Umweltwirkungsvermeidungskosten pro Hektar und Fruchtfolge auf Basis des Single-N-Scores für CUN, DED, IHO und MLU.

Emissionsvermeidungskosten für Lachgas sind in Abbildung 10 dargestellt. Niedrige Emissionen und somit auch niedrige Emissionsminderung im Nenner führen rechnerisch zu sehr hohen Kosten, bei der Doppelinhibierung z. B. fast 1.000 € / kg N₂O, obwohl die Mehrkosten für diese Variante nur bei ca. 40 €/ha liegen. Kombiniert mit der Tatsache, dass Emissionsmessungen bei sehr niedrigen Konzentrationen mit hoher Unsicherheit behaftet sind, ergeben sich sehr hohe Vermeidungskosten mit extrem hohem Standardfehler; das wird insbesondere am Niedrigemissionsstandort in Merbitz deutlich, hier ergeben sich rechnerisch ca. ± 50.000 €/kg N₂O. Dies schließt eine robuste Aussage aus. Auch an den anderen Standorten machen niedrige N₂O-Emissionen eine zuverlässige Ableitung der N₂O-Vermeidungskosten unmöglich.

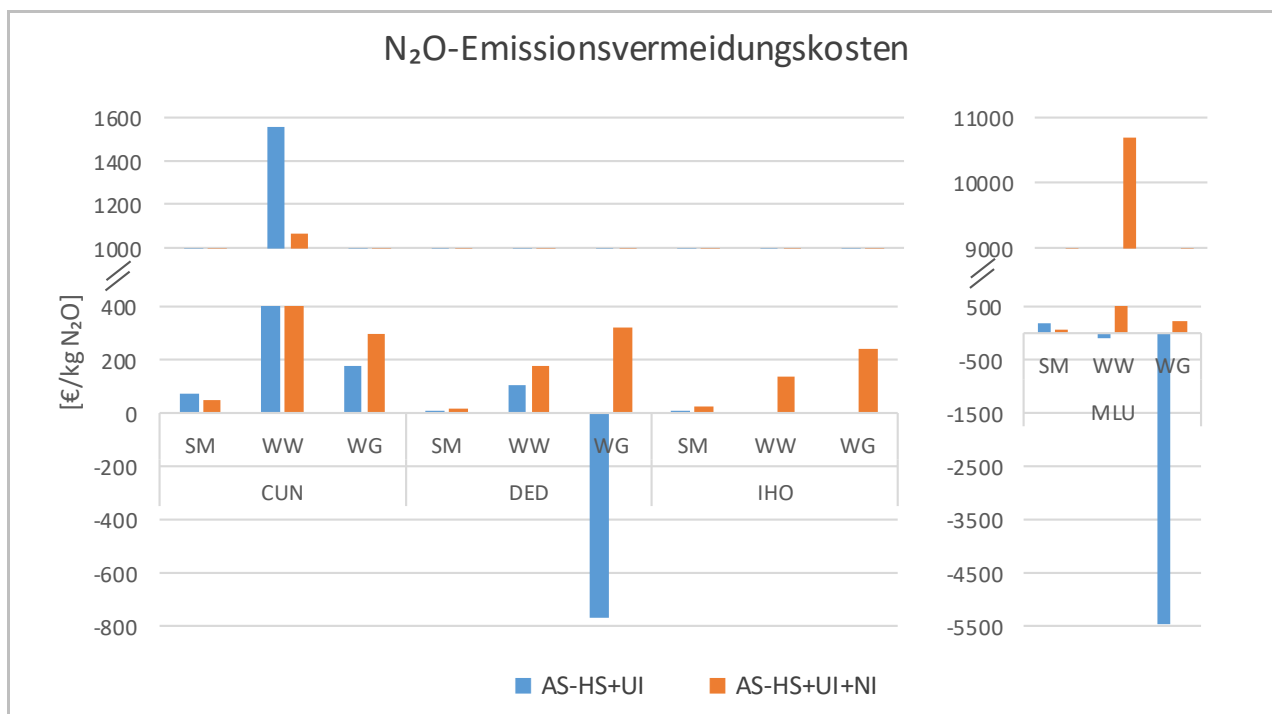


Abbildung 10: Emissionsvermeidungskosten für Lachgas pro Versuchsjahr links für CUN, DED und IHO mit Achsenunterbrechung von 400 bis 1.000 €/kg N₂O, rechts für MLU mit Achsenunterbrechung von 500 bis 9.000 €/kg N₂O, jeweils ohne Standardabweichung

Die Emissionsvermeidungskosten für Ammoniak sind in Abbildung 11 dargestellt. In allen Fällen führt die Einfachinhibierung mit 2-NPT zu einer Minderung der NH₃-Emissionen; die Vermeidungskosten schwanken

zwischen 1 und 31 € / kg NH₃. Die Kosten liegen für die Einfachinhibierung in CUN am höchsten, gefolgt von DED und IHO. In MLU betragen die Ammoniakemissionen null, folglich sind keine NH₃-Vermeidungskosten ausgewiesen. Um so geringer die NH₃-Emissionen sind, um so geringer ist die Emissionsänderung und um so höher sind die Vermeidungskosten. Die Doppelinhibierung zeigt ein uneinheitliches Bild; bei der Doppelinhibierung kommt es meist zu geringeren NH₃-Emissionen als bei der nicht-inhibierten Variante, jedoch ist die Emissionsminderung immer geringer als bei der Einfachinhibierten Variante, zum Teil führt die Doppelinhibierung jedoch zu einer NH₃-Emissionserhöhung (CUN 2022 und DED 2023) und somit zu negativen Vermeidungskosten.

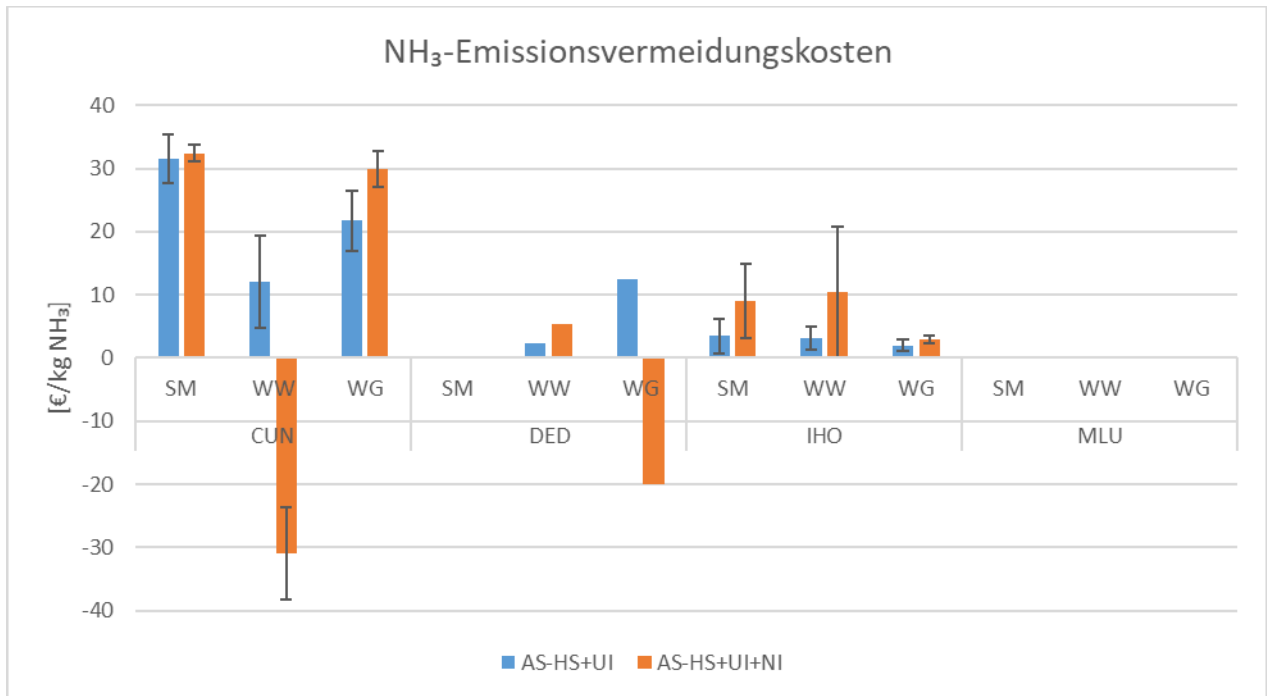


Abbildung 11 Emissionsvermeidungskosten für Ammoniak pro Versuchsjahr für CUN, DED, IHO und MLU

Da die Vermeidungskostenberechnungen lediglich die entstandenen Kosten, nicht jedoch den Produktnutzen in Betracht ziehen, wird nun eine relative Ökoeffizienzanalyse vorgenommen. Hierfür wird die in Frage stehende Maßnahme zu einer Referenz, bspw. dem Weglassen der Maßnahme (s. Formel 2.3), ins Verhältnis gesetzt. Es resultiert der dimensionslose Koeffizient $X (> 0)$. Sobald $X \geq 1$, ist die untersuchte Variante ökoeffizienter als die Referenz, in unserem Fall die ASHS-Variante ohne Inhibitoren. Da X dimensionslos ist, sind die Ergebnisse unabhängig von der funktionellen Einheit.

In Abbildung 12 sind die soeben dargestellten Informationen kombiniert abgebildet. Das Erreichen der 1 markiert das Erreichen der Ökoeffizienz. Auf Basis der in Win-N durchgeführten Versuche erreicht die Einfachinhibierung in CUN, DED und IHO immer Ökoeffizienz, die Doppelinhibierung ist auf Fruchtfolgebasis hingegen nicht für CUN oder DED geeignet, eventuell für IHO. Am Niedrigemissionsstandort MLU hingegen lohnen sich weder Einfachinhibierung noch Doppelinhibierung. Die Standardabweichung fällt jedoch

insgesamt sehr hoch aus bzw. erstreckt sich über den kritischen Wert von 1. Daher sind diese Ergebnisse für die Praxis noch nicht robust.

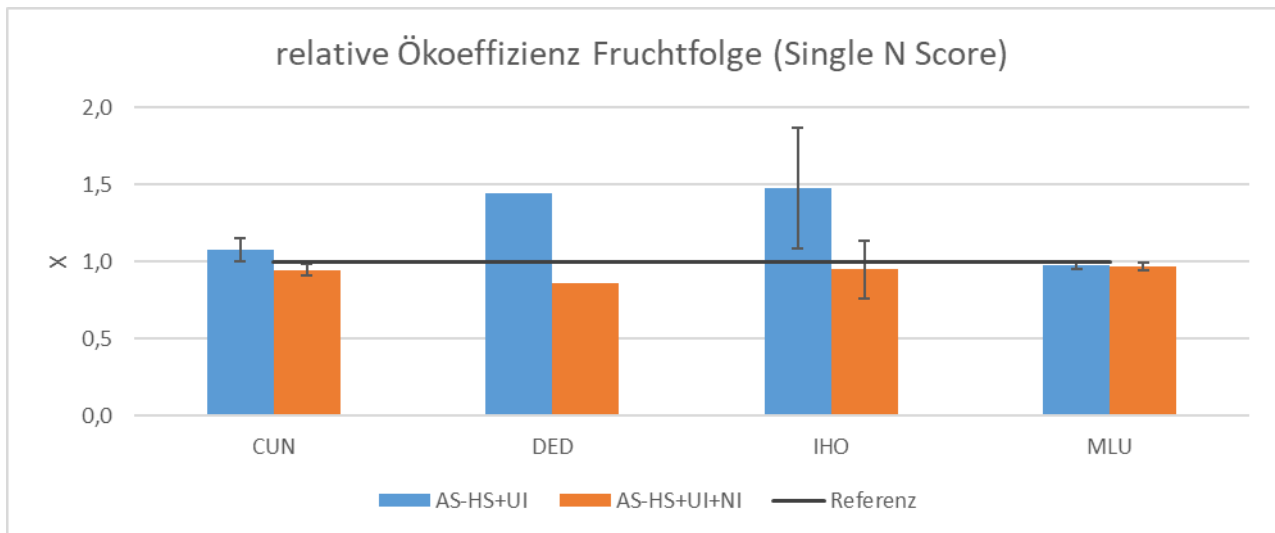


Abbildung 12 Relative Ökoeffizienz der Standorte CUN, DED, IHO und MLU als Mittel über die Fruchtfolge jeweils für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI als normierte und gewichtete Summe der vier betrachteten WKs. Die 1 markiert das Erreichen von Ökoeffizienz

Zusätzliche Simulationen

Im Rahmen des Projekts wurden zusätzlich Szenariensimulationen der Stickstoff- und Wasserdynamik unter ausgewählten Extrembedingungen mit Hilfe des CANDY-Modells (Carbon and Nitrogen Dynamics; Franko et al. 1995, 1997) durchgeführt. Ziel der zusätzlichen Simulationen war es, das Stickstoffauswaschungsrisiko unter einer Bandbreite an Wetterszenarien abzuschätzen und Risikofaktoren zu identifizieren.

Zum Zwecke der Simulationen erfolgte vorab eine Prüfung der bestehenden Modellparametrisierung, welche maßgeblich die Umsetzung von Stickstoff, speziell die Umwandlung von NO_3^- zu N_2O und N_2 , im Modell, und somit auch Nitratauswaschungsverluste, steuert. Ein Abgleich gemessener und simulierter N_2O -Emissionen erlaubt es, Rückschlüsse auf die N-Dynamik und verbleibende NO_3^- -Gehalte und das Auswaschungsrisiko zu treffen. Hierzu verwendet wurden auf der Plattform OpenAgrar öffentlich verfügbare Daten von Vorgängerprojekten („N-Stabilisierung und wurzelnahe Platzierung als innovative Technologien zur Optimierung der Ressourceneffizienz bei der Harnstoff-Düngung“, Mallast & Stichnothe, 2021; „Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ und „Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung“, Mallast et al., 2018). Die Prüfung ergab auf feinkörnigen Standorten (Sandgehalt < 25 %) eine Unterschätzung, auf grobkörnigen Standorten (Sandgehalt > 65 %) hingegen eine Überschätzung von N_2O -Emissionen. Im Zuge einer Re-Parametrisierung wurden neue Parametersätze, jeweils für die Sandgehalte < 25 %, 25 – 65 % und > 65 %, erstellt, welche die N-Umsetzung zuverlässiger abbilden. Der Root Mean Square Error (RMSE) zwischen gemessenen und simulierten N_2O -Emissionen konnte somit über alle Datensätze von 3,77 auf 1,77 nahezu halbiert werden. Vereinzelt verbleibende hohe Restfehler persistieren überwiegend bei geringen Grundemissionsniveaus (< 2 kg kumulative N_2O -Emissionen pro ha über drei Jahre).

Nach eingehender Parametrisierung erfolgte eine zusätzliche Validierung des Modells. Herangezogen wurden hierzu diejenigen Standorte, auf welchen im späteren Verlauf die Szenariensimulationen unter Extrembedingungen durchgeführt werden sollten. Die Auswahl der Standorte war bedingt durch die Verfügbarkeit notwendiger Modelleingangs- und Validierungsdaten. Hierbei handelte es sich einerseits um den Standort Cunnersdorf und andererseits um den Standort Nossen, speziell dort um den Sandboden (Sprotta), welcher möglichst zu Cunnersdorf kontrastierende pedogene Bedingungen darstellen sollte. Eine Validierung erfolgte in Cunnersdorf anhand im Zeitraum 2016 bis 2019 durchgeführter Messungen der mineralischen N-Gehalte, N_2O -Emissionen sowie Bodentemperatur. Diese drei Ausgangsgrößen geben Aufschluss über die Umsetzung organischer Materie sowie Stickstoffs im Modell. Ihre zuverlässige Abbildung setzt eine adäquate Abschätzung der N-Auswaschungsverluste voraus. In Nossen wiederum erfolgte die Validierung anhand periodisch entnommener Sickerwassermengen sowie NO_3^- -Gehalte im Sickerwasser.

Ein Abgleich von Mess- und Simulationswerten in Cunnersdorf (siehe Abb. Abbildung 13 bis Abbildung 15) belegt eine hohe Zuverlässigkeit der Simulationswerte. Demnach werden N-Verluste, entstehend durch pflanzlichen Entzug, Denitrifikation – wodurch N_2O entsteht – sowie Auswaschung adäquat abgebildet. In

Nossen hingegen scheint zumindest teilweise ein zeitlicher Versatz simulierter und gemessener Sickerwassermengen und Nitratfrachten vorzuliegen (Abbildung 16 und Abbildung 17). Dies hat eine Reihe an Ursachen: Erstens erfolgt die Entnahme des Sickerwassers in Nossen jeweils im Frühling, Sommer und Herbst (siehe Teilvorhaben 6 und AP3), welches in einer hohen zeitlichen Unschärfe von mehreren Monaten resultiert. Zweitens resultieren hohe Fehler gemessener Nitratgehalte (siehe Fehlerbalken Abbildung 17) in einer Fortpflanzung der Unsicherheit bei kumulativen Nitratverlusten. Drittens erfolgt in CANDY die Bestimmung der Sickerwasserströme anhand des *tipping bucket*-Ansatzes, laut welchem vertikaler Wassertransport erst erfolgt, sobald der Wassergehalt in einem gegebenen Horizont den spezifischen Wert der Feldkapazität überschreitet. Dadurch kann der Sickerwassertransport im Modell, im Vergleich zu Realbedingungen, insbesondere unter Starkregenereignissen verzögert stattfinden. Die gute Übereinstimmung der Sickerwassermengen und Nitratfrachten im ersten und zweiten Versuchsjahr steht dabei in starkem Kontrast zu der Abweichung im dritten Versuchsjahr. Bei letzterem handelt es sich vermutlich um ein Resultat der oben erwähnten zeitlichen Verzögerungen. Eine Überprüfung dieser Vermutung wäre im Laufe eines vierten Projektjahres möglich gewesen, in welchem unter anderen Witterungsverhältnissen eine bereits untersuchte Feldfrucht wiederholt werden könnte. Nichtsdestotrotz konnte insgesamt mit der Re-Parametrisierung eine substanzielle Verbesserung der Modellleistung erreicht werden, sodass von einer guten Eignung zur Abbildung von Extremszenarien ausgegangen werden kann.

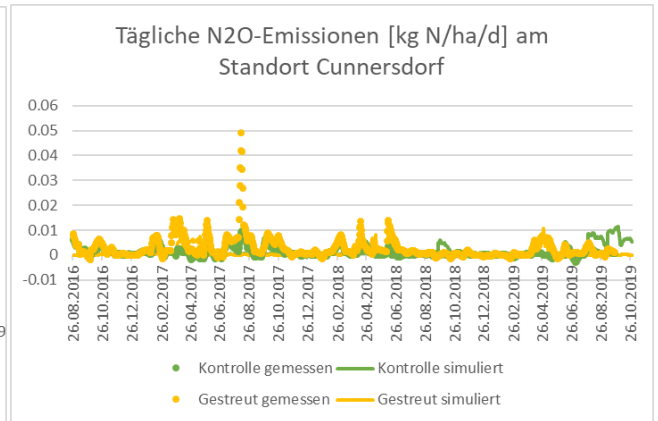
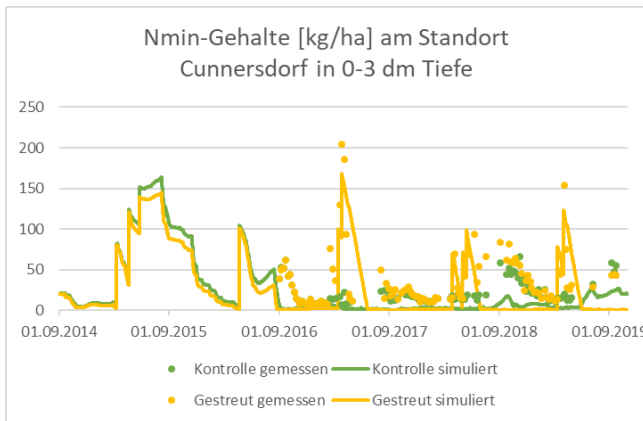


Abbildung 13 (oben links): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte) Gehalte mineralischen Stickstoffs in Cunnersdorf im Oberboden für die Versuchsvariante „Gestreut“ und „Kontrolle“ des StaPlaRes-Projekts.

Abbildung 14 (oben rechts): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte) Tägliche Lachgasemissionen in Cunnersdorf für die Versuchsvariante „Gestreut“ und „Kontrolle“ des StaPlaRes-Projekts.

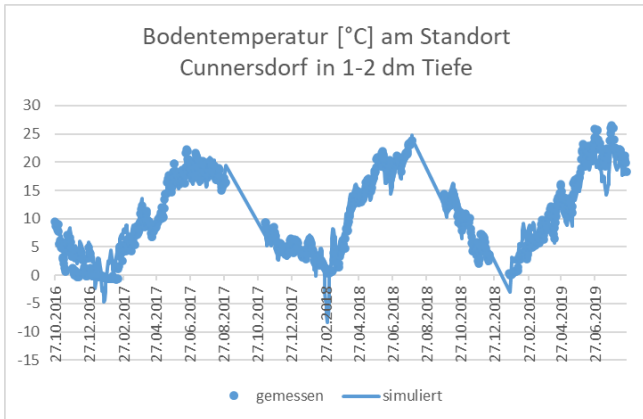


Abbildung 15 (unten links): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte) Bodentemperatur, exemplarisch für 1-2 dm Tiefe in Cunnersdorf.

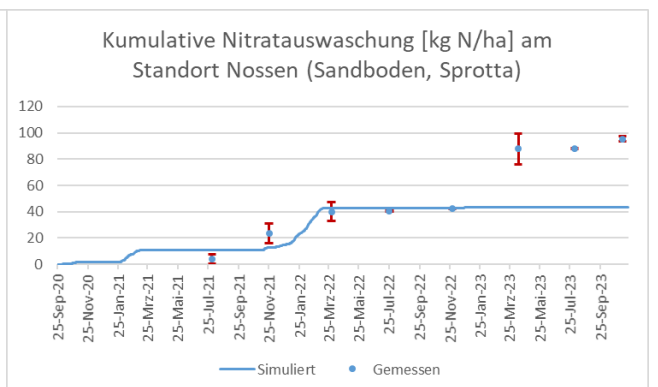
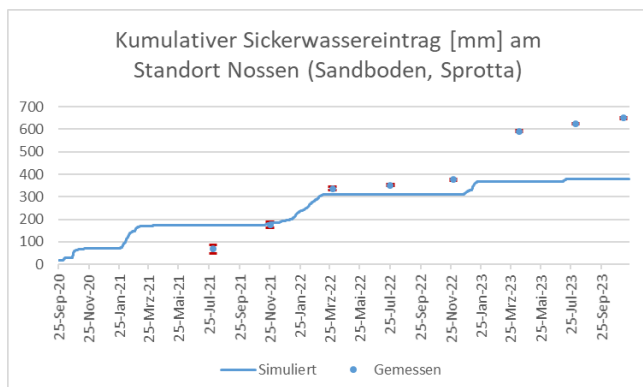


Abbildung 16 (links): Simulierter (Linie) und gemessener (Punkte mit roten Fehlerbalken) kumulative Sickerwassereintrag ins Grundwasser im Sandboden des Standorts Nossen.

Abbildung 17 (rechts): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte mit roten Fehlerbalken) kumulative Nitratauswaschung im Sandboden des Standorts Nossen.

Neben dem vorherrschenden Status quo wurde für die Standorte Cunnersdorf und Nossen eine Reihe Szenarien simuliert, welche maßgeblich eine Veränderung von Niederschlagsmustern und -mengen vorsehen. Eine genauere Auflistung und Beschreibung der Szenarien ist dem Teilvorhaben 1, AP 5, zu entnehmen. Ziel der Szenarien war es, herauszufinden, unter welchen Witterungsbedingungen Auswaschungsverluste zu erwarten sind und welche saisonalen Niederschlagsmuster die Verluste besonders begünstigen.

In Cunnersdorf erfolgte selbst unter extremsten Szenarien (i. e. Erhöhung der Niederschlagsmengen im Winter um 200 %; 240 mm Niederschlag um jede Düngerapplikation; Reduzierung der Erträge um 30 % in Kombination mit um 300 % erhöhten Winterniederschlägen) keine nennenswerte Nitratauswaschung. Die kumulativen Auswaschungsverluste beliefen sich über den Zeitraum vom September 2020 bis November 2023 unter dem Status quo auf de facto nicht nachweisbare $<0,01$ kg N/ha, unter allen simulierten Szenarien auf <2 kg N/ha, bei einer Gesamtdüngermenge von 534 kg N/ha im gleichen Zeitraum, entsprechend relativen Dünger-N-Verlusten von $<0,5$ %.

Eine Simulation der Cunnersdorfer Bewirtschaftung und Witterungsverhältnisse auf dem sandigen Boden aus Nossen (Sprotta) deckte dabei auf, dass die N-Auswaschung in Cunnersdorf zumindest zu einem Teil durch eine hohe Feinkörnigkeit des Bodens (39,9 M-% Schluff und 9,2 M-% Ton in den oberen 10 cm, 49,8 M-% Ton und 11,4 M-% Schluff in 10 – 30 cm Tiefe) limitiert wird: Unter dem Sandboden aus Sprotta erfolgten unter Cunnersdorfer Verhältnissen zwar nominell höhere (3,28 kg N/ha), allerdings gemessen an der Gesamtdüngermenge immer noch äußerst geringe Verluste, entsprechend vernachlässigbaren 0,6 % der Dünger-N-Verlusten. Letzteres deutet daher darauf hin, dass in Cunnersdorf zu dem Effekt der Limitierung durch eine hohe Feinkörnigkeit auch Witterungsverhältnisse hinzukommen. Tatsächlich waren die drei Versuchsjahre in Cunnersdorf ausgesprochen trocken, mit 588 mm Niederschlag im Jahr 2021, nur 417 mm im Jahr 2022 und 2023, bis zum 19. November, nur 512 mm Niederschlag (siehe auch Teilvorhaben 2, AP 1). In Kombination mit der hohen Feinkörnigkeit und insgesamt trockener Versuchsjahre führt folglich selbst eine starke Erhöhung der Winterniederschläge zu keinen wesentlichen N-Auswaschungsverlusten.

Im Kontrast dazu fiel die kumulative Auswaschung auf dem Sandboden in Nossen (Sprotta) unter Nossener Witterung und Bewirtschaftung mit 43,58 kg N/ha (entsprechend 11,47 % Dünger-N-Verlusten bei einer Gesamtdüngermenge von 380 kg N/ha über die drei Versuchsjahre) unter dem Status quo wesentlich höher aus. Einen wesentlichen Beitrag dazu hatte, neben dem grobkörnigeren Boden (24,7 M-% Schluff und 6,8 M-% Ton im Oberboden), vor allem der nassere Witterungsverlauf, insbesondere im ersten Versuchsjahr. Im selben Zeitraum fielen in Nossen im Jahr 2021 740 mm Niederschlag, im Jahr 2022 523 mm und im Jahr 2023 (bis zum 19.11.) 529 mm. Dementsprechend reagierte der Standort Nossen wesentlich sensibler auf erhöhte Niederschlagsmengen: So würde eine Erhöhung der Winterniederschläge um 200 % in einer Erhöhung der N-Auswaschungsverluste auf 93,43 kg N/ha über die drei Versuchsjahre führen, entsprechend einem Dünger-N-Verlust von 24,59 %. Interessanterweise stiegen die N-Auswaschungsverluste im Zuge von Starkniederschlägen (240 mm über 5 Tage) um Düngerapplikationstermine herum lediglich auf 57,81 kg N/ha (entsprechend 15,21 % Dünger-N-Verlust), welches impliziert, dass langfristig erhöhte Niederschläge für die N-Auswaschung einen höheren Risikofaktor darstellen, als kurzfristige Starkniederschläge, zumal in letzterem Falle ein Großteil der Niederschläge oberirdisch abfließt.

Schlussendlich wurde ebenfalls ein Abgleich der Modelle CANDY und PELMO durchgeführt. Da eine unmittelbare Verbindung zwischen a) der Düngermenge, dem Nitratgehalt und den Inhibitormengen sowie b) den Sickerwassermengen und der Nitratauswaschung besteht, erlaubt ein Abgleich der simulierten Sickerwassermengen zwischen den Modellen CANDY und PELMO (siehe Teilvorhaben 7 bzw. AP 4) eine zusätzliche Plausibilisierung der anhand PELMO ermittelten Einträge der Inhibitoren ins Grundwasser. Beide Modelle weisen dabei einen grundlegend identischen Trend der kumulativen Sickerwassereinträge ins Grundwasser auf (siehe Abbildung 18), wenn auch die zeitliche Dynamik in PELMO höher aufgelöst ist als in CANDY, zumal ersteres Modell in bis zu stündlichen Intervallen, letzteres hingegen bis zu täglichen Intervallen arbeitet. Interessanterweise verzeichnet jedoch auch PELMO die bereits mit CANDY festgestellte Unterschätzung der Sickerwassermengen im dritten Versuchsjahr, welches die Vermutung der zeitlichen Verlagerung aufgrund des *tipping bucket*-Ansatzes in Kombination mit Unsicherheiten aufgrund der episodischen Sickerwasserentnahme bestätigt. Eine weitere mögliche Erklärung der Unterschätzung der gemessenen Sickerwassermengen durch die Modelle ist mit Randeffecten der Lysimeter zu erklären. Demnach wäre es möglich, dass Wasser an den Innenwänden der Lysimeter schneller versickert, welches wiederum zu einer Unterschätzung durch die Modelle führt, welche diesen Effekt nicht abbilden.

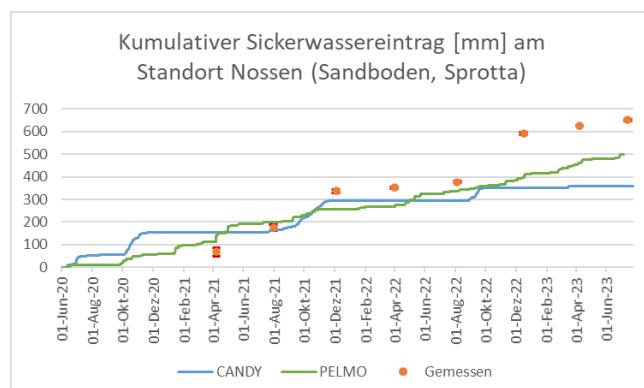


Abbildung 18: Vergleich kumulativer Sickerwassermenge zwischen den Modellen CANDY und PELMO am Standort Nossen (Sandboden).

Ungeachtet der oben aufgeführten Unsicherheiten liegen die Sickerwassermengen beider Modelle durchaus in der gleichen Größenordnung, sodass vor dem Hintergrund der Plausibilisierung des CANDY-Modells von einer hohen Zuverlässigkeit der mit PELMO ermittelten Inhibitoreinträge ausgegangen werden kann. Hinzu kommt, dass in PELMO nicht nur, wie in CANDY, die Niederschlagsmengen, sondern auch die Inhibitoreigenschaften (Metabolisierung und Adsorption im Boden) die Mobilität beeinflussen. Da aufgrund des hohen Feinbodenanteils am Standort Cunnersdorf selbst unter extremen Niederschlagsereignissen nur unwesentliche Mengen an Sickerwasser ins Grundwasser eingetragen werden, sind folglich ebenfalls unwesentliche Einträge der Inhibitoren naheliegend. Aufgrund der Simulationen mit einer großen Bandbreite an Witterungsszenarien, welche den vorangehenden Ergebnissen eine hohe Robustheit verleihen, lässt sich auch für im Projekt untersuchte Standorte mit ähnlichen oder gar höheren Feinbodenanteilen (i.e. Merbitz, Ihinger Hof) die Aussage treffen, dass unwesentliche Einträge der Inhibitoren ins Grundwasser zu erwarten sind. Eine weitere Generalisierung über die im Projekt untersuchten Standorte, geschweige denn Fruchtfolgen und Fruchtfolgeglieder, hinaus, ist ohne weiteres jedoch nicht möglich. Eine umfassende Bewertung ist jedoch im Rahmen der Aufnahme in die Düngemittelverordnung in Deutschland bzw. im Rahmen der Konformitätsbewertung gemäß EU-Düngeproduktverordnung (Verordnung (EU) 2019/1010) erfolgt.

Das anhand des Datensatzes aus Cunnersdorf ermittelte Ergebnis der äußerst geringen Verluste durch Nitratauswaschung (<1 % der Dünger-N-Inputs) lässt sich aufgrund der gewährleisteten Robustheit gegen eine Bandbreite von Witterungsszenarien auf ähnliche oder feinkörnigere Win-N-Standorte (i.e. Merbitz, Ihinger Hof) übertragen. Zudem sei hier anzumerken, dass im Rahmen der Lysimeterversuche unter allen drei Bodenbearbeitungsmethoden und drei Bodentypen keine signifikanten Unterschiede in der Nitratauswaschung zwischen den drei AS-HS-Varianten (AS-HS, AS-HS+UI, AS-HS+UI+NI) festgestellt wurde. Daraus ergibt sich, dass die eingangs formulierte Unsicherheit der Inhibitoren auf die mittels CANDY simulierten Nitratauswaschung ebenfalls vernachlässigbar ist.

2. Verwertung

a) Erfindungen/Schutzrechtsanmeldungen

Für das geförderte Projekt "Wirkung von inhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS) zur Erhöhung der Stickstoffnutzungseffizienz und Minderung von Ammoniak- und Lachgasemissionen bei der mineralischen Düngung" haben sich keine neuen Erfindungen oder Schutzrechtsanmeldungen ergeben. Prinzipiell wurden für die Projektbearbeitung und insbesondere für die Düngerbereitstellung Kenntnisse und Erfahrungen aus den Patenten DE1034327, DE102017005463, DE102004035742 und DE102009034433 der SKWP genutzt. Es wurden auch keine Schutzrechte Dritter für die Durchführung des Projektes in Anspruch genommen.

b) Wirtschaftliche Erfolgsaussichten nach Projektende

Die Düngemittelinhibierung sowie stabilisierte Düngungssysteme gewinnen in der landwirtschaftlichen Praxis zunehmend an Bedeutung und Akzeptanz. Die Ergebnisse dieses und vorheriger Forschungsprojekte tragen maßgeblich dazu bei, die Akzeptanz und die praktische Anwendung von Inhibitoren weiter zu fördern.

Durch den Projektpartner SKWP wird nach Projektabschluss eine wirtschaftliche Verwertung der gewonnenen Ergebnisse ab dem Düngejahr 2024/25 erfolgen. Die Ergebnisse sollen u.a. zur Anpassung und Optimierung von Anwendungsempfehlungen für firmeneigene Düngerprodukte, für die Entwicklung angepasster Düngestrategien oder für eine verbesserte regional angepasste Beratung landwirtschaftlicher Betriebe genutzt werden. (z.B. Anpassung an praktische Erfordernisse). Eine mögliche Entwicklung innovativer, mit Nitrifikations- und Ureaseinhibitor versehener AS-HS-Dünger wird hinsichtlich ihrer fachlichen Sinnhaftigkeit und des abzubildenden Marktpotenzials fortlaufend geprüft. Aktuell konnten die Versuchsergebnisse nur geringe N-Verluste bei Anwendung von Ammoniumsulfat-Harnstoff in Form von Ammoniak- und Lachgas nachweisen. Damit liegt auch die absolute Verlustreduzierung lediglich im Bereich von 1 bis 3 kg reaktivem N/ha. Damit ist eine Entwicklung eines AS-HS-Dünger mit Inhibitoren, insbesondere für Standorte mit geringem Emissionsniveau, wenig effizient. Alle Entwicklungen hängen unabhängig davon sehr stark von den ökonomischen und politischen Rahmenbedingungen ab. Diese erlauben SKWP vor dem Hintergrund der aktuellen Sanktions- und Handelspolitik der EU und Deutschlands derzeit keine wirtschaftliche Produktion innovativer N-Dünger, so dass die weitere Entwicklung derzeit als unabsehbar und unsicher charakterisiert werden muss. Dieser Situation ordnen sich alle Verwertungspläne und -prognosen und damit auch die Erfolgsaussichten unter.

c) Wissenschaftliche und/oder technische Erfolgsaussichten nach Projektende

Es erfolgten Projekt- und Ergebnisvorstellungen auf Feldtagen, bei den SKWP-Fachtagungen Düngung, in themenrelevanten Vorlesungseinheiten der Agrarwissenschaften an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg sowie der Universität Hohenheim, auf Tagungen des Netzwerks THeKLa (Treibhausgasbilanzierung und Klimaschutz in der Landwirtschaft) sowie auf weiteren Fachveranstaltungen (z.B. VDLUFA-Konferenz 2022; NH₃-Workshop Hildesheim 2023).

Dadurch verspricht sich eine hohe Erkenntnisgewinnung in der sachgerechten Ausbringung und pflanzenbaulichem Handling von stabilisierten Ammoniumsulfat-Harnstoff. Darüber hinaus ist ein Ableiten von ackerbaulichen Empfehlungen (Düngungsregime) an Hand der im Feldversuch gewonnen Versuchsergebnisse möglich, wodurch mögliche Stickstoffemissionen (NH_3 , N_2O) weiter gemindert werden könnten und somit zu einer Erhöhung der Stickstoffnutzungseffizienz beitragen könnten. Dazu sind Ergebnisveröffentlichungen in renommierten Fachjournalen und Fachmagazinen geplant.

Die wissenschaftlichen Ergebnisse des Projektes sind ferner geeignet, die Entscheidungsfindung hinsichtlich weiterer Produktentwicklungen zu unterstützen. Arbeiten zur technologischen Umsetzung einer Modifikation von AS-HS (Inhibitor-Zusätze) wurde während der Projektlaufzeit (zusätzlich zu dem laut Win-N-Arbeitsplan zu leistenden Arbeiten) vorangetrieben. Sie können bei entsprechenden Rahmenbedingungen (siehe oben) bis 2026 abgeschlossen sein.

Nach Projektende werden die aufbereiteten Projektergebnisse für Multiplikatoren und deren Beratung zur Verfügung gestellt. Die kompletten Win-N-Datensätze stehen zukünftig via Publikationsserver OpenAgrar zur Verfügung.

Getrübt werden die wissenschaftlich-technischen Erfolgsaussichten der SKWP durch die aktuellen wirtschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen, die derzeit zu einer massiven Gefährdung des Standortes führen. Dieser Situation ordnen sich alle Einschätzungen und -prognosen und damit auch die Erfolgsaussichten unter.

d) Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit

Die im Verbundprojekt ermittelten Versuchsergebnisse sowie die gewonnenen Erkenntnisse können für die Beratung und den Dialog zwischen Wissenschaft, Praxis und Politik genutzt werden. Zusätzlich dazu können die gewonnenen Erkenntnisse und Erfahrungen auch für laufende Forschungsprojekte mit ähnlichem Themenschwerpunkt genutzt werden. Aber auch neu aufgekommene Fragestellungen während der Projektlaufzeit oder noch offene Fragen können als Grundlage für die Generierung von Folgeprojekten dienen.

Die wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit des Verbundprojektes ist daher – ungeachtet oben benannter Unsicherheiten – zumindest theoretisch in umfassendem Maße gegeben. In Verbindung mit den Ergebnissen aus dem Projekt NH_3 -Min bilden die Daten aus Win-N eine gute Grundlage für die Aktualisierung nationaler NH_3 -Emissionsfaktoren sowie für die Beschreibung regional differenzierter NH_3 -Emissionspotentiale für deutsche Landwirtschaftsstandorte. Handlungsoptionen für die Umwelt- und Agrarpolitik lassen sich vor diesem Hintergrund ableiten. Die praktische Umsetzung von Green Deal- und Farm to Fork-Strategie kann erfolgreich unterstützt werden. Gleichzeitig werden Optionen für den nachhaltigen und wettbewerbsfähigen Anbau von Rohstoffpflanzen eröffnet. Zur offenen Frage einer substantiellen Effizienzsteigerung durch die Verlustminderungstools UI, NI sowie UI+NI werden aktuell im F&E-Verbund StaPrax-Regio (N-Stabilisierung in der Düngepraxis: Optimierung durch Regionalisierung auf Basis meteorologisch-edaphischer Parameter; Laufzeit 01/2021-01/2025) erfolgversprechende Lösungen erarbeitet.

3. Erkenntnisse von Dritten

In den Förderprojekten NH_3 -Min und Nitriklim werden weitere Ergebnisse zur Höhe von NH_3 - und N_2O -Emissionen, zum Verlustminderungspotenzial sowie zum sonstigen Umweltverhalten von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren bei Anwendung verschiedener Mineraldünger (einschließlich AS-HS) generiert. Mit der Zugänglichmachung aller Datensätze aus diesen Projekten (inklusive Win-N) via Publikationsserver OpenAgrar wird eine optimale Grundlage für die effiziente Verwertung des gemeinsamen Erkenntnisfortschritts geschaffen. Erstmalig könnten damit tatsächlich praxisrelevante NH_3 -Emissionsfaktoren für N-Mineraldünger unter charakteristischen Anbaubedingungen in Deutschland definiert werden. Dies würde zu einer deutlichen fachlichen Qualifizierung des deutschen Nationalen Emissionsinventars beitragen.

4. Veröffentlichungen

- **Kreuter T., Pommer C., Haupt F.L., Feist T., Thiem S., Morcinczyk M., Döhler J.** (2022): NH_3 -Verluste nach Düngung von Ammoniumsulfat-Harnstoff und Minderungseffekt eines Ureaseinhibitors. VDLUFA-Schriftenreihe 78/2022 (Kongressband), S. 56-63; VDLUFA-Verlag, Darmstadt, ISBN 978-3-941273-34-4.
- **Ohnemus T., Spott O., Thiel E.** (2021): Spatial distribution of urea induced ammonia loss potentials of German cropland soils. Geoderma 394, 13 pp.; DOI: 10.5194/egusphere-egu22-1999 <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115025>
- **Pamperin H., Rücknagel J., Macholdt J.:** Einfluss von inhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff auf die Stickstoffnutzungseffizienz sowie Lachgasemissionen am Standort Merbitz. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften - Band 33: DIGITAL TOOLS, BIG DATA, MODELING

AND SENSING METHODS FOR SUSTAINABLE AND CLIMATE SMART CROP AND GRASSLAND SYSTEMS. 64. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. in Göttingen vom 04. bis 06. Oktober 2023, (S. 193 – 194).

- **Pamperin H., Rücknagel J., Macholdt J.:** Einfluss von inhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff auf die Stickstoffnutzungseffizienz sowie Lachgasemissionen am Standort Merbitz. Posterbeitrag zur 64. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V. in Göttingen vom 04. bis 06. Oktober 2023.
- Vaidya S, **Hoffmann H**, Holz M, Macagga R, **Monzon Diaz OR**, Thalmann M, Jurisch N, Pehle N, Verch G, Sommer M, Augustin A (2023) Similar strong impact of N fertilizer form and soil erosion state on N₂O emissions from croplands. Geoderma, DOI: 10.1016/j.geoderma.2022.116243

Zusätzlich befinden sich weitere Publikationen in Vorbereitung mit folgenden Arbeitstiteln:

- **Mallast, J., et al.** Win-N-DB-Thuenen - Three-year data set on gaseous field emissions and agronomic data in a ammonia-sulphate-urea fertilised maize-winter wheat-winter barley crop sequence using urease- and nitrification inhibitors at five sites in Germany.
- **Margraf, V. & Stichnothe, H. (und ggf weitere Projektpartner):** An LCA of nitrogen inhibitors' effect on a German crop rotation.
- **Margraf, V. & Stichnothe, H. (und ggf weiter Projektpartner):** An eco-efficiency analysis of nitrogen inhibitors' effect on a German crop rotation.
- **Monzon Diaz OR**, Kramp K, Zentgraf I, Schmidt M, Lück M, Nikkel A, Verch G, Augustin J, George E, Dubbert M, Holz M, **Hoffmann M** (in Prep.; Science of the total Environment) Use of nitrogen inhibitors in mineral fertilizers and their influence on the nitrogen, carbon and water cycle in wheat.
- **Monzon Diaz OR, Hoffmann M** (Ko-Autorenschaft; in Prep.; unknown) Unlocking the Global Potential of Soil Spectral Analysis: Validating World Soil Satellite Spectra-WOS3 with Bare Soil Surface Techniques for Enhanced Community Insights
- **Monzon Diaz OR**, Kramp K, Lück M, Nikkel A, Verch G, **Hoffmann M** (in Prep.; Global Biogeochemical Cycles) Unveiling the Nexus: Exploring the Influence of Nitrogen inhibitors, soil heterogeneity and temporal dynamics interactions to make a comprehensive predictive model over gaseous N losses.

Vorträge zu Win-N-Ergebnissen:

- NH₃-Verluste aus Ammoniumsulfat-Harnstoff in praxisnahen Feldversuchen und Effekte des Einsatzes (a) eines Ureaseinhibitors und (b) einer Kombination aus Urease- und Nitrifikationsinhibitor. 19. NH₃-Workshop, 05./06.12.2023, Hildesheim.
- Vorstellung des Win-N-Projekts: N-Nutzungseffizienz und N-Emissionen beim Einsatz von inhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff. Jahrestagung THEKLa (Treibhausgasbilanzierung und Klimaschutz in der Landwirtschaft), 10.11.2023, digital.
- Emissionsminderungspotenzial für gasförmige N-Verbindungen durch Einsatz von Inhibitoren. Zwischenstand des Win-N-Projekts. 3. Jahrestagung THEKLa (Treibhausgasbilanzierung und Klimaschutz in der Landwirtschaft), 28./29.06.2023, Braunschweig.

ANHANG

Teilvorhaben 1: Koordination, Datenmanagement und Bewertung

1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Im Rahmen des Teilvorhabens 1 sollen die erhobenen Daten gesammelt, in eine Projektdatenbank überführt und das Verbundvorhaben koordiniert werden. Des Weiteren soll im Rahmen des Teilvorhabens eine integrierte Bewertung der Versuchsergebnisse aus AP1 bis 4 auf Lebenszyklus-Basis mittels Ökobilanz erfolgen. Die ökologisch-ökonomische Bewertung soll zusätzlich die Kosten der Emissionsminderung und die Wirkungen auf andere Umweltziele beinhalten.

2. Bearbeitete Arbeitspakete

Arbeitspaket 0: Projektkoordination

Der Projektkoordinator war Ansprechpartner in administrativen Fragen für den Fördergeber und die Projektpartner. Ziel der Koordination war die Abstimmung der Aufgaben und Tätigkeiten zwischen den einzelnen Projektpartnern sowie dem Fördergeber. Im Einzelnen umfasste die Projektkoordination die nachfolgend dargelegten Aufgaben:

- Organisation und Durchführung von regelmäßigen Projekttreffen und Videokonferenzen
- Pflege der gemeinsamen Projekt-Cloud
- Koordination und Erstellung von Zwischen- und Abschlussbericht
- Koordination der Veröffentlichungsaktivitäten
- Kommunikation und Vernetzung mit externen Partnern

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Der Rohstoffpflanzenanbau an allen Standorten wurde von TI-AT koordiniert. An allen Standorten wurde die Fruchtfolge Mais – Winterweizen – Wintergerste (SM-WW-WG) untersucht. Die drei Kulturen standen an den Versuchsstandorten Cunnersdorf, Merbitz und Ihinger Hof in jedem Versuchsjahr nebeneinander. Bei dem On-Farm-Versuch in Dedelow, im Umfeld der Forschungsstation des ZALF, wurde auf einer Praxisfläche der Agrarprodukte Dedelow GmbH nur jeweils eine Feldfrucht untersucht. Auf den Versuchsflächen wurden jeweils vier Varianten untersucht:

- Ungedüngte Kontrolle
- Gedüngt mit Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS)
- AS-HS mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI)
- AS-HS mit UI sowie Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI)

Das Düngeregime wurde einmalig anhand des standortspezifischen N-Bedarfs für jede Kultur festgelegt. Außerdem wurden die Anwendungsempfehlungen für N-stabilisierte Dünger berücksichtigt. Die jährliche Ermittlung des konkreten Düngebedarfs (N-Bedarf minus Boden- N_{\min} vor Vegetationsbeginn) erfolgte gemäß guter fachlicher Praxis (DüV, 2017). Das Düngesplitting erfolgte über alle Standorte gleich, für die Düngeterminierung wurden einheitlich wachstumsbezogene Zeitfenster (BBCH-Stadien) definiert. An den Standorten wurden regelmäßig meteorologische Parameter erfasst und N_{\min} Bodenproben genommen.

Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung

Die im Projekt erhobenen und bis Mitte April übermittelten Daten wurden am TI-AT in einer relationalen Datenbank zusammengeführt, um die Implementierung von redundanzfreien, konsistenten Datenmodellen und eine mengenorientierte Datenverarbeitung zu ermöglichen. Die Bearbeitung AP-übergreifender Fragestellungen wurde so erleichtert.

Die einzelnen N-Verlustprozesse (NO_3^- , NH_3 , N_2O - und N_2 -Emissionen) wurden detailliert auf verschiedenen räumlichen Ebenen betrachtet. In den gängigen N-Bilanzierungsansätzen mit landwirtschaftlichem Bezug werden NH_3 -Emissionen aufgrund nicht berücksichtigter gasförmiger Denitrifikationsverluste häufig überschätzt. Auf der Grundlage der feldexperimentellen Daten und der Ergebnisse aus den Lysimeter- (NO_3^-) und Laborversuchen (N_2) erfolgte eine Berechnung der N-Bilanz und der N-Effizienz nach der gemeinsam im Projekt festgelegten Methodik. Es erfolgte eine integrierte Bewertung der Varianten aus AP 1 auf Lebenszyklus-Basis mittels Ökoeffizienz-Analyse. Dabei wurden die Ergebnisse aus den AP 1 bis 4 genutzt. Für die ökologische und ökonomische Bewertung der Projektergebnisse an den Versuchsstandorten wurden darüber hinaus auch die Kosten der Emissionsminderung und Wirkungen auf andere Umweltziele, z.B. Verringerung der Ammoniak- und Lachgasemissionen abgeschätzt.

Zusätzlich zu den im Projektantrag beschriebenen Arbeiten erfolgten im Rahmen von AP 5 Simulationen mit dem CANDY-Modell, um das Risiko der NO_3^- -Auswaschung unter einer Bandbreite von Szenarien einzuschätzen und so die Lysimeterversuche aus Nossen zu komplementieren. Darüber hinaus erfolgte ein Abgleich der am Standort Nossen gemessenen Sickerwassermengen mit den simulierten Werten gemäß dem CANDY-Modell sowie dem PELMO-Modell, welches in Teilvorhaben 7 respektive AP 4 Anwendung findet.

3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

AP 0: Projektkoordination

1) Koordination

Im Projektzeitraum wurden ein Kick-Off Meeting (24.03.2021), Videokonferenzen zur Besprechung der Veröffentlichungsstrategie (27.05.2021), Methodenharmonisierung (22.11.2021, 14.12.2022, 21.-22.02.2023), zu simulierenden Szenarien mit dem PELMO-Modell (11.05.2023, 01.06.2023; siehe Teilvorhaben 7) sowie Projekttreffen zum multilateralen Austausch sowie zur Dokumentation des Projektfortschritts (06.-07.10.2021 digital, 21.-22.09.2022 in Nossen, 21.-22.02.2023 in Braunschweig, 02.-03.11.2023 in Hohenheim) durchgeführt.

Zwischen den Projektpartnern wurde ein aktiver und fortlaufender Austausch mit regelmäßiger Abstimmung in Form von zusätzlichen Videokonferenzen sowie Telefonaten gefördert. Der Arbeitsfortschritt des Rohstoffpflanzenbaus (AP 1) wurde regelmäßig abgestimmt und dokumentiert. Die im Projekt eingerichtete Projektcloud wurde fortlaufend gepflegt. Die Cloud wurde für einen vereinfachten Datenaustausch (Literatur, Vorträge, Daten, Protokolle) genutzt.

2) Kooperationen und Öffentlichkeitsarbeit

Es bestand eine enge Kooperation mit dem von der Landwirtschaftlichen Rentenbank geförderten Projekt NH_3 -Min. Das Projekt NH_3 -Min bewertet unterschiedliche Feldmessmethoden zur Quantifizierung der Emissionen von Ammoniak (NH_3) nach der Ausbringung synthetischer Stickstoffdünger sowie Optionen zur Minderung der NH_3 -Emissionen unter verschiedenen Stickstoffdüngern und -ausbringungsstrategien unter einem Winterweizenanbau. Eine der im Rahmen des NH_3 -Min Projekts evaluierten Messmethoden (Calibrated Passive Sampling) fand im Win-N Projekt Anwendung (siehe AP 2). Aufgrund inhaltlicher Gemeinsamkeiten konnten ferner Forschungsfragen, welche nicht oder nur teilweise von den Projekten bearbeitet werden konnten, untereinander ausgetauscht werden, wodurch ein wissenschaftlicher Mehrwert generiert wurde.

Im Rahmen der Kooperation mit dem NH_3 -Min-Projekt wurde eine hierarchisch strukturierte Richtlinie für die Projektpartner erschaffen, welche zu vergleichbaren kalkulierten NH_3 -Emissionen führt. Dabei wurden sowohl abweichende standörtliche als auch projekt- und teilvorhabensspezifische Zielsetzungen und Gegebenheiten, insbesondere die Datendichte und -qualität betreffend, mitberücksichtigt. Auf dieser Grundlage erfolgte die Ausarbeitung einer harmonisierten NH_3 -Auswertungsmethode, durch welche sichergestellt wurde, dass die Win-N-Ergebnisse in die Ableitung verbesserter NH_3 -Emissionsfaktoren für die nationale Emissionsberichterstattung einfließen können, ohne dass aufgrund unterschiedlicher Auswertungsalgorithmen bei den Projekten Win-N und NH_3 -Min Irritationen bei relevanten Stakeholdern ausgelöst werden. Im Rahmen der Methodenharmonisierung wurden mehrere zentrale methodenrelevante Unterschiede zwischen denen im Win-N- sowie NH_3 -Min-Projekt verwendeten Skripten identifiziert, deren Einfluss auf die berechneten NH_3 -Emissionen im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse geprüft und im Win-N-Meeting im Februar 2023 vorgestellt wurde.

Die Quellen möglicher Unsicherheiten umfassen dabei die Verwendung 1) standardisierter oder gemessener Hubzeiten der Dräger-Tube-Messungen, 2) täglich gemessenen oder Standard-Luftdrucks bei der Verrechnung der NH_3 -Flüsse, 3) parzellenscharfer oder gemittelter Messwerte der DTM sowie 4) täglicher oder über die gesamte Messkampagne aggregierter Transferkoeffizienten für das in-Bezug-Setzen der Dräger-Messungen mit den Passivsammlermessungen. Die Größenordnung der jeweiligen Unsicherheit wurde anhand von Daten des Versuchsjahrs 2021 am Ihinger Hof in allen Düngevarianten (AS-HS, AS-HS+UI, AS-HS+UI+NI) und unter allen drei Kulturen (Winterweizen, Wintergerste, Silomais) überprüft. Die Ergebnisse deuten auf einen äußerst gering ausfallenden Fehler von ~1,3 %, respektive $0,14 \text{ kg N ha}^{-1}$, welcher durch die Verwendung standardisierter gegenüber gemessener Hubzeiten resultiert. Die Verwendung des Standardanstelle des gemessenen Luftdrucks resultierte über alle Feldfrüchte und alle Düngevarianten sowie Düngetermine ($n = 22$) ebenfalls in einem geringen Fehler (~2 % respektive $0,14 \text{ kg N ha}^{-1}$). In Abhängigkeit von der Parzellenschärfe wiesen die kumulativen NH_3 -Verluste durchschnittlich eine Abweichung von ~2,6 % respektive $0,13 \text{ kg N ha}^{-1}$ auf, wobei der Fehler tendenziell bei steigendem Grund-Emissionsniveau sank. Ein hoher Fehler ist folglich bei geringen Emissionen nahe der unteren Nachweisgrenze zu erwarten. Die Unterschiede in der Verwendung eines aggregierten gegenüber einem täglichen Transferkoeffizienten fielen höher aus, mit einem durchschnittlichen Fehler von ~4 % respektive $0,2 \text{ kg N ha}^{-1}$, welcher ebenfalls mit steigendem Emissionsniveau sank. Allerdings konnte nicht der Fragestellung nachgegangen werden (kein Arbeitsinhalt gemäß Projektantrag), unter welchen Grenzbedingungen (z.B. Windgeschwindigkeit, Niederschlagsereignisse, Grundemissionsniveau bezüglich eines Cut-Off-Kriteriums) eine Auswertung der

NH₃-Emissionen noch oder nicht mehr erfolgen kann. Die Beantwortung dieser offenen Frage würde die Robustheit der bisher dargestellten Ergebnisse substanziell erhöhen.

Ferner wurde in Form eines Inhibitorenworkshops am 22.02.2023 in Braunschweig ein Informationsaustausch zwischen dem Win-N-Projekt, TI-AK sowie dem Umweltbundesamt (UBA) initiiert. Das UBA begann im April 2023 ein Projekt zum Verbleib in der Landwirtschaft verwendeter Urease- und Nitrifikationsinhibitoren im Boden und Grundwasser im Zusammenhang mit dem Gewässerschutz. Am TI-AK wurde hingegen im Herbst 2022 durch die BLE ein Projekt zur Wirkung und zur ökologischen Bewertung von Nitrifikationsinhibitoren (Nitriklim) bewilligt. Im Rahmen des Workshops wurden bestehende Ergebnisse zwischen Win-N, Nitriklim und dem UBA vorgestellt und diskutiert. Es fand ein multilateraler Austausch von Erfahrungen sowie Daten statt, um sowohl die zur Beantwortung individueller Fragestellungen verfügbare Datenmenge zu erweitern als auch um redundante Arbeiten zu vermeiden. Zum Beginn des Projekts des UBA erfolgte ein weiterer fachlicher Austausch zwischen dem UBA sowie dem Projektpartner SKWP, in dessen Rahmen u.a. die im Win-N-Projekt verwendeten Versuchsdünger dem UBA zur Verfügung gestellt wurden.

Darüber hinaus bestand eine Vernetzung mit dem Expertennetzwerk TheKLa (Treibhausgasbilanzierung und Klimaschutz in der Landwirtschaft), welches dem fachlichen Austausch und der Diskussion offener Fragestellungen sowie einem interdisziplinären Wissenstransfer in Politik, Praxis und Wissenschaft mit teilweise internationaler Reichweite dient. Im Rahmen der zweiten Jahrestagung des TheKLa-Netzwerks am 10. und 11.11.2021 in Form eines Web-Workshops erfolgte zunächst die Vorstellung des Win-N-Projekts. Vorläufige Ergebnisse des Projekts wurden anschließend während der dritten TheKLa-Jahrestagung am 28. und 29.06.2023 in Braunschweig präsentiert und diskutiert.

AP 1: Rohstoffpflanzenanbau

Der Arbeitsfortschritt des Rohstoffpflanzenanbaus wurde regelmäßig in Form von elektronischer Kommunikation sowie Konferenzen abgestimmt und dokumentiert. Abweichungen vom ursprünglichen Beprobungsschema sowie Versuchsdesign wurden ggfs. fortlaufend protokolliert. Darüber hinaus wurde eine Abstimmung bezüglich der Anwendung einer neuen Düngemittelformulierung koordiniert. Der Projektpartner SKWP hat für das dritte Projektjahr eine modifizierte Formulierung des im Projekt bis dahin angewandten AS-HS-Düngers entwickelt und den die Versuchsflächen betreuenden Projektpartnern zur Verfügung gestellt. Ursächlich hierfür war eine begrenzte Lagerstabilität des Ureaseinhibitors 2-NTP in Verbindung mit AS-HS-Granalien (siehe Teilvorhaben 2), welches dazu führte, dass die notwendigen Düngemengen zuvor relativ kurzfristig und pünktlich zu geplanten Düngeterminierungen hergestellt und geliefert werden mussten. SKWP stellte für das dritte Projektjahr ein Entwicklungsprodukt bereit, auf dem der Ureaseinhibitor 2-NPT bei Lagerung über die gesamte Vegetationszeit hinweg nicht abgebaut wird bzw. in der gewünschten Konzentration erhalten bleibt. Die neue Formulierung weist einen um rund 4 % höheren Harnstoff- und damit einhergehend einen 4 % geringeren Ammoniumsulfat-Anteil in der Düngergranalie gegenüber der bisherigen Formulierung auf. Somit änderten sich die Nährstoffgehalte geringfügig von 33 % N und 12 % S auf 34 % N und 11 % S. Der Einsatz dieses Entwicklungsprodukts erleichterte sowohl dem Projektpartner SKWP als auch den Versuchsstandorten die Bereitstellung, den Versand sowie die Anwendung der notwendigen Düngemengen. Demnach war im dritten Projektjahr lediglich eine einmalige Düngerlieferung notwendig. Der Einsatz der innovativen AS-HS-Formulierung trägt der Anforderung Rechnung, neue wissenschaftliche Entwicklungen mit Projektrelevanz aufzugreifen und im Rahmen der laufenden Projektarbeiten in geeigneter Weise zu berücksichtigen.

AP 5: Datenmanagement und Bewertung

1) Datenmanagement

Die relationale Datenbank „Win-N-DB-Thuenen“ fasst die im Projekt Win-N erhobenen Daten zusammen und enthält sowohl Emissionsdaten als auch agronomische Messgrößen sowie Bewirtschaftungsmaßnahmen, die an vier Feldversuchsstandorten in Deutschland über einen Zeitraum von drei Jahren (2021 – 2023) erhoben wurden. Die multivariablen Daten umfassen Gasflüsse (N₂O und NH₃), Ertragsdaten (oberirdische Biomasse, Korn- und Strohertrag, Stickstoffgehalt, etc.), Bodenparameter (NH₄-N, NO₃-N, etc.), kontinuierlich gemessenen Wetterdaten (Lufttemperatur, Strahlung, Niederschlag, etc.), Managementmaßnahmen (Aussaat, Ernte, Bodenbearbeitung, Düngung, etc.) und den dazugehörigen Metadaten (Methoden, weiterführende Informationen zu den Messgrößen, etc.). Zusätzlich wurden N₂-Daten in einem Inkubationsversuch erhoben und analysiert. Die Daten wurden in der Datenbank in insgesamt 31 Tabellen gespeichert. Die Datenbank enthält neben den Daten auch Standardabfragen. Diese wurden zur Erleichterung für die Anwendung in der Datenbank erstellt und können somit als Vorlagen genutzt werden, um individuelle Abfragen zu gestalten. Eine vollständige Dokumentation der Win-N-DB-Thuenen steht zur Verfügung. Die Datenbank wurde mit Microsoft 365 Access Database entwickelt und umfasst mehr als 3,6 Millionen Datensätze. Sie erleichtert die projektinterne sowie übergreifende Auswertung der Daten. Nach einer angemessenen Sperrfrist wird die Win-N-DB-Thuenen veröffentlicht und steht somit für zukünftige Studien und Metaanalysen nicht nur den Projektbeteiligten, sondern allen Interessierten zur Verfügung. Nach Ablauf eines Embargos wird die Win-N-DB-Thuenen veröffentlicht. Die Datenbank sowie die beschreibende Datenbankdokumentation und die zugehörigen Dokumente stehen zukünftig im Datenrepositorium sowie Publikationsserver OpenAgrar (www.openagrar.de) zur Verfügung. Die Veröffentlichung ermöglicht anderen Wissenschaftler die Nachnutzung der Daten.

Konzept

Durch ein einheitliches Datenbankkonzept und Datenmodell werden die Daten nun redundanzfrei und konsistent gespeichert und archiviert (siehe Datenbankdokumentation). Dies ermöglicht eine flexible Datenverarbeitung durch Abfragen für verschiedene Auswertungen, wie zum Beispiel standortübergreifende Fragestellungen. Die Konzeptionierung der Datenbank basiert auf der Analyse des Versuchsdesigns von Feldversuchen, Lysimeterversuchen und dem On-Farm-Versuch.

Die Datenbankdokumentation enthält eine vereinfachte Datenstruktur und ein detailliertes Datenbankkonzept mit den Verknüpfungen der Daten. Durch das Datenmodell werden die Informationen zum experimentellen Design der Versuche, die Messungen, die Daten der Treiber (Witterung, Bewirtschaftung, Bodenprofil), die statistischen Daten und die Metadaten redundanzfrei und konsistent in der Datenbank Win-N gespeichert und archiviert.

Datenmanagement und Datenqualität

Für die Datenbereitstellung durch die Projektpartner wurden standortangepasste Templates verwendet. In einem iterativen Prozess wurden mehrere Templates für Messdaten wie Pflanzendaten, Bodendaten, Gaskonzentrationen und -flüsse, Standort- und Bodenprofilinformationen entwickelt. Für das Datenmanagement wurden bei der Datenkonvertierung und -integration verschiedene Prüfmechanismen (Gültigkeitsregeln) angewandt. Um die Qualität der Messdaten und der damit verbundenen Informationen zu gewährleisten, wurde eine zweistufige Kontrolle entwickelt (Flussdiagramm für das Verfahren der Datenlieferung und -prüfung sowie die Vorgehensweise). Fehlende Daten oder Metadaten sowie Inkonsistenzen in den Daten wurden innerhalb und außerhalb der Datenbank schriftlich dokumentiert. Auf diese Weise konnten fehlende Daten, Korrekturen oder Klärungsbedarf in den Datensätzen von den Projektpartnern leicht identifiziert werden. Durch eine erläuterte Dokumentation konnten die Projektpartner die notwendigen Fälle klären und/oder ergänzen.

Standardabfragen

Für die Datenaufbereitung und zur Vervollständigung der Datenbank wurden Standardabfragen zur Überprüfung, Korrektur und Ergänzung der Daten genutzt. Für die Handhabung der Win-N-Datenbank, für die Analyse der Messwerte und für die projektinterne Auswertung wurden Standardabfragen entwickelt. In der Datenbankdokumentation werden die Standardabfragen anhand mehrerer Beispiele ausführlich erläutert. Diese können als Vorlage für individuelle Abfragen genutzt werden, um die Nutzung der Datenbank für den Anwender zu erleichtern.

Datenbankdokumentation

Der erste Teil der Dokumentation enthält allgemeine Informationen über das Win-N-Projekt. So werden alle Standorte und das Versuchsdesign beschrieben. Außerdem werden alle Daten und deren Messzeiträume wiedergegeben.

Im zweiten Teil der Dokumentation wird das Datenmodell der Win-N-DB-Thuenen erläutert. Dieser Abschnitt enthält auch das Ordnungsprinzip der Datenbank und die allgemeine Struktur der Datenbanktabellen sowie eine Kurzbeschreibung jeder Datenbanktabelle, unterteilt in fünf Kategorien (Experimentelles Design, Messungen – Rohdaten und Prozessierte Daten, Treiber, Metadaten und Spezifische Statistik).

Der Anhang der Datendokumentation enthält das detaillierte Datenbankkonzept mit den Verknüpfungen der Daten sowie die Erläuterung jeder einzelnen Tabellenspalte der Datenbank. Die Veröffentlichung der Datenbank nach Ablauf der Sperrfrist erfolgt zusammen mit der Dokumentation und der Beschreibung der Standardabfragen.

Wesentliche Erfahrungen bei der Erstellung einer Projekt-Datenbank

Eine Datenbank für die Messwerte des Projektes Win-N wurde bereits mit der Projektplanung vereinbart. Mit dem Projektbeginn wurde mit dem Aufbau der Datenbank für das Projekt Win-N begonnen. Dabei konnten auch Vorerfahrungen aus früheren Projekten berücksichtigt werden.

Durch die Realisierung der Projektdatenbank wurde die Möglichkeit für projektinterne und projektübergreifende Auswertungen geschaffen und die Datenqualitätskontrolle gewährleistet. Ein weiterer wichtiger Punkt zur Speicherung und Archivierung verwertbarer Messwerte in der Win-N-DB-Thuenen stellt die Datenlieferung dar. Insbesondere die Datenqualität konnte durch die Entwicklung von Templates für die Sammlung und Lieferung von Daten erleichtert und verbessert werden. Die Verfahren der Datenlieferung mittels Datentemplates mit der „Vorstrukturierung“ haben sich positiv auf den Aufbau der Datenbank ausgewirkt. Mit zunehmender Erfahrung wurden die Datentemplates in einem iterativen Prozess nochmals angepasst, insbesondere die Variablen/Messgrößen, um Missverständnisse bei der Berechnung und Interpretation der Daten zu vermeiden.

Insbesondere die Datenqualität konnte durch die Templates auf einem hohen Niveau sichergestellt werden. Durch die zeitnahe Überprüfung, Korrektur und Ergänzung der Daten konnten durch das zweistufige Verfahren (Flussdiagramm zur Prozedur der Datenlieferung und -prüfung sowie Vorgehensweise) nachträglich Fehler (Datenerfassungs- und Datenübertragungsfehler) beseitigt werden.

Verzögerungen bei der Datenlieferung stehen einer zeitgerechten Aufbereitung der Daten für die Datenbank entgegen. Daher wurde bereits bei der Planung z.B. die Schnelligkeit der Probenanalysen berücksichtigt. Da nach der Integration der Daten in die Datenbank die standortübergreifende integrierte Bewertung durchgeführt werden sollte, wurden die dafür benötigten Daten priorisiert. Messdaten, die für die integrierte Bewertung nicht wesentlich waren, wurden am Ende der Projektlaufzeit in die Datenbank eingepflegt.

Da neben den Messwerten auch die Metadaten in einer Datenbank von entscheidender Bedeutung sind, wurde auf die Sammlung dieser Informationen so früh wie möglich hingewiesen. Mit der fortschreitenden Sammlung der Messdaten wurden auch die zugehörigen Metadaten gesammelt und zusammengestellt. Die vorhandene Methodenliste aus bekannten Standardwerken, die zu Beginn des Projektes erstellt wurde (Ergänzungen der Liste wurden bei Bedarf jederzeit vorgenommen), stellte eine große Erleichterung für die Projektteilnehmer / Datenerheber dar. Durch die Vereinheitlichung der Einheiten ist eine projektinterne sowie übergreifende Auswertung der Daten gewährleistet. Alle nachfolgenden Berechnungen/Auswertungen beziehen sich auf die Daten aus der Win-N-DB-Thuenen 3. Version.

Daten aus der Agrarstatistik und Wetter- sowie phänologische Daten

Zur Erstellung der überregionalen Risikobewertung (siehe Teilvorhaben 7) wurden Eingangsdaten (wie meteorologische, phänologische Daten und Hektarerträge) für das Modell PELMO für die zuzubetrachtenden Landkreise zusammengestellt. Des Weiteren wurden weitere Größen wie Aussaat-/ Ernte- und Düngetermine abgeleitet. Die Vorgehensweise soll im nachfolgendem Abschnitt kurz dargestellt werden.

1. Die benötigten Bodenparameter (Ton, Schluff, Sand, TOC, pH, TRD als Median) für die Bodenprofile (mit der Einteilung 0 – 30 cm, 30 – 50cm, 50 – 70cm, 70 – 100cm) der Landkreise wurden aus Bodenzustandserhebung (Poeplau et al. 2020) entnommen.
2. Für den Zeitraum von 1999 bis 2022 wurden die Hektarerträge der jeweiligen Landkreise aus Regionalstatistik (www.regionalstatistik.de) für die drei Feldfrüchte Silomais, Winterweizen und Wintergerste zusammengestellt.
3. Der Düngebedarf der Feldfrüchte wurde nach DüV 2017 aus den Hektarerträgen abgeleitet.
4. Die meteorologischen Daten konnten vom DWD bezogen werden. Wenn nur die Sonnenscheindauer zur Verfügung stand, wurde diese per R-Script (calc_globrad: Calculate global solar radiation from sunshine duration hours) in Globalstrahlung umgerechnet oder es wurde auf die naheliegensten DWD-Station mit Globalstrahlung ausgewichen.
Folgende Zuordnung der Landkreise zu DWD-Stationen wurde festgelegt:

LK Cloppenburg – DWD Friesoythe-A. (St.-nr. 01503)

LK Uckermark mit dem Versuchsstandort Naugarten – DWD Grünow (St.-nr. 01869)

LK Landshut – DWD Weihenstephan-Dürmast (St.-nr. 05404)

LK Nordwest-Mecklenburg-Vorpommern – DWD Schwerin (St.-nr. 04625) und DWD Boltenhagen (St.-nr. 0596)

LK Soest – DWD Lippstadt-Bökenförde (St.-nr. 03031)

LK Saalekreis – mit dem Versuchsstandort Bad Lauchstädt (Wetterdaten aus Gründling et al. 2022)

LK Leipzig mit dem Versuchsstandort Cunnersdorf (tägliche Wetterdaten zu Niederschlag, Globalstrahlung und Lufttemperatur aus eigener Wetterstation) in Ergänzung DWD Leipzig-Holzhausen (St.-nr. 02928)

LK Böblingen mit dem Versuchsstandort Ihinger Hof (Wetterstation der LTZ 2011 bis 2022)

LK Neustadt a.d.A. – DWD Würzburg (St.-nr. 05705)

5. Die Aussaat- sowie Erntetermine für die Feldfrüchte Silomais, Winterweizen und Wintergerste wurden aus der phänologischen Jahresstatistik des DWD¹ über die jährlichen Termine für Auflaufen, Reife (Milchreife beim Silomais und Gelbreife bei Wintergetreide) und Ernte für das jeweilige Bundesland entnommen.
6. Die Termine der Düngeapplikation(en) wurden ebenso aus der phänologischen Jahresstatistik des DWD abgeleitet, da sich die Terminierung der Düngung durch wachstumsbezogene Zeitfenster definieren. Die Düngeapplikation für Silomais und Wintergerste wurde entsprechend der Applikationsempfehlung für den doppelinhibitierten Dünger mit nur einer Applikation festgelegt. Für den Winterweizen wurde der Dünger mit Doppelinhibierung, wie empfohlen, auf zwei Gaben aufgeteilt. Die Düngeapplikation wurde, wie empfohlen, bei Silomais zur Aussaat/Bestellung vorgenommen. Die zweite Gabe für den Winterweizen wurde zum Schossen appliziert. Beide Termine wurden jeweils aus der jährlichen bundeslandspezifisch phänologischen DWD-Statistik entnommen. Die erste Düngegabe für Winterweizen und Wintergerste ist mit der Bestockung (BBCH 21-25) gleichzusetzen.

¹ https://www.dwd.de/DE/leistungen/phaeno_sta/phaenosta.html?nn=575800

Die benötigten Angaben für beide Feldfrüchte wurden aus Versuchsberichten, welche unter isip.info Infothek -> Versuchsberichte zu finden sind, zusammengestellt. Leider standen dabei nicht alle Bundesländer zur Verfügung. Daher wurde sich für eine Aufteilung in Nord-, Süd- und Mitteldeutschland entschieden.

2) Bewertung der N-Nutzung und Umweltwirkung

1 Ökologische Bilanz

Zuerst wird die ökologische Auswertung dargestellt sowie die Besonderheiten der Toxizitätsbeurteilung erklärt.

1.1 Ökobilanz

Die Ökobilanz (engl.: Life Cycle Assessment, kurz LCA), bilanziert die potenziellen Wirkungen eines Produkts auf die Umwelt über alle Phasen seines Lebenswegs, genauer gesagt von der „Rohstoffgewinnung über Produktion, Anwendung, Abfallbehandlung, Recycling bis zur endgültigen Entsorgung (d. h. „von der Wiege bis zur Bahre““ (Europäische Norm EN ISO 14040). Ökonomische oder soziale Aspekte werden nicht berücksichtigt. Die Ökobilanz ist in vier Phasen aufgeteilt (Abbildung 1-1):

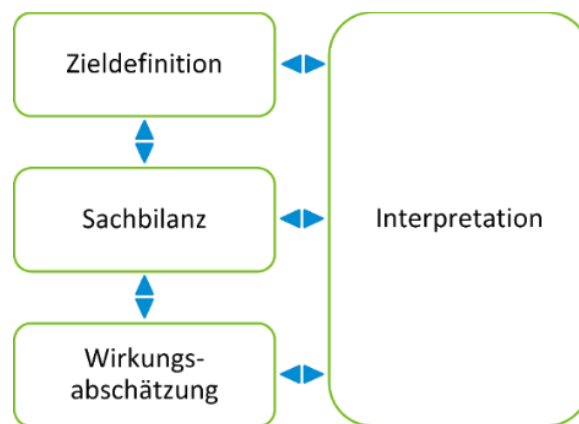


Abbildung 1-1: Phasen einer Ökobilanz. Quelle: Eigene Darstellung, nach EN ISO 14040.

Zuerst werden der Untersuchungsrahmen und das Ziel der Ökobilanz festgelegt; darunter fallen in Abhängigkeit vom Untersuchungsgegenstand die Definition der Systemgrenzen, innerhalb welcher alle Schritte des Produktsystems berücksichtigt werden, sowie des Detaillierungsgrades. Als zweites wird eine Sachbilanz (engl.: Life Cycle Inventory, kurz LCI) erstellt, in der alle Stoff- und Energieflüsse des in Phase eins definierten Systems aufgenommen werden. Danach wird die Wirkungsabschätzung (engl.: Life Cycle Impact Assessment, kurz LCIA) vorgenommen; anders als in der Sachbilanz werden hier keine reinen Massen bilanziert, sondern zusätzliche Informationen erfasst, welche die Umweltrelevanz der Stoff- und Energieströme charakterisieren, abhängig von den Umweltkompartimenten, in welche diese Flüsse emittieren. In Phase vier erfolgt eine Auswertung der Ergebnisse mit Blick auf die ursprüngliche Zielstellung und den Untersuchungsrahmen. Die Ökobilanz von landwirtschaftlichen Produktsystem stellt außerdem eine Besonderheit dar. LCAs wurden ursprünglich für die Erfassung und Charakterisierung von Emissionen in einem technischen Umfeld, z. B. in einer Fabrik, entwickelt, in welcher die entstandenen Emissionen exakt erfasst und zurückverfolgt werden können. Die landwirtschaftliche (Feld-)Produktion findet jedoch inmitten der Umwelt statt, sie kann sogar als Teil derer gesehen werden; daher unterliegen landwirtschaftliche Produktionssysteme der gleichen hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität wie die Umwelt selbst.

Die unmittelbaren Umweltbelastungen beim Pflanzenanbau sind auf die regional spezifischen Emissionen durch Düngemittel, Boden und Pflanzen zurückzuführen (Abbildung 1-2). Diese sog. Vordergrundemissionen beinhalten im Folgenden die düngerinduzierten Feldemissionen, welche in Win-N auf dem Feld messtechnisch erfasst werden, also Lachgas, Ammoniak und Nitrat. Allerdings können auch alle Vorleistungen einflussreich sein. Diese umfassen folgend alle anderweitigen Emissionen, die im Produktionssystem entstehen, sei es während der Feldarbeiten, bei der Saatgutproduktion etc. Diese Daten können LCI-Datenbanken entnommen werden und sind tendenziell eher generischer Natur, meist jedoch wenigstens länderspezifisch. Vordergrund und Hintergrund bilden zusammen das sog. Produktsystem mit der Systemgrenze.

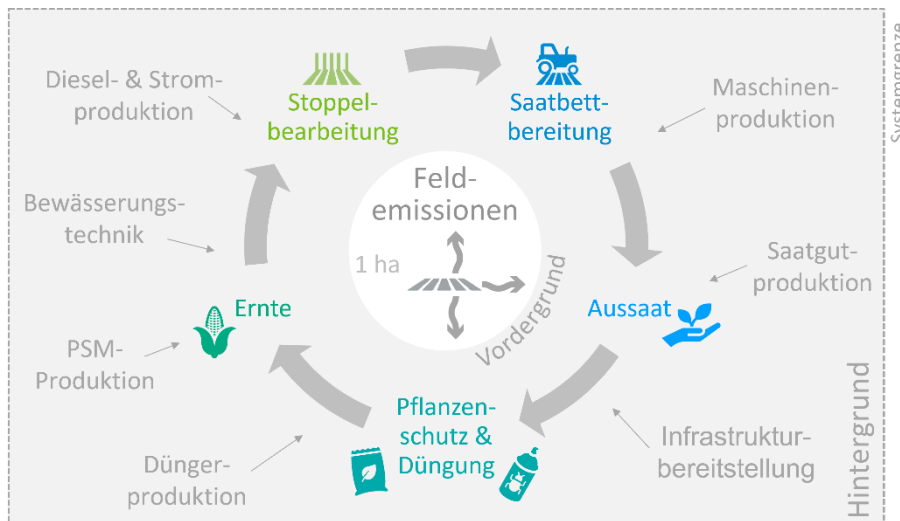


Abbildung 1-2: Sachbilanz, landwirtschaftlicher Kreislauf. Quelle: Eigene Darstellung.

Die Auswertung ist immer abhängig vom gemeinsamen Nenner aller Aktivitäten, der sog. funktionellen Einheit. Eine Flächeneinheit ist v.a. bei der Betrachtung von ökologischen Auswirkungen gängig, insbesondere in Debatten bezüglich Flächenkonkurrenzen. Eine Ertragseinheit findet eher in ökonomischen Analysen Gebrauch, da der Ertrag in direktem Zusammenhang mit dem erwirtschafteten Einkommen steht. Daher kann es in der Landwirtschaft sinnvoll sein, statt einem Hektar bewirtschafteter Fläche die Ergebnisse pro Ertrag, meist angegeben in Dezitonnen, zu betrachten.

Die Ökobilanzierung beruht auf einer Reihe verschiedener Modelle, welche auf unterschiedlichen Ebenen ineinandergreifen (Abbildung 1-3). Den Rahmen der Herangehensweise bildet der Standard. In Win-N wurde der Product Environmental Footprint (kurz PEF) gewählt, da er der Standard der Europäischen Union ist und somit Vergleichbarkeit über die Länder des europäischen Wirtschaftsraums hinweg gewährleistet (European Commission 2021). Das Ziel des PEF ist es, LCA-Angaben europäischer Produkte „zuverlässig, vergleichbar und überprüfbar“ zu machen und so bspw. Greenwashing zu verringern. Momentan ist der PEF (noch) nicht bindend, sondern lediglich eine Empfehlung. Der PEF hat in seiner aktuellen Abschätzungsmethode, dem Environmental Footprint 3.1, insgesamt 16 Wirkungskategorien (WKs) festgelegt, von denen wir die 4 von Stickstoff am stärksten beeinflussten Kategorien vertieft betrachten. Jede Wirkungskategorie hat einen definierten Indikator, welcher sich wiederum aus einer Kombination von Emissionsfaktor (kurz EF) und Charakterisierungsfaktor (kurz CF) – den Input- und Output-spezifischen Werten der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung – zusammensetzt. Abweichungen von den von PEF empfohlenen Rechenwegen sind möglich, müssen aber begründet werden, so müssen z.B. abweichende EFs nachgewiesen werden.

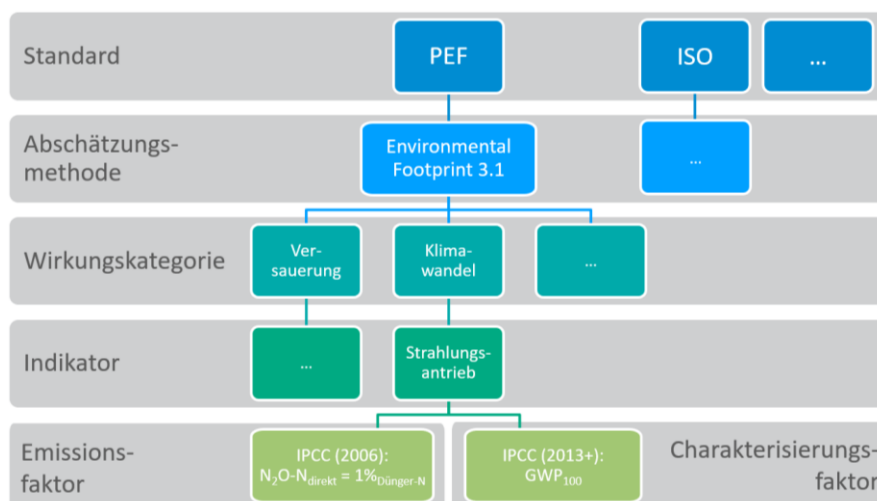


Abbildung 1-3: Ebenen der Ökobilanzierung. Quelle: Eigene Darstellung.

Emissionsfaktoren können auf 3 verschiedenen Ebenen angegeben werden (IPCC 2006): Tier 1, Tier 2 und Tier 3. Tier 1 sind generische Emissionsfaktoren. PEF empfiehlt diese IPCC-Emissionsfaktoren. Sie sind hoch angesetzt, um eine Unterschätzung einiger Regionen zu vermeiden; dies folgt dem Vorsorgeprinzip. Tier 2 berücksichtigt länderspezifische EFs. Für Deutschland sind diese für alle 3 betrachteten Stickstoffspezies verfügbar. Tier 3 berücksichtigt noch spezifischere EFs, z. B. pro Region. Innerhalb Deutschlands gibt es Tier 3 Emissionsfaktoren für Lachgas und Nitrat. Da Ammoniakemissionen hauptsächlich von der

Applikationstechnik und weniger von Boden- und Klimabedingungen beeinflusst werden, gibt es hier keine regionalspezifischen EFs. In Kapitel 1.3.2.2 sind die verwendeten Emissionsfaktoren für Lachgas, Ammoniak und Nitrat im Einzelnen aufgeführt.

1.2 Zieldefinition

Ziele dieser LCA sind eine Quantifizierung der Umweltbelastung beim Rohstoffpflanzenanbau an mehreren Standorten in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung von gemessenen Lachgas- (N₂O) und Ammoniak- (NH₃) Emissionen beim Einsatz von Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS) sowie einfach und doppelinhibiertem AS-HS. Insbesondere ist auch interessant, ob die Maßnahme Rebound-Effekte im Stickstoffkreislauf auslöst, d.h. der Ausstoß einer N-Spezies verringert, jedoch dadurch die Emission einer anderen erhöht wird oder aber ob die Emissionen nur zeitverzögert auftreten. Hierfür wird auch Nitrat (NO₃-) an einem Standort gemessen. Die Ergebnisse sollen die bereits empfohlenen Maßnahmen des Inhibitoreinsatzes bei der Mineral-N-Düngung im deutschen Pflanzenanbau beurteilen.

Die ökologische Bilanz soll die folgenden Fragen beantworten:

- bzgl. erwünschter, direkter Wirkung:
 - Wirken die Inhibitoren bzw. deren Kombination überall gleich?
- bzgl. erwünschter, indirekter Wirkung:
 - Wie wirken sich die Inhibitoren auf die Nitratauswaschung aus?
 - Bewirken die Inhibitoren innerhalb einer Fruchtfolge eine Nettoerhöhung oder nur eine Verschiebung der Emissionen?
- bzgl. unerwünschter, indirekter Wirkung:
 - Wirken sich die Inhibitoren toxisch auf Nicht-Zielorganismen?

Der Lebensweg unserer LCA umschließt alle Produktionsschritte, die nötig sind, um das Produkt zu kreieren, bis es den Betrieb verlässt (sog. Hofortbilanz oder cradle to gate, s. Abbildung 1-2). Die funktionelle Einheit ist 1 Hektar Anbaufläche pro Jahr. Die geografische Systemgrenze ist Deutschland inkl. der hier geltenden rechtlichen Bestimmungen im Landbau. Ausnahme stellen einige Hintergrundprozesse zur Bereitstellung von Betriebsmitteln dar, welche teilweise in anderen Ländern liegen können. Die zeitliche Systemgrenze der Einzelernte wird von Ernte bis Ernte gewählt, sodass der erste Tag nach Ernte der Vorfrucht bereits zum Bilanzjahr zählt. In Nossen und am Ihinger Hof wurden vor Silomais Zwischenfrüchte angebaut, welche nicht in die LCA miteinbezogen wurden, um eine standortübergreifende Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

In Win-N wird eine dreigliedrige Fruchtfolge betrachtet, wobei die auf dem Feld verbleibenden Erntereste den folgenden Fruchtfolgegliedern zur Verfügung stehen (s. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**4). Die Systemgrenze der Fruchtfolge beginnt mit der ersten Bodenbearbeitung und endet einen Tag vor der ersten Bodenbearbeitung der nächsten Fruchtfolge.

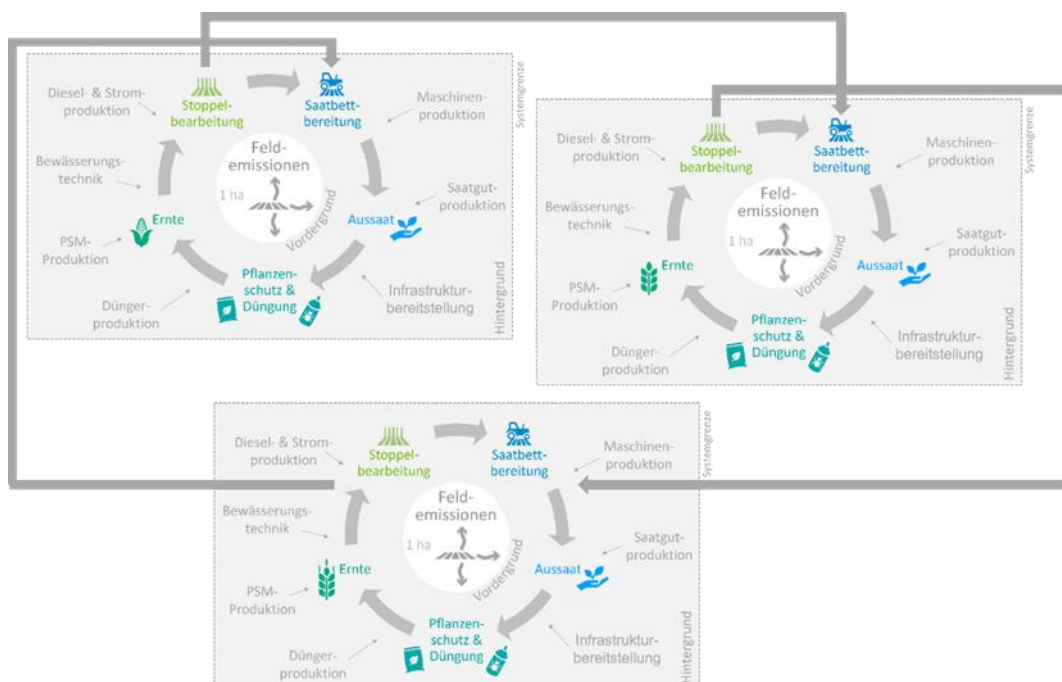


Abbildung 1-4: Fruchtfolge. Quelle: Eigene Darstellung.

Die Kohlenstoffspeicherung wird hier nicht betrachtet. Da in Win-N nur ein mineralischer Dünger betrachtet wird, kann davon ausgegangen werden, dass sich das Kohlenstoffniveau des Bodens über die gesamte Fruchtfolge nicht ändert. An einzelnen Standorten fanden Phosphor-, Kaliumdüngung bzw. Kalkung statt. Es wird angenommen, dass sich diese innerhalb der Fruchtfolge vollständig auflösen. Da es sich bei der nur in einem Jahr vorgenommenen Kalkung um eine Vorratsdüngung handelt, wurden die einmaligen Gaben auf alle drei Versuchsjahre aufgeteilt und eine gleichmäßige Ausschüttung vorausgesetzt. Die Kalkung hat keinen Einfluss auf die Stickstoffemissionen, jedoch auf CO₂-Emissionen, welche hier aber nicht gesondert betrachtet werden (Edwards et al., 2019).

1.3 Sachbilanz

Die Produktsysteme sind ausgehend vom Versuchsaufbau auf Standortebene modelliert (siehe Tabelle 1-1) und werden später standortübergreifend verglichen werden. Zu Grunde liegt eine dreigliedrige Fruchtfolge bestehend aus den Feldfrüchten Silomais (SM), Winterweizen (WW) und Wintergerste (WG).

Tabelle 5-1: Versuchsaufbau.

Standort	Cunnersdorf	Dedelow-Naugarten	Merbitz	Ihinger Hof	Nossen	Nossen	Nossen
Boden					Döbeln	Niederbobritsch	Sprotta
Bezeichnung	CUN	DED	MLU	IHO	NOS-Döb	NOS-Nie	NOS-Spr
2020-21 (1VJ)	SM	SM	SM	SM	WG	WG	WG
2021-22 (2VJ)	WW	WW	WW	WW	SM	SM	SM
2022-23 (3VJ)	WG	WG	WG	WG	WW	WW	WW

Die Modellierung erfolgte in openLCA 2.0.0 mit der LCI-Datenbank ecoinvent 3.9.1 Cut-Off. Eine exemplarische Darstellung ist in Abbildung 1-5 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zu sehen. Das Hauptprodukt trägt stets den gleichen Namen wie das Produktsystem, die zugehörigen Erntereste sind als solche gekennzeichnet. In der Abbildung wird ersichtlich, dass alle drei Versuchsjahre über die Ernterückstände miteinander verbunden sind. Versuchsjahr 1 und Versuchsjahr 2 wurden hier aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht detailliert dargestellt.

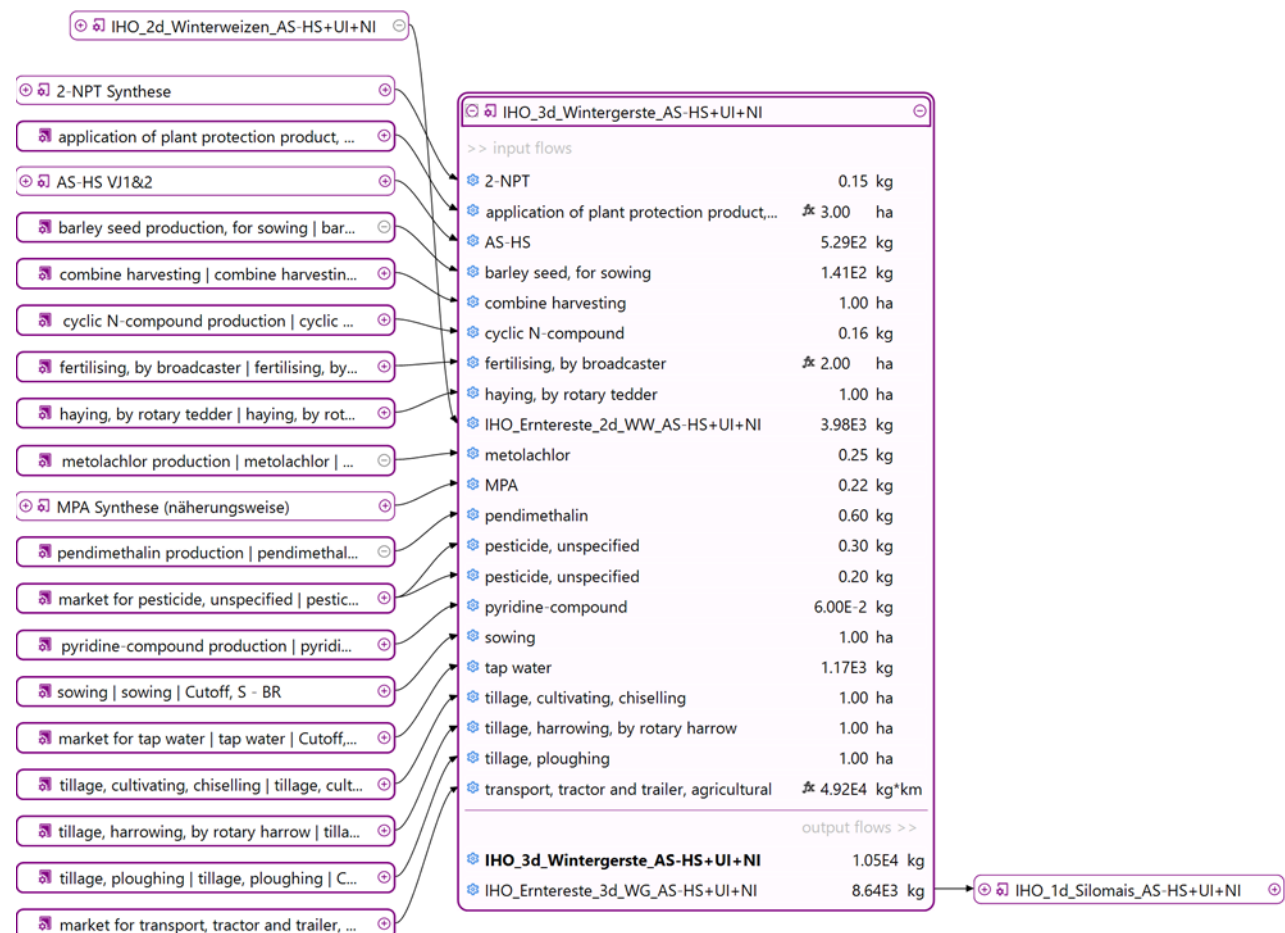


Abbildung 1-5: Exemplarische Darstellung der Modellierung der Win-N-Produktsysteme am Beispiel IHO WG AS HS+UI+NI.

1.3.1 Inputs

Managementdaten, Dünge - und Saatmengen, eingesetzte Pflanzenschutzmittel und ggf. zusätzliche Düngemittel wurden den Versuchsdokumentationen der Standorte entnommen (siehe Tabelle 1-2 und 1-3).

Tabelle 1-2: Inputs und Outputs der Standorte CUN, DED, IHO und MLU.

	Einheit	CUN			DED			IHO			MLU		
		SM	WW	WG	SM	WW	WG	SM	WW	WG	SM	WW	WG
<i>Inputs</i>													
Saatgut	kg/ha	26	122	118	26	118	105	26	141	136	26	108	120
PSM-Wirkmenge	kg/ha	0,88	2,02	1,47	0,46	0,55	0,25	0,14	1,59	1,57	0,88	1,40	1,88
Verdünnungswasser	l/ha	675	1788	2183	1197	1475	527	465	4058	1100	675	976	1563
AS-HS	kg/ha	394	666,6	558,6	606	596,91	606	530	667	529	364	440	436,97
2-NPT	kg/ha	0,09	0,15	0,13	0,14	0,13	0,14	0,12	0,15	0,12	0,08	0,10	0,10
MPA	kg/ha	0,13	0,22	0,18	0,20	0,20	0,20	0,17	0,22	0,17	0,12	0,15	0,14
Folicin Beta	kg/ha		0,8										
Folicin Kupfer	kg/ha		0,2										
Folicin Mangan	kg/ha		0,4										
Kalk	kg/ha						650,7						
<i>Outputs</i>													
Ertrag b	dt/ha	195,51	98,40	114,99	204,25	63,55	72,73	231,73	111,90	105,32	211,36	65,16	102,56
Ertrag c	dt/ha	195,51	98,40	114,99	204,25	63,55	72,73	231,73	111,90	105,32	211,36	65,16	102,56
Ertrag d	dt/ha	195,51	98,40	114,99	204,25	63,55	72,73	231,73	111,90	105,32	211,36	65,16	102,56
Stroh b	dt/ha	-	18,25	31,67	-	N/A	N/A	-	35,70	31,70	-	31,23	74,09
Stroh c	dt/ha	-	18,25	31,67	-	N/A	N/A	-	35,70	31,70	-	31,23	74,09
Stroh d	dt/ha	-	18,25	31,67	-	N/A	N/A	-	35,70	31,70	-	31,23	74,09
Wurzel b	dt/ha	30,11	26,81	47,23	N/A	N/A	N/A	35,69	35,86	44,69	32,55	22,72	66,41
Wurzel c	dt/ha	30,11	26,81	47,23	N/A	N/A	N/A	35,69	35,86	44,69	32,55	22,72	66,41
Wurzel d	dt/ha	30,11	26,81	47,23	N/A	N/A	N/A	35,69	35,86	44,69	32,55	22,72	66,41

Tabelle 1-3: Inputs und Outputs des Standortes NOS.

	Einheit	NOS-Döb			NOS-Nie			NOS-Spr		
		WG	SM	WW	WG	SM	WW	WG	SM	WW
<i>Inputs</i>										
Saatgut	kg/ha	142	33	165	142	33	165	130	33	165
PSM-Wirkmenge	kg/ha	2,36	1,58	0,72	2,34	1,58	0,96	2,34	1,58	0,96
Verdünnungswasser	l/ha	1126	750	1197	1126	750	5418	1126	750	5418
AS-HS	kg/ha	334	364	440,2	334	364	440,2	334	364	440,2
2-NPT	kg/ha	0,08	0,08	0,10	0,08	0,08	0,10	0,08	0,08	0,10
MPA	kg/ha	0,11	0,12	0,15	0,11	0,12	0,15	0,11	0,12	0,15
K60	kg/ha	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Superphosphat	kg/ha	30	30	30	30	30	30	30	30	30
<i>Outputs</i>										
Ertrag b	dt/ha	60,58	108,21	72,18	57,02	138,17	67,23	20,15	102,84	47,52
Ertrag c	dt/ha	60,58	108,21	72,18	57,02	138,17	67,23	20,15	102,84	47,52
Ertrag d	dt/ha	60,58	108,21	72,18	57,02	138,17	67,23	20,15	102,84	47,52
Stroh b	dt/ha	20,31	-	28,87	20,71	-	26,89	10,37	-	19,01
Stroh c	dt/ha	20,31	-	28,87	20,71	-	26,89	10,37	-	19,01
Stroh d	dt/ha	20,31	-	28,87	20,71	-	26,89	10,37	-	19,01
Wurzel b	dt/ha	26,33	0,18	23,32	25,23	0,21	21,66	10,36	0,75	14,92
Wurzel c	dt/ha	26,33	0,18	23,32	25,23	0,21	21,66	10,36	0,75	14,92
Wurzel d	dt/ha	26,33	0,18	23,32	25,23	0,21	21,66	10,36	0,75	14,92

1.3.1.1 Düngemittel

Ammoniumsulfat-Harnstoff ist nicht in der verwendeten Datenbank hinterlegt und musste somit händisch modelliert werden (s. Abbildung 1-6 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Der modellierte AS-HS basiert auf einem online verfügbaren Patent der SKWP (DPMA, Aktenzeichen DE: 101 33 935.6). Die Zusammensetzung von AS-HS änderte sich im dritten Versuchsjahr von ursprünglich 47:53 auf 43:57. Die Modellierung ändert sich entsprechend insofern, als dass statt 52,89 kg Urea 56,89 kg und statt 21,26 kg Ammoniumsulfat 17,26 kg eingesetzt wurden.

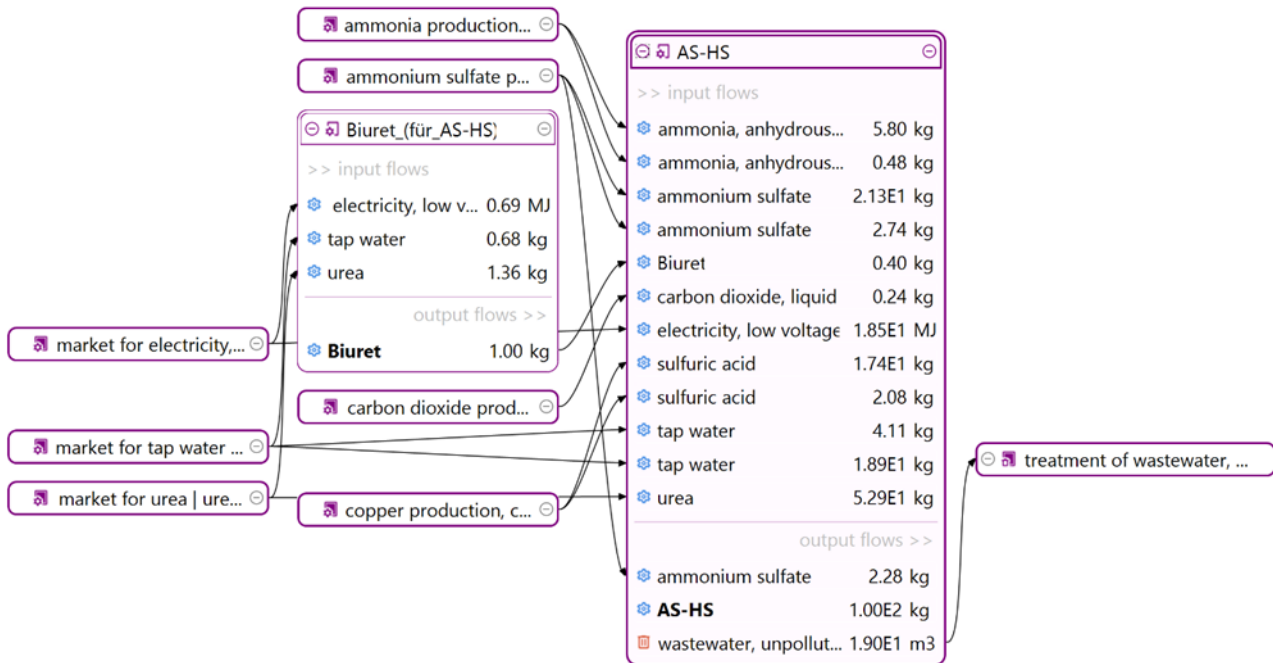


Abbildung 1-6: Modellierung Ammoniumsulfat-Harnstoff für erstes und zweites Versuchsjahr.

Wie bereits erwähnt, wurde die Ausbringung von Kalk im 3. Versuchsjahr in Dedelow auf alle 3 Jahre aufgeteilt.

1.3.1.2 Inhibitoren

Die Inhibitoren 2-NPT und MPA sind nicht in der LCA-Datenbank ecoinvent 3.9.1 hinterlegt, daher mussten sie händisch modelliert (2-NPT) bzw. anhand der Edukte abgeschätzt (MPA) werden. Aus Gründen der Wahrung von Geschäftsgeheimnissen darf die genaue Zusammensetzung des inhibierten Ammoniumsulfat-Harnstoffs nicht bekanntgegeben werden, deshalb wurden die Mengen des Urease- und Nitrifikationsinhibitors als mittlere Empfehlung der Düngemittelverordnung (DüMV2012, S. 65 Tab. 2) festgesetzt. 2-NPT wird als 0,1 % der Carbamid-N-Menge im aufgebrauchten Dünger festgelegt, MPA als 0,1 % des gesamten Ammonium-, Carbamid und Cyanamidstickstoffs. Da für 2-NPT Patente einsehbar waren, konnte die Synthese nachgebaut werden (s. Abbildung 1-7). MPA dagegen konnte auf Grund fehlender Informationen nur näherungsweise als Verbindung aus Diazol, Dimethylcarbonat und Dimethylacetamid modelliert werden (s. Abbildung 1-8).

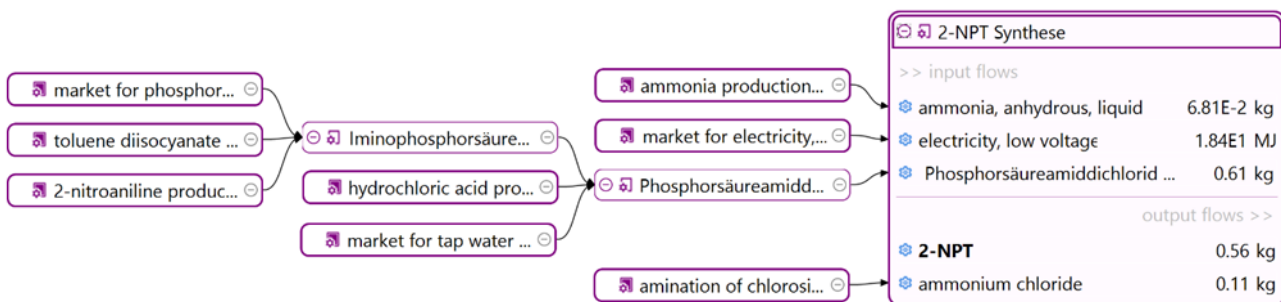


Abbildung 1-7: Modelliertes 2-NPT.

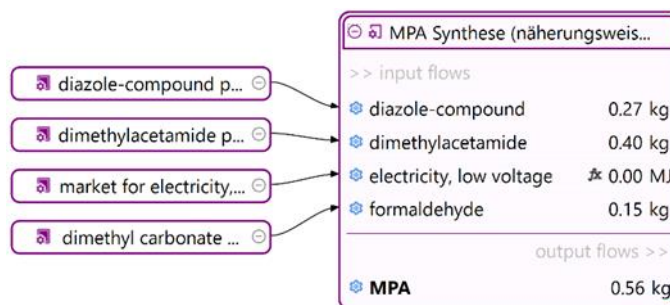


Abbildung 1-8: Modelliertes MPA

1.3.1.3 Pflanzenschutzmittel

Die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln wurde von den Projektpartnern genau dokumentiert, in der LCI-Datenbank stehen die formulierten Endprodukte jedoch nicht zur Verfügung, die Wirkstoffe sind nur als Elementarflüsse (Emissionen), nicht als Produktflüsse enthalten. Aus diesem Grund wurden chemische

Verbindungen mit ähnlichen Eigenschaften als Näherung gewählt (Quelle: Anonym TFZ). Diese wurden entsprechend ihrer Anteile am Endprodukt den Win-N-Produktsystemen als Inputs hinzugefügt. Da jedes PSM eine spezifische, häufig sogar auf die Feldfrucht abgestimmte Menge Verdünnungswasser benötigt, wurde auch dieses in die Modellierung mitaufgenommen.

1.3.1.4 Mechanisierung

Da die auf Versuchsfeldern eingesetzten Maschinen häufig nicht repräsentativ für die reale Landwirtschaft sind, mussten Mechanisierungskonzepte für die Standorte erstellt werden (siehe Tabelle 1-4). Es wurde hierfür zurückgegriffen auf das Projekt RekoRT (2022, S.128 ff.), in welchem bundeslandtypische Betriebe inkl. durchschnittlicher Betriebsgröße, Schlaggröße, Hof-Feld-Entfernung und Mechanisierungsleistung ermittelt wurden. Diese Betriebscluster wurden für die Versuchsstandorte in Win-N übernommen. Des Weiteren wurden typische Maschinengrößen für die Arbeitsgänge Pflanzenschutzmittelapplikation, Aussaat, Grubbern, Pflügen und Mähdrusch recherchiert (TopAgrar, AgrarHeute, Wikipedia, LU-Web). Lediglich für IHO wurden für Aussaat und PSM-Applikation kleinere Maschinen gewählt, da diese Region durch kleinere Schläge und einen niedrigeren Mechanisierungsgrad geprägt ist. Eine Sensitivitätsanalyse ergab, dass eine kleinere Sämaschine die Gesamtkosten um max. 1,23 % erhöht, eine kleinere Pflanzenschutzspritze max. 0,13 %. In keiner Variante über die drei Versuchsjahre wurde die Wirtschaftlichkeit des Anbaus damit in Frage gestellt. Die Unterschiede sind also sehr gering. Da für die restlichen Maschinen sowieso nur sehr spärliche Informationen zur Verfügung standen, wurden diese für alle Standorte gleich gewählt.

Der Bodenwiderstand wurde anhand der Bodenklassifizierung nach dem Tongehalt ermittelt. Leichter Boden hat demnach < 12 % Tongehalt, mittlerer Boden < 25 %, schwerer Boden \geq 25 %. Die standortspezifischen Mechanisierungsdaten sind in folgender Tabelle zusammengestellt:

Tabelle 1-4: Verwendete Mechanisierungskonzepte nach Standort.

Standort	CUN	DED	IHO	MLU	NOS
Bundesland	Sachsen	Brandenburg	Baden-Württemberg	Sachsen-Anhalt	Sachsen
Betriebsgröße [ha]	139	247	35	270	139
Bodenwiderstand	leicht	leicht	schwer	mittel	Döbeln: mittel Niederbobritzsch: mittel Sprotta: leicht
Schlaggröße [ha]	40	40	2	40	40
Entfernung Hof-Feld [km]	4	4	2	4	4
Mechanisierung [kW]	200	200	102	200	200
PSM-Applikation [m]	30 (gezogen)	30 (gezogen)	15 (angebaut)	30 (gezogen)	30 (gezogen)
Aussaat	WW, WG: 6 m; SM: 8-reihig	WW, WG: 6 m; SM: 8-reihig	WW, WG: 3 m; SM: 4-reihig	WW, WG: 6 m; SM: 8-reihig	WW, WG: 6 m; SM: 8-reihig
Pflügen	2 m, 4- oder 5-scharig	2 m, 4- oder 5-scharig	2 m, 4- oder 5-scharig	2 m, 4- oder 5-scharig	2 m, 4- oder 5-scharig
Grubbern	3 m, mehrbalkig, Spitz- oder Flügelschare	3 m, mehrbalkig, Spitz- oder Flügelschare	3 m, mehrbalkig, Spitz- oder Flügelschare	3 m, mehrbalkig, Spitz- oder Flügelschare	3 m, mehrbalkig, Spitz- oder Flügelschare
Mähdrusch [m]	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4

Die ökonomischen Daten wurden dem Feldarbeitsrechner der KTBL entnommen. Nicht immer waren Arbeitsgänge mit exakt dieser Mechanisierung verfügbar. Falls der Mechanisierungsgrad sehr stark abwich, wurde die nächstniedrigere verfügbare Stufe gewählt; in diesem Fall hatte die Übereinstimmung der Arbeitsbreiten Priorität.

1.3.2 Outputs

Outputs umfassen Erträge, Ernterückstände und Emissionen resultierend aus Pflanzenbau, verwendeten Pflanzenschutzmitteln und Inhibitoren.

1.3.2.1 Erträge

Die blockweise erhobenen Erträge wurden mit einer ANOVA auf signifikante Verschiedenheit zwischen den Varianten untersucht. Konnte diese nicht festgestellt werden, wurden die Ergebnisse der betreffenden Varianten gemittelt. Dies traf auf alle Varianten zu (siehe Abbildung 1-9). An den Standorten DED (on-Fam Versuch) und NOS (Lysimeterversuche) gab es keine Wiederholungen, hier wurden alle verfügbaren Erträge bzw. Erntereste gemittelt, da davon auszugehen ist, dass auch hier keine signifikanten Unterschiede bestehen, und um einer Überinterpretation der Wirkung auf die Erträge vorzubeugen. Dies hat zur Folge, dass auch die Erntereste der betreffenden Varianten gemittelt wurden. Die Ernterückstände verbleiben auf dem Feld und damit im System. Eine Allokation ist also nicht nötig, jedoch wurden sie als Nährstoff-Input für die nachfolgende Frucht modelliert. Ausnahme ist der Winterweizen im 2. Versuchsjahr in IHO. Das abgefahrene Stroh wurde

verkauft und steht der Folgefrucht nicht zur Verfügung, die zusätzlichen Einnahmen wurden auch bei der ökonomischen Betrachtung berücksichtigt. Hier wurde eine Allokation auf Basis der Stickstoffgehalte vorgenommen.

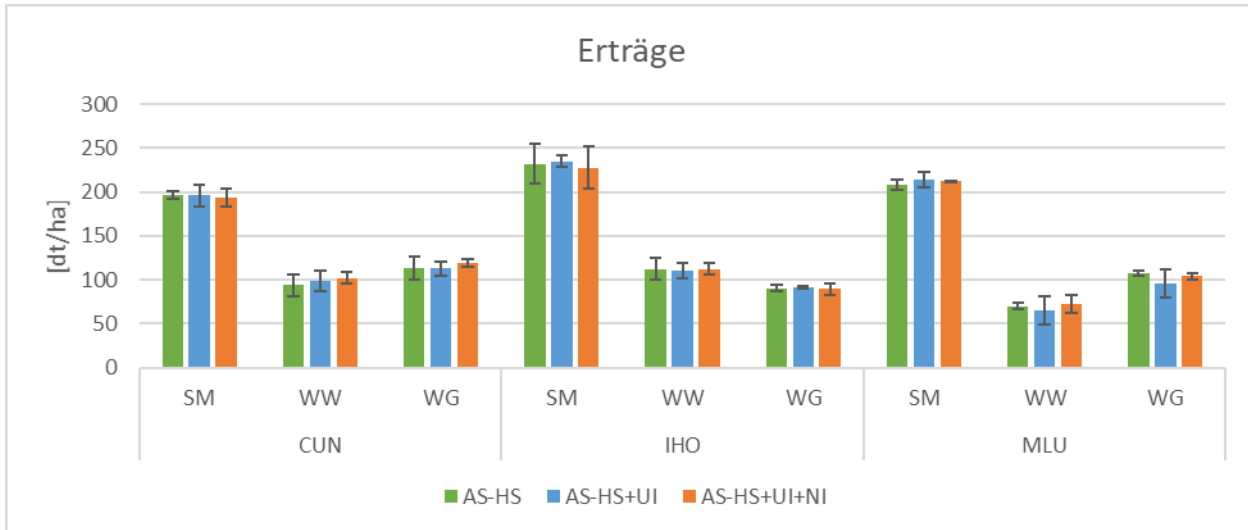


Abbildung 1-9: Erträge inkl. Standardabweichungen der Großparzellenversuche an den Standorten CUN, IHO und MLU pro Feldfrucht. Die Erträge unterscheiden sich zwischen den drei Varianten innerhalb einer Feldfrucht und eines Standorts nicht signifikant voneinander.

1.3.2.2 Feldemissionen

In der ökologischen Bewertung werden die düngerbürtigen Feldemissionen Ammoniak (NH₃), Lachgas (N₂O) und Nitrat (NH₃⁻) berücksichtigt.

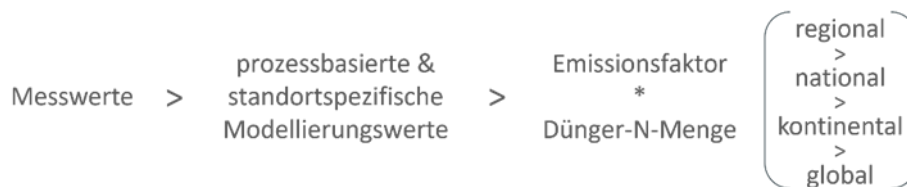


Abbildung 1-10: Priorisierung bei der Auswahl von Emissionsdaten.

Die Emissionen wurden auf vier verschiedene Arten ermittelt: Zum einen wurden die in den Versuchen gemessenen Emissionen verwendet (siehe Datenmanagement); dies entspricht einem standortspezifischen Ansatz und ist stets vorzuziehen (Abbildung 1-10). Jedoch können nicht immer Messwerte erhoben werden. In diesem Fall kann auch eine prozessbasierte, standortspezifische Modellierung erfolgen, um Werte zu ermitteln, die für die betrachteten Randbedingungen trotzdem robust sind. Eine dritte Möglichkeit ist, die Emissionen als Produkt aus eher generischen Emissionsfaktoren (s. Kap. 1.1) und der gedüngten Stickstoffmenge zu ermitteln. In Win-N wurden EFs auf regionaler (N₂O: Mathivanan et al., 2021; NO₃: Eysholdt et al., 2022), nationaler (N₂O: Mathivanan et al., 2021; NH₃: EMEP 2023; NO₃: Eysholdt et al., 2022) und globaler (PEF 2019 nach IPCC 2006) Ebene verwendet (siehe Tabelle 1-5). PEF ist zwar ein europäischer Standard, bedient sich jedoch der EFs des IPCC, welches wiederum globale EFs deklariert. Dabei gilt: je höher die räumliche Auflösung, desto geringer die Robustheit für ein spezifisches Produktsystem. Dies ist v.a. darin begründet, dass für die Ermittlung von EFs der betrachtete Raum inklusive seiner Boden- und Klimaeigenschaften gemittelt wird. Da die Höhe der Emissionen meist stark von diesen Variablen abhängt, sinkt die Unsicherheit der EFs mit feinerer Skalierung.

Tabelle 1-5: Verwendete Emissionsfaktoren bzw. gemessene Emissionswerte.

Auflösung	N ₂ O-N	Quelle	NH ₃ -N	Quelle	NO ₃ -N	Quelle
globale EFs	0,014	(direkt & indirekt), PEF 2019 Tier 1 (nach IPCC 2006)	0,100	PEF 2019 Tier 1 (nach IPCC 2006)	0,300	PEF 2019 Tier 1 (nach IPCC 2006)
nationale EFs	0,0062	direkt, Deutschland, Mathivanan et al. (2021)	0,118 (VJ 1&2) 0,121 (VJ 3)	EMEP (2023)	0,099	Deutschland, Eysholdt et al. (2022)

		direkt, Atlantic Central (IHO), Mathivanan et al. (2021)	0,079	Baden-Württemberg (IHO), Eysholdt et al. (2022)
regionale EFs	0,0072		0,051	Brandenburg (DED), Eysholdt et al. (2022)
		direkt, Continental North (CUN, MLU, DED, NOS), Mathivanan et al. (2021)	0,136	Sachsen (CUN, NOS), Eysholdt et al. (2022)
	0,0039		0,075	Sachsen-Anhalt (MLU), Eysholdt et al. (2022)
standortspezifische Werte	mittlerer Tagesfluss * 365 Tage	direkt, gemessen	negative Emissionen auf 0 gesetzt	gemessen (nicht NOS) Lysimeter gemessen (nur NOS)

Es sei angemerkt, dass die in den Versuchen ermittelten N₂O-Messwerte für die hier standortübergreifende bzw. -vergleichende Betrachtung auf einen einheitlichen Zeitraum (1 Jahr) normiert wurden, dafür wurde die mittlere Tagesflußrate aus den Messungen mit der Anzahl der Tage im Jahr (365) multipliziert. Das kann in Einzelfällen zu einer Abweichung der kumulierten Emissionen zwischen den in den Teilprojekten angegebenen und bei der standortübergreifenden Bewertung führen.

1.3.2.2.1 Ammoniak

Ammoniak ist ein Gas, welches durch die Aktivität von Urease beim Abbau von Harnstoff im Boden entsteht. Ammoniak wird unter sauren Bedingungen zu Ammonium (NH₄⁺) hydrolysiert, sodass die Art des Düngers bzw. der damit zusammenhängende unterschiedliche pH-Wert eine Rolle bei der Emissionsberechnung spielt.

Beim Product Environmental Footprint wird für Ammoniak zwischen organischen und mineralischen Düngern unterschieden. Letzteren wird ein Emissionsfaktor von 0,1 kg NH₃-N pro kg Dünger-N zugewiesen. Über das Verhältnis der Molmassen von Ammoniak zu dem darin enthaltenen Stickstoff (17/14) werden die Emissionen in 0,12 kg NH₃ pro kg Dünger-N umgerechnet.

Die Berechnung des nationalen Emissionsfaktors von Ammoniak beruht auf den vom EMEP 2023 veröffentlichten Werten von Ammoniumsulfat und Harnstoff, welche nach Anteil in AS-HS miteinander verrechnet wurden (siehe Tabelle 1-6 und 1-7), sowie auf der Einordnung des Bodens in hohe (> 7) oder normale (≤ 7) pH-Werte. Aus diesem Grund zieht eine Veränderung der Zusammensetzung im 3. Versuchsjahr (s. 1.3.1) eine Änderung des Emissionsfaktors nach sich.

Tabelle 1-6: Düngerspezifische Ammoniak-Emissionsfaktoren nach EMEP 2023.

Dünger	NH ₃ -EF [kg NH ₃ -N/kg N]
Ammoniumsulfat	0,069
Harnstoff	0,161

Tabelle 1-7: Berechnung der nationalen Emissionsfaktoren für Ammoniak.

	VJ 1&2	VJ 3
AS-Anteil [%]	47	43
HS-Anteil [%]	53	57
kombinierter EF [kg NH ₃ -N/kg N]	0,118	0,121
kombinierter EF [kg NH ₃ /kg N]	0,143	0,147

Die nationalen Emissionsfaktoren wurden auch für die regionale Bewertung herangezogen. Grund hierfür ist, dass keine regionalen Ammoniakemissionen verfügbar sind, außerdem sind die NH₃-EFs stärker applikationstechnik- und düngerabhängig als die N₂O-EFs.

1.3.2.2.2 Lachgas

Lachgasemissionen unterteilen sich in direkte und indirekte Emissionen. Direkte Emissionen entstehen unmittelbar auf dem Feld bei der Ausbringung von stickstoffhaltigen Düngern, durch Abbau organischen Materials im Boden und durch Ernterückstände. Indirekte N₂O-Emissionen entstehen im Stickstoffkreislauf aus Ammoniak, Stickoxiden sowie Nitrat. Direkte Emissionen können gemessen werden, indirekte N₂O-Emissionen lassen sich nur berechnen, da der Emissionsort nicht bekannt ist.

PEF gibt einen gesamten Emissionsfaktor für direkte und indirekte Lachgasemissionen an. Dieser beträgt 0,022 kg N₂O pro ausgebrachtem kg Dünger-N, was 0,014 kg N₂O-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N entspricht.

Mathivanan et al. (2021) geben einen nationalen Emissionsfaktor für Deutschland, welcher 0,0062 kg N₂O-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N beträgt. Über das Molgewichtsverhältnis (44/28) ergeben sich 0,0097 kg N₂O pro ausgebrachtem kg Dünger-N. Hier sind nur die direkten Lachgasemissionen enthalten. Dieser ist ein Mittelwert und folgt daher im Gegensatz zu PEF-Faktoren nicht dem Vorsorgeprinzip.

In der gleichen Studie werden auch regionale Emissionsfaktoren betrachtet. Deutschland wird hierfür in 4 Zonen eingeteilt, wobei drei der vier Standorte Teil der Zone Continental North mit einem EF von 0,0039 kg N₂O-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N sind, mit Ausnahme von IHO, welches in der Zone Atlantic Central liegt und einen EF von 0,0072 kg N₂O-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N hat.

1.3.2.2.3 Nitrat

Die Aufnahme von Stickstoff durch Pflanzen erfolgt vorwiegend in Form von Nitrat. Eine potenzielle Gefahr besteht jedoch durch übermäßige Düngung, insbesondere in Regionen mit leichteren Böden und mäßig bis starken Niederschlägen, da Nitrat dann ausgewaschen wird. In solchen Gebieten steigt das Risiko des Nitrataustrags mit dem Stickstoffüberschuss im Boden beträchtlich an. Wenn Nitrat erst einmal aus der Wurzelzone ausgespült wurde, gelangt es ins Grundwasser, welches zur Trinkwassernutzung gewonnen wird, dieses muss dann kostenintensiv aufbereitet werden. Des Weiteren kann Nitrat über Oberflächenabfluss oder Bodenerosion in Flüsse und Seen gelangen und dort eutrophierend wirken. Die durch Nitrat verursachte Bildung von Lachgas trägt zum indirekten Treibhauseffekt bei (s. Kap. 1.3.2.2.2). Aufgrund der beträchtlichen Menge an ausgetragenen Nitrat stellt dies nicht nur eine Umweltauswirkung dar, sondern bedeutet auch einen ökonomischen Verlust für die Landwirtschaft.

PEF gibt für alle Arten von Düngern einen EF von 0,3 kg NO₃⁻-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N, woraus sich über das Molgewichtsverhältnis (62/14) 1,33 kg NO₃⁻ pro ausgebrachtem kg Dünger-N ergeben.

Eysholdt et al. haben 2022 eine Studie veröffentlicht, die einen nationalen Nitrat-EF für Deutschland festlegt. Dieser liegt bei 0,099 kg NO₃⁻-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N.

In derselben Studie wurden bundeslandspezifische EFs für Nitrat angegeben. Für Baden-Württemberg (IHO) beträgt dieser 0,079 kg NO₃⁻-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N, für Brandenburg (DED) 0,051 kg NO₃⁻-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N, für Sachsen (CUN und NOS) liegt er mit 0,136 kg NO₃⁻-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N sehr hoch und für Sachsen-Anhalt (MLU) mit 0,075 kg NO₃⁻-N pro ausgebrachtem kg Dünger-N in etwa so hoch wie für Baden-Württemberg.

1.3.2.3 Pflanzenschutzmittel

Für die Modellierung der Emissionen der PSMs wurde der Glasgow-Ansatz nach Rosenbaum et al. (2015) verwendet, welcher die Wirkstoffe nach generischen Emissionsfaktoren den drei Umweltkompartimenten Luft (9%), Wasser (1%) und Boden (90%) zuordnet. Um die landwirtschaftliche Realität abzubilden, wurden möglichst die Kompartimente „air/low population density“, „water/surface water“ und „soil/agricultural“ gewählt. Sofern die spezifischen Wirkstoffe der PSMs nicht in der LCI-Datenbank vorhanden waren, wurde ein vom Agri-footprint 4.0 (Durlinger et al., 2017) vorgeschlagenes Substitut gewählt. In wenigen Fällen konnte gar keine Entsprechung gefunden werden oder nicht für alle Kompartimente. Da erstens PSMs hauptsächlich auf die Toxizitäts-WKs wirken, welche insgesamt noch nicht robust ist, und zweitens der Glasgow-Ansatz nur generischer Natur ist, ist dieser Umstand vernachlässigbar.

1.3.2.4 Inhibitoren

Auf Grund ihrer Verwandtschaft mit PSMs kann davon ausgegangen werden, dass Inhibitoren hauptsächlich auf die Wirkungskategorien Human- und Ökotoxizität wirken. Da die Inhibitoren jedoch mit dem granulierten Dünger aufgebracht werden - im Gegensatz zu PSMs, welche i.d.R. gesprüht werden - wird davon ausgegangen, dass das relevante Umweltkompartiment hauptsächlich der Boden ist. Die Inhibitoren sind nicht in der ecoinvent-Datenbank enthalten, jedoch stellt die Europäische Kommission auf der European Platform on LCA (2024) einen Ecotox-Explorer bereit, welcher Charakterisierungsfaktoren für viele chemische Verbindungen enthält, darunter auch 2-NPT. MPA ist leider nicht enthalten, somit wird hier wieder auf Grundlage der der Edukte abgeschätzt.

1.4 Wirkungsabschätzung

Im Folgenden sind die Ergebnisse aller Wirkungskategorien des EF 3.1 exemplarisch für die Variante IHO_3VJ_WG_AS-HS+UI+NI aufgeführt. Um zu entscheiden, welche WKs in der Auswertung genauer betrachtet werden sollen, wurde zwischen Vordergrund- und Hintergrundwirkungen unterschieden. Da die Hintergrundwirkung bei der Beurteilung der drei Varianten grundlegend konstant bleibt, sind zunächst nur die WKs von Bedeutung, an denen die Vordergrundwirkungen einen signifikanten Einfluss haben. Bei einer standortübergreifenden Beurteilung ändern sich allerdings die Hintergrundprozesse leicht, zum einen auf Grund unterschiedlichen PSM-Einsatzes und zum anderen auf Grund der unterschiedlichen Boden- und Mechanisierungscharakteristika (s. 1.3.1.4).

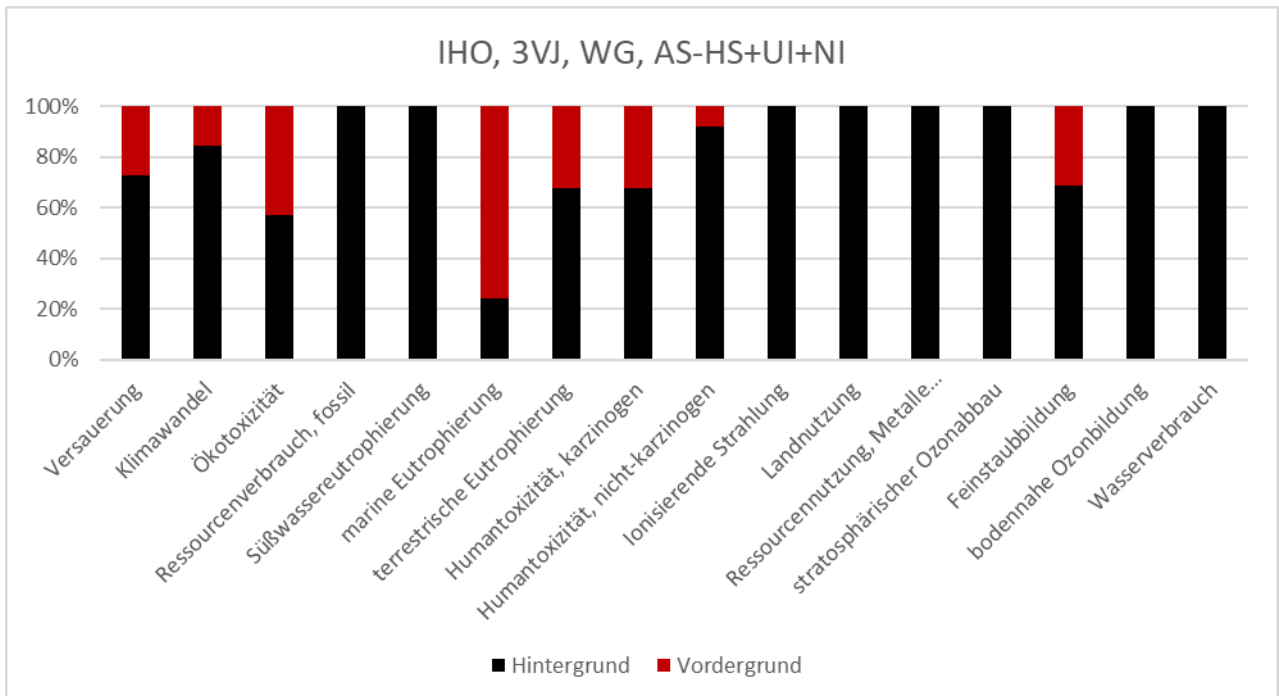


Abbildung 1-11: Ökobilanzergebnisse des Produktsystems IHO, 3VJ, WG, AS-HS+UI+NI aller Wirkungskategorien des EF 3.1, prozentual unterteilt in Vordergrund- und Hintergrundwirkungen.

Wie in Abbildung 1-11 zu sehen, haben Vordergrundaktivitäten in unserem Produktsystem einen signifikanten Einfluss auf Versauerung, Klimawandel, marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung sowie die drei Toxizitätskategorien. Da die Toxizitätsindikatoren jedoch noch nicht sehr robust sind, empfiehlt PEF die Verwendung bisher nicht uneingeschränkt. Ökotoxizität, Humantoxizität karzinogen sowie Humantoxizität nicht-karzinogen werden in einem gesonderten Kapitel behandelt.

1.5 Interpretation

Eine LCA analysiert, wie stark der Einfluss des Produktsystems auf die Umwelt ist. Um ein besseres Verständnis der Einflussfaktoren zu erhalten, kann es zusätzlich sinnvoll sein, die eingeflossenen Emissionen zu betrachten. Werden in der LCA mehrere Wirkungskategorien mit ihren jeweils unterschiedlichen Einheiten berücksichtigt, kann es zusätzlich sinnvoll sein, die Umwelt auch als ein ökologisches Ganzes zu betrachten (siehe Abbildung 1-12). Die ermittelten Wirkungsindikatoren wie z.B. Treibhauseffekt, Eutrophierung, etc. können dazu als sog. Single Score verrechnet werden, indem sie auf Grundlage von Expertenwissen normalisiert und gewichtet werden. Der EF 3.1 bietet solche Faktoren an (Normalisierung: JRC 2023; Gewichtung: JRC (2019)). Der Vorteil ist die gewährleistete Vergleichbarkeit und bessere Handhabung vieler einzelner Ergebnisse, allerdings sinkt natürlich der Informationsgehalt bei der Aggregation. Daher werden unterschiedliche Interpretationsansätze zu Rate gezogen.

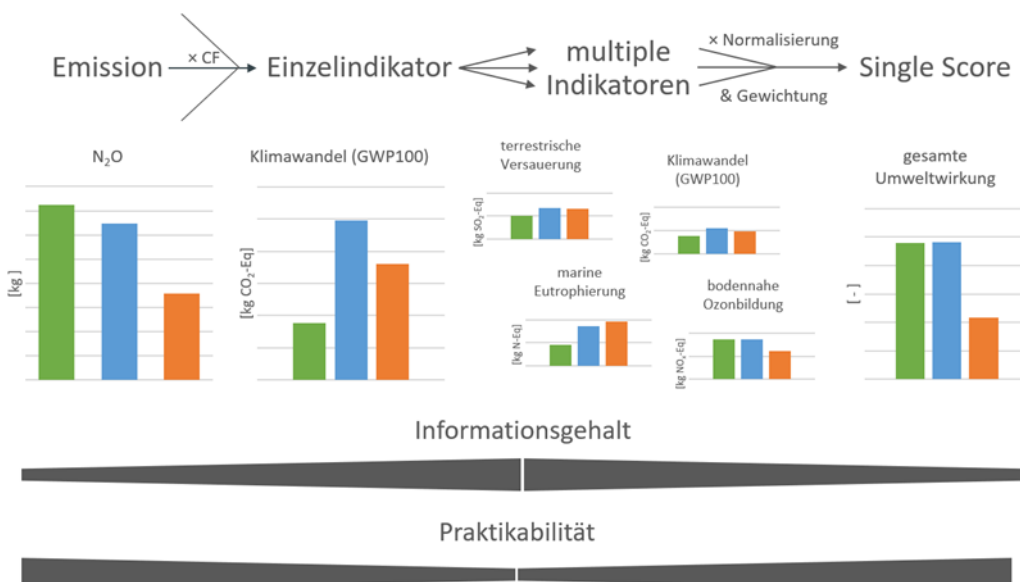


Abbildung 1-12: Betrachtungsebenen ökologischer Bilanzen. Quelle: Eigene Darstellung.

Da für Win-N nur die hier wichtigsten vier Wirkungskategorien betrachtet werden, ist in der Interpretation nicht der komplette Single Score abgebildet, sondern lediglich diese vier normalisierten und gewichteten Teilergebnisse (Single-N-Score). Dieses Vorgehen ist nicht PEF-konform, erleichtert hier aber die Betrachtung.

Bei der Interpretation der Ergebnisse ist außerdem zu beachten, dass die Doppelinhibierung zusätzlich zu einer potenziellen Einsparung von Feldemissionen einen Arbeitsgang inklusive der daraus resultierenden Emissionen einspart. Grund hierfür ist der Nitrifikationsinhibitor; die längere Stabilität des Düngers in Form von Ammonium ermöglicht es, zuvor aufgeteilte Düngergaben zusammenzufassen, da weniger Verlust durch Auswaschung befürchtet werden muss. Somit kann eine Feldüberfahrt gespart werden.

Die standortübergreifende Bewertung wird an Hand des gesamten Lebenszyklus vorgenommen, also cradle to gate (Hoftorbilanz). Der Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Werten erfolgt nur auf Basis der Vordergrundwirkungen, d. h. gate-to-gate.

1.5.1 Standortspezifische Bewertung

In Abbildung 1-13 wird zunächst deutlich, dass die Wirkungskategorien Versauerung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung des Produktsystems IHO_3d_AS-HS+UI+NI zu ungefähr gleichen Anteilen von Ammoniak beeinflusst werden (außerdem in verschwindend geringem Maße Ökotoxizität, marine Eutrophierung sowie Humantoxizität, nicht-karzinogen). Auf Grund dieser Gleichartigkeit wird folgend nur die Wirkungskategorie Versauerung im Detail beleuchtet. Klimawandelwirkungen des Vordergrunds stammen aus Lachgas, marine Eutrophierung (sowie gegen null gehend terrestrische Eutrophierung) kommt maßgeblich durch Nitrat zu Stande.

Des Weiteren sind die Umweltwirkungen von Pflanzenschutzmitteln und Inhibitoren abgebildet, für letztere allerdings nur die Wirkungen aus den Herstellungsprozessen, da die Wirkung der Anwendung mit ecoinvent noch nicht berechnet werden kann. Aus der Abbildung geht eindeutig hervor, dass die Wirkung der Inhibitoren um ein Vielfaches überschattet wird von der Wirkung der Pflanzenschutzmittel, bei welchen es sich ebenfalls um chemische Syntheseprodukte handelt. Eine Sensitivitätsanalyse ergab außerdem, dass weder 2-NPT noch MPA einen Einfluss von > 1 % auf eine der WKs des EF 3.1 hatten. Eine genaue Analyse der Wirkung von Inhibitoren mit Bezug zu PSMs erfolgt in Kapitel 1.6.

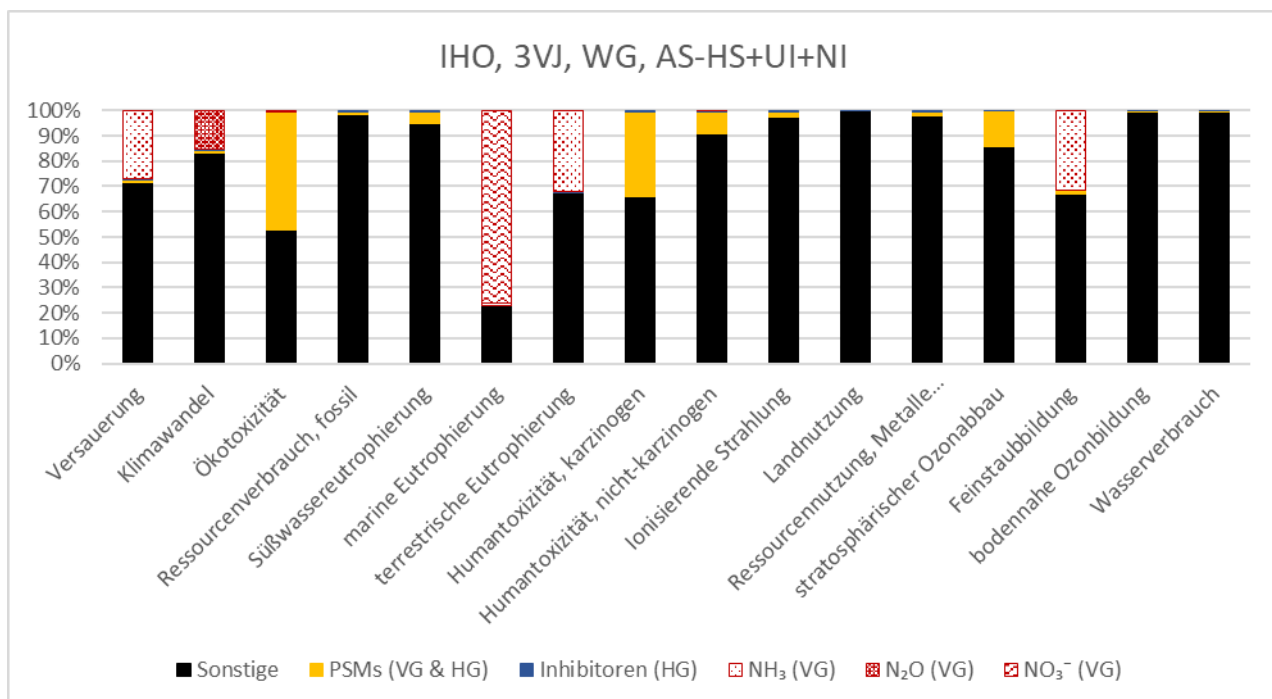


Abbildung 1-13: Ökobilanzergebnisse des Produktsystems IHO, 3VJ, WG, AS-HS+UI+NI aller WKs des EF 3.1, prozentual unterteilt in Wirkungen durch Pflanzenschutzmittel (gesamt), Inhibitoren (nur Hintergrund), Ammoniak, Lachgas, Nitrat (jeweils nur Vordergrund) sowie sonstigen Prozessen.

Zunächst soll die Frage beantwortet werden, ob die Inhibitoren grundsätzlich wirken und ob es Unterschiede zwischen den Standorten gibt. Im Folgenden sind alle betrachteten WKs abgebildet, jeweils mit den Standorten, an welchen Messwerte erhoben wurden, allen drei Versuchsjahren und jeweiligen Feldfrüchten und den drei Varianten AS-HS, AS-HS+UI, AS-HS+UI+NI. Ob die Inhibitoren überall gleich wirken, kann nur beantwortet werden, wenn die Wirkungen nicht nur pro Fläche (ha), sondern auch pro Ertragseinheit (dt) betrachtet werden, da die Produktion von Biomasse bzw. Korn das eigentliche Ziel der Landwirtschaft ist und hohe Düngergaben nicht nur hohe Emissionen, sondern auch hohe Erträge nach sich ziehen können, was vorteilhaft bzgl. der Flächenkonkurrenz wäre. Der Unterschied zwischen den Varianten innerhalb eines

Standorts und einer Feldfrucht bleibt bei der ertragsgebundenen Auswertung stets konstant, da die Erträge zwischen den Varianten nie signifikant voneinander verschieden waren. Zu den Standardabweichungen der Messungen kommen hier die Abweichungen der gemittelten Erträge hinzu. Da in DED ein On Farm Versuch ohne Messwiederholungen stattfand, existieren für diesen Standort generell keine Standardabweichungen. Zusätzlich ist jeweils abzulesen, welcher Teil der Wirkung durch die Vordergrund- und welcher durch die Hintergrundprozesse (s. Kap. 1.3) verursacht wird.

Die Wirkung auf die Ammoniak-relevanten Wirkungskategorien wie hier Versauerung ist grundsätzlich wie erwartet (siehe Abbildung 1-14). Wo Ammoniakemissionen gemessen wurden, führte der Ureaseinhibitor immer zu einer Reduktion der Umweltwirkung. Der zusätzliche Einsatz des Nitrifikationsinhibitors erzielte gemischte Ergebnisse. Er ließ die Wirkung meist wieder etwas steigen, teilweise sogar über das Referenzniveau hinaus, da eine Verzögerung der Nitrifikation zu länger verfügbarem Ammonium führt und so mehr Ammoniak zur Folge haben kann. Die Verschlechterung zeigt jedoch kein eindeutiges Muster; in CUN ist sie bedingt durch eine Verkettung verschiedener Faktoren (s. Methodendiskussion SKWP) und vermutlich ein Berechnungsartefakt. In IHO fällt die Wirkung der Doppelinhibierung sowohl in 2021 als auch 2022 sehr hoch aus, jedoch ist auch der Standardfehler der Ammoniakemissionen sehr hoch (siehe Abbildung 1-15), im 1. Versuchsjahr verschwinden die Effekte größtenteils in den Abweichungen. In MLU wurde auf Grund der hohen Kationenaustauschkapazität des Bodens die Nachweisgrenze für Ammoniak nicht erreicht. In DED gab es im ersten Versuchsjahr Messprobleme, sodass hier keine Emissionen vorliegen. In NOS wurde Ammoniak nicht gemessen, hier wurde der nationale Emissionsfaktor verwendet, daher wird NOS hier von der Bewertung ausgenommen. Terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung zeigen wie erwartet das gleiche Muster (nicht abgebildet), die höchste Wirkung liegt für erstere bei 237,5 mol N-Eq/ha, für letztere bei 0,00037 disease incidence/ha.

Ertragsbezogen gleichen sich die verschiedenen Wirkungsniveaus zwischen den Standorten etwas an. Auf Grund des niedrigen Ertrags in DED steigen die Ergebnisse hier im Verhältnis, für IHO wird folgerichtig der gegenteilige Effekt beobachtet.

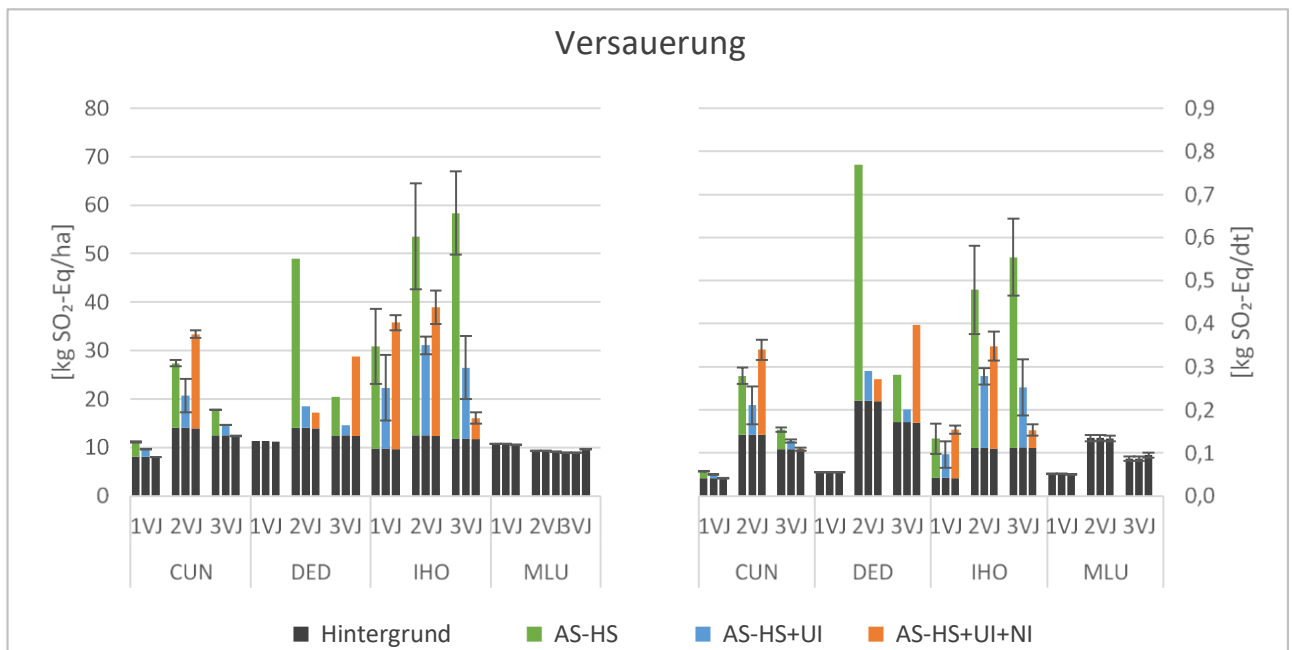


Abbildung 1-14: Umweltwirkungen der untersuchten Varianten für CUN, DED, IHO und MLU auf Versauerung, links pro Hektar, rechts pro Dezitonne.

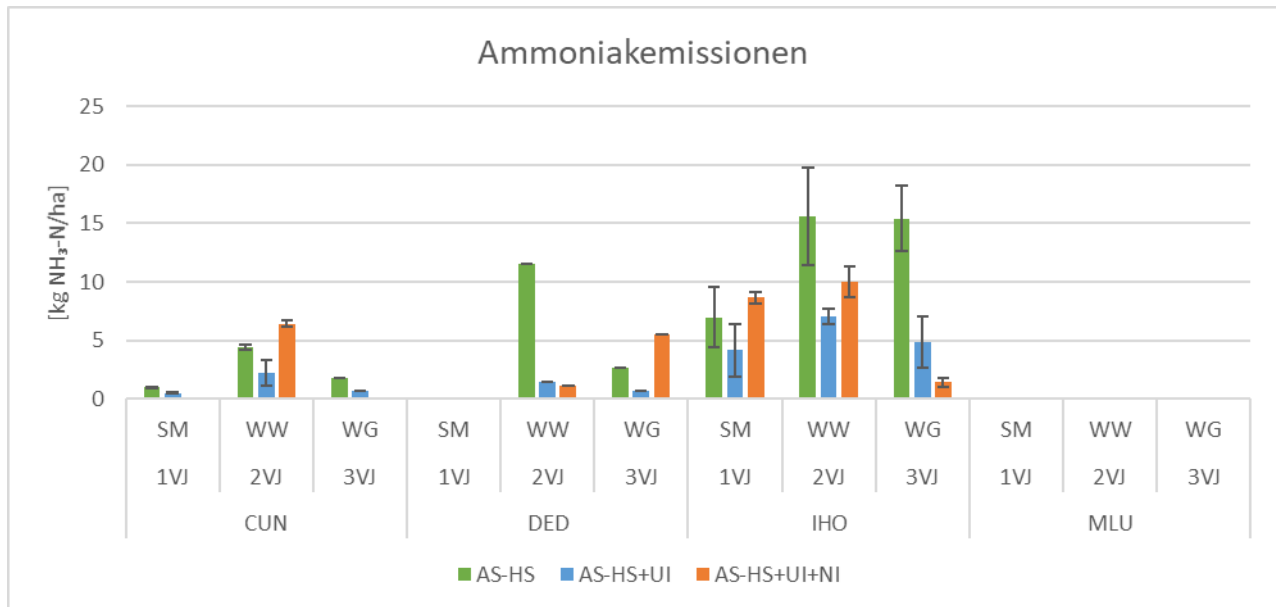


Abbildung 1-15: Ammoniakemissionen pro Hektar der untersuchten Varianten für CUN, DED, MLU und IHO.

Klimawandel (siehe Abbildung 1-16) wird in unserem Produktsystem aus dem Vordergrund v.a. direkt von Lachgas beeinflusst. Alle Standorte verzeichnen für das erste Versuchsjahr die höchsten Wirkungen, auf allen NOS-Böden wurde wegen eines verspäteten Messbeginns im ersten Versuchsjahr allerdings ein generischer EF verwendet. An den restlichen Standorten wurde in diesem Jahr Mais angebaut, die Witterung war an den Standorten DED und IHO im Vergleich zum langjährigen Mittel feucht und meist warm, im Gegensatz zu CUN, wo es verhältnismäßig kühl war. Die Witterung in MLU entsprach 2021 im Großen und Ganzen dem langjährigen Mittel. Die anderen beiden Versuchsjahre waren durch höhere Temperaturen und teilweise Trockenheit geprägt; die Lachgasverteilung über die Jahre ist daher vermutlich durch die Witterung bedingt (siehe Abbildung 1-17). Sowohl Einfach- als auch Doppelinhibierung hatten im Mittel fast immer einen positiven Einfluss auf die NH₃- und N₂O-Emissionen messbar waren. Lediglich in IHO gehen die Verschlechterungen durch AS-HS+UI+NI bzw. AS-HS+UI in den Standardabweichungen der Messungen unter, dies trifft jedoch auch auf einige positive Effekte zu, die Verschlechterungen in NOS-Nie im zweiten und dritten Jahr können hier nicht erklärt werden. Die insbesondere in IHO im ersten Versuchsjahr überdurchschnittlich hohen Klimawirkungen relativieren sich bei einer ertragsgebundenen Betrachtung. In IHO fand im dritten Versuchsjahr in der einfach-inhibierte Variante keine Messung statt, daher sind hier folgerichtig keine Vordergrundemissionen abgebildet. Insgesamt gleichen sich die ertragsgebundenen Wirkungen auf den Klimawandel zwischen den Standorten sehr stark an. In DED gingen die Lachgasemissionen im zweiten Versuchsjahr gegen null, die Verschlechterung durch den Ureaseinhibitor in MLU im gleichen Jahr geht auf die Wiedervernässung des ausgetrockneten Oberbodens nach einem Starkregenereignis zurück, die Doppelinhibierung konnte den Ausschlag jedoch abfangen. Die ertragsgebundene Betrachtung von NOS ist nicht robust, da die Versuchsfläche jeweils nur 1x1 m betrug.

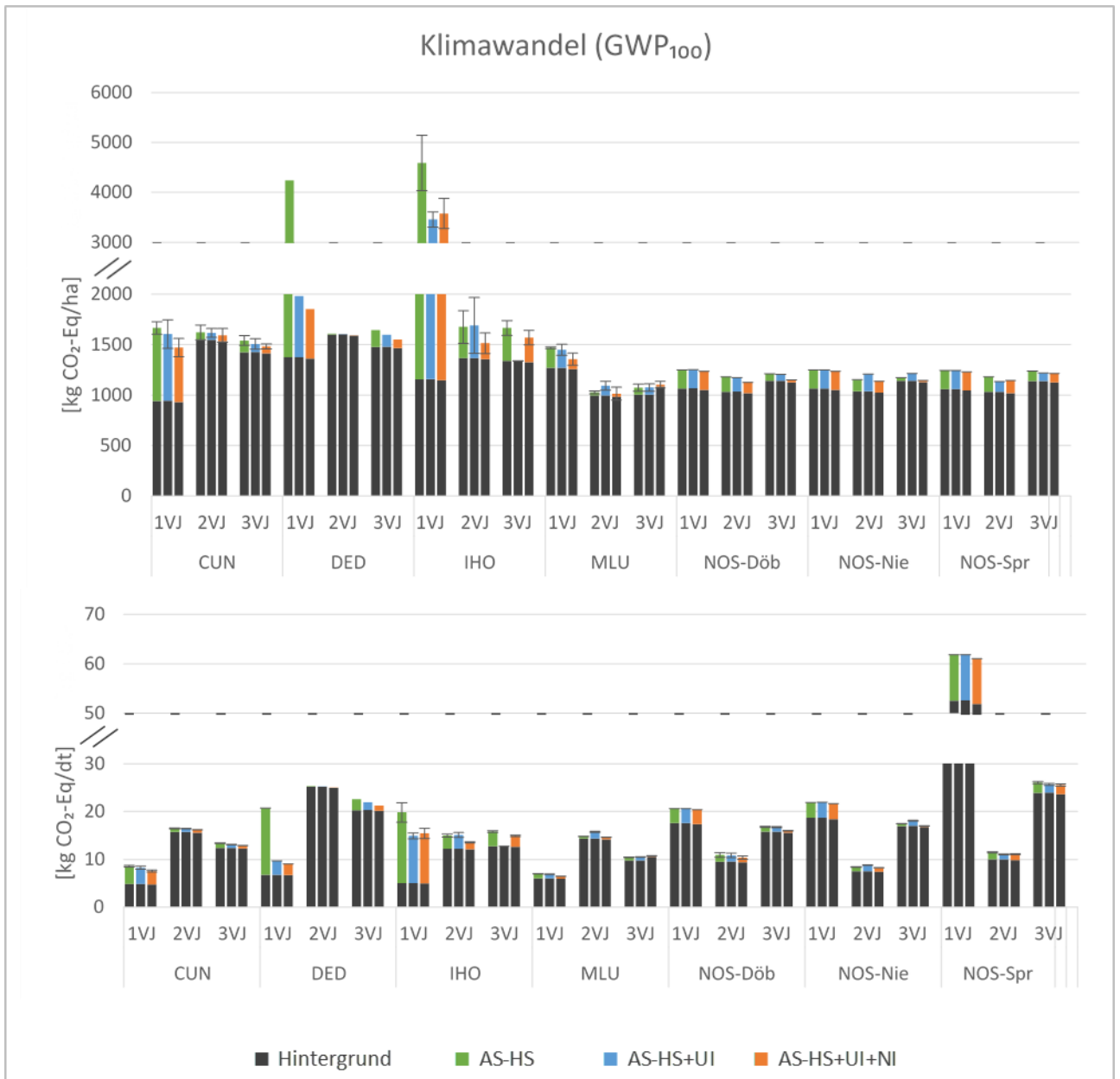


Abbildung 1-16: Umweltwirkungen der untersuchten Varianten an allen Win-N-Standorten auf den Klimawandel, oben pro Hektar mit Achsenunterbrechung von 2000 bis 3000 kg CO₂-Eq/ha, unten pro Dezitonne mit Achsenunterbrechung von 30 bis 50 kg CO₂-Eq/dt.

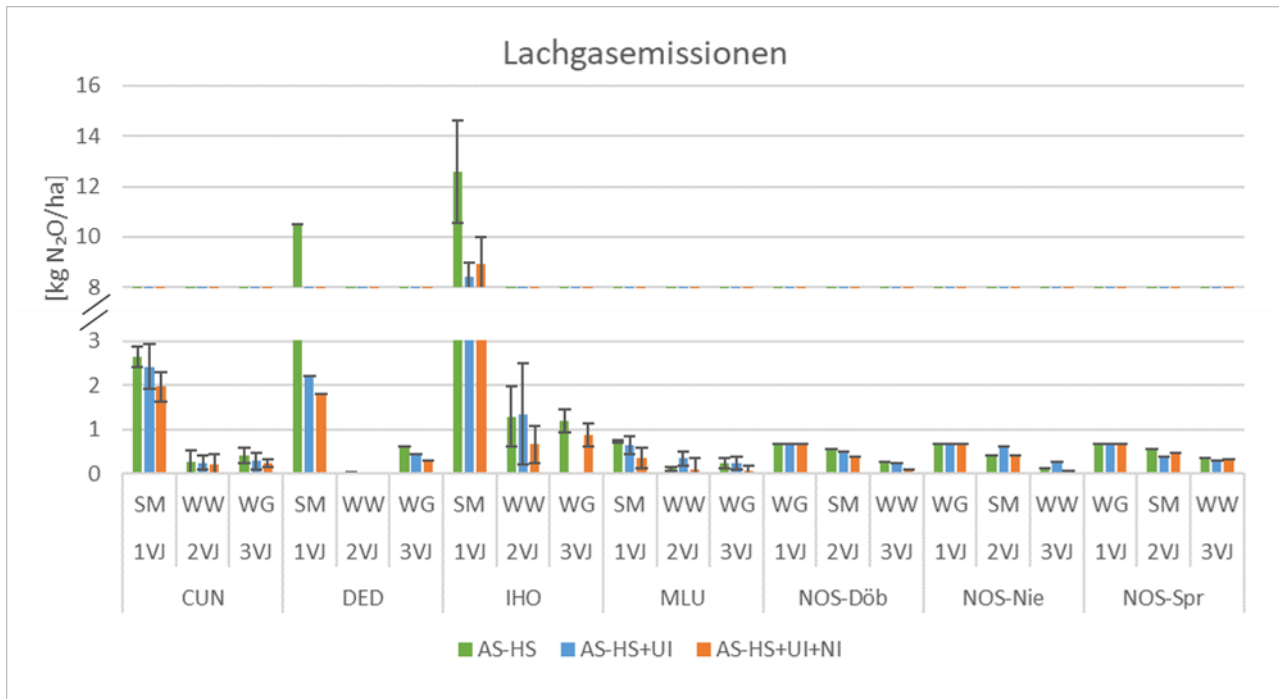


Abbildung 1-17: Lachgasemissionen pro Hektar der untersuchten Varianten an allen Win-N-Standorten mit Achsenunterbrechung von 3 bis 8 kg N₂O/ha.

Als letzte Umweltwirkungskategorie wird marine Eutrophierung betrachtet (siehe Abbildung 1-18). Diese wird überwiegend durch Nitratauswaschung verursacht. Wird die Nitrifikation gehemmt, ist weniger Nitrat verfügbar. Die Nitratauswaschung konnte nur in NOS gemessen werden, wobei für das erste Versuchsjahr auf Grund fehlender Daten ein EF verwendet wurde. Zwischen den verschiedenen Böden nimmt das Wirkungsniveau vom mittleren Döb sowie dem auch mittleren Nie zum leichten Spr zu, was zu erwarten ist, da je nach Bodenstruktur das Auswaschungsrisiko steigt. Während der Düngetermine war es verglichen mit dem 30jährigen Mittel im ersten Jahr etwas wärmer und trockener, im zweiten und dritten Versuchsjahr aber feuchter. Das dritte Versuchsjahr zeigt folgerichtig eine hohe Nitratauswaschung, insbesondere beim leichten Sprotta-Boden. Das rechte hohe Niveau beim Niederbobritsch im zweiten Versuchsjahr hat eine hohe Standardabweichung und ist daher nicht robust, ebenso wie der hohe Ausschlag der Doppelinhibierung beim Döbeln im dritten Versuchsjahr. Zur Wirkung der Inhibitoren auf die Nitratauswaschung kann keine robuste Aussage getroffen werden, da kein Muster erkennbar ist, teilweise ist auch die Standardabweichung zu hoch, um eine robuste Aussage zu treffen. Es ist jedoch auch keine Änderung der Nitratauswaschung zu erwarten, sofern die Erträge gleichbleiben. Die Nitratemissionen der doppeltinhibierten Variante könnten in den beiden feuchten Versuchsjahren sogar jene der nicht-inhibierten Variante übersteigen, was auf eine verzögerte Stickstofffreisetzung hindeuten würde; dies ist auf Grund der hohen Streuung schwierig zu beurteilen (siehe Abbildung 1-19). Zur ertragsgebundenen Betrachtung muss erwähnt werden, dass der auf 1 ha hochgerechnete Ertrag ggf. fehlerbehaftet ist, was die Streckung der Ausschläge erklärt, wo normalerweise eine Stauchung beobachtet werden kann. In Abbildung 1-27 wird eine robustere Auswertung durchgeführt, indem die Nitratemissionen über die ganze Fruchtfolge betrachtet und in einen Emissionsfaktor überführt werden.

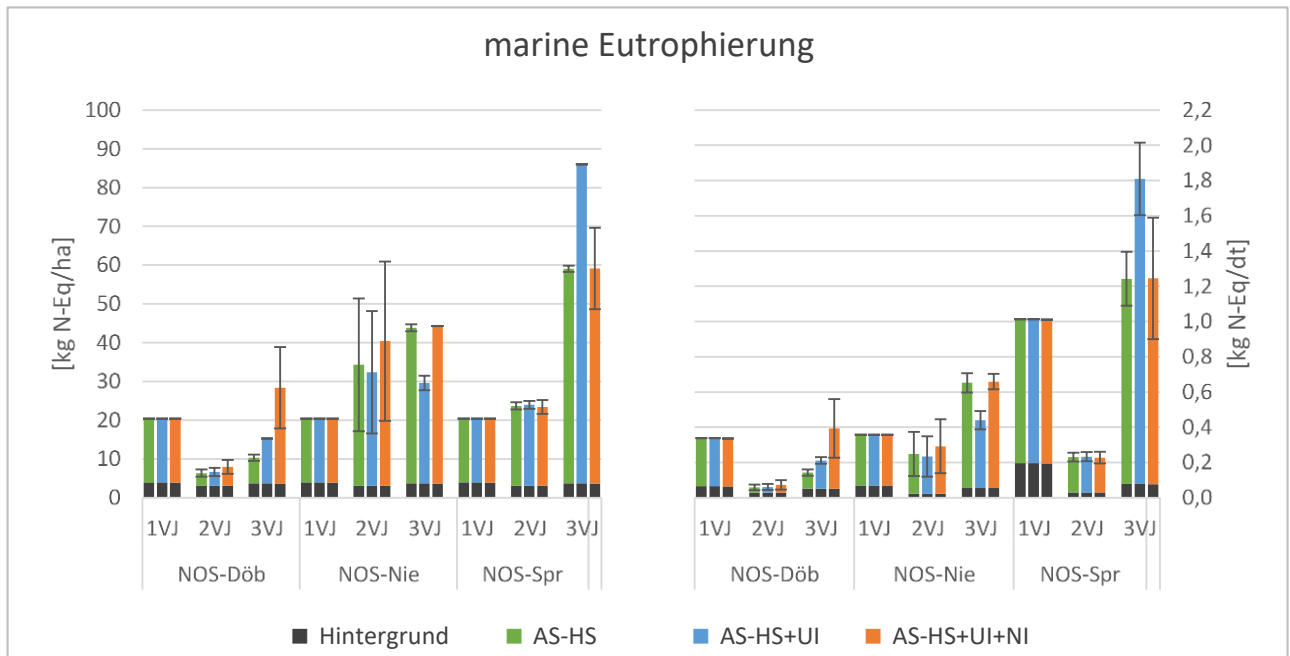


Abbildung 1-18: Umweltwirkungen der untersuchten Varianten für NOS-Döb, NOS-Nie und NOS-Spr auf marine Eutrophierung, links pro Hektar, rechts pro Dezitonne.

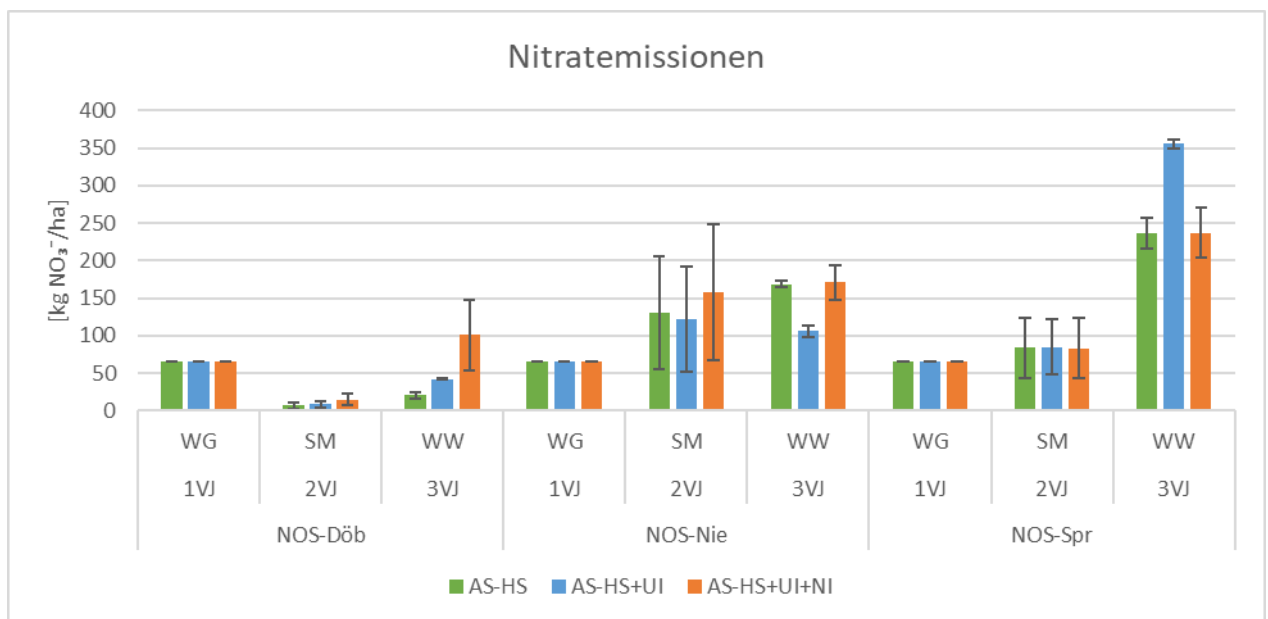


Abbildung 1-19: Nitratemissionen pro Hektar der untersuchten Varianten in NOS-Döb, NOS-Nie und NOS-Spr.

Nun soll geklärt werden, ob die Inhibitoren eine Netto-reduktion oder lediglich eine Verschiebung der Emissionen bewirken. Da die verschiedenen Stickstoffspezies auf unterschiedliche Wirkungskategorien wirken, und da unterschiedliche WKs verschieden wichtig in der Gesamtbetrachtung der Umwelt sind, bietet sich hier die Betrachtung der normalisierten und gewichteten Ergebnisse als Single-N-Score an. Dieser beinhaltet alle stickstoffrelevanten Umweltkategorien, die restlichen Kategorien sind nicht aufgeführt. Normalisierungs- und Gewichtungsfaktoren wurden vom JRC übernommen (siehe Kapitel 1.5). Die Scores sind somit nicht auf 100 % oder einen anderen gemeinsamen Nenner normiert. Des Weiteren wird im Folgenden die Fruchtfolge als Ganzes betrachtet, um größere Einflüsse von Wetter und angebaute Feldfrucht zu eliminieren. Die Betrachtung erfolgt stets sowohl flächen- als auch ertragsgebunden. Für die ertragsgebundene Betrachtung über die Fruchtfolge hinweg wird der Getreideeinheitenschlüssel (BMEL-Statistik 2024) verwendet. Dieser rechnet unterschiedliche landwirtschaftliche Erzeugnisse in eine gemeinsame Einheit um, basierend auf dem Energielieferungsvermögen, die die Verwendung dieses Produkts als Futtermittel hätte, unabhängig von der tatsächlich beabsichtigten Verwendung. Da in NOS insbesondere die Betrachtung des jährlich schwankenden Nitrats und somit die marine Eutrophierung interessant ist, wird hier nur eine Beurteilung über alle drei Versuchsjahre hinweg vorgenommen.

Im ersten Versuchsjahr (siehe Abbildung 1-20) kann keine Verschiebung der Emissionen festgestellt werden. Das für marine Eutrophierung relevante Nitrat stammt für CUN, DED, IHO und MLU aus den regionalen Emissionsfaktoren, wobei CUN mit 0,136 mit Abstand dem höchsten EF unterliegt, DED mit 0,051 dem

niedrigsten (siehe Tabelle 1-5). Insgesamt einflussreichste WK war an allen Standorten der Klimawandel, welcher von Lachgas beeinflusst wird. Versauerung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung nehmen individuell einen niedrigeren Anteil an der Gesamtwirkung ein, jedoch werden alle drei von Ammoniak beeinflusst, sodass dieser Emission mindestens ebenso hohe Bedeutung zukommen sollte wie Lachgas. Die Gesamtwirkung der Varianten fällt positiv aus, der Ureaseinhibitor konnte die Wirkung stets mindern, die Doppelinhibierung konnte diesen Effekt fast immer steigern, abgesehen von IHO, wo die Ammoniakemissionen sehr hoch ausfielen, was jedoch durch den Effekt auf Lachgas abgemindert werden konnte, sodass die Gesamtwirkung trotzdem niedriger ausfällt als ohne Inhibierung. In der ertragsgebundenen Betrachtung gleichen sich die Standorte wie erwartet etwas an, IHO sticht jedoch immer noch mit der höchsten Wirkung heraus.

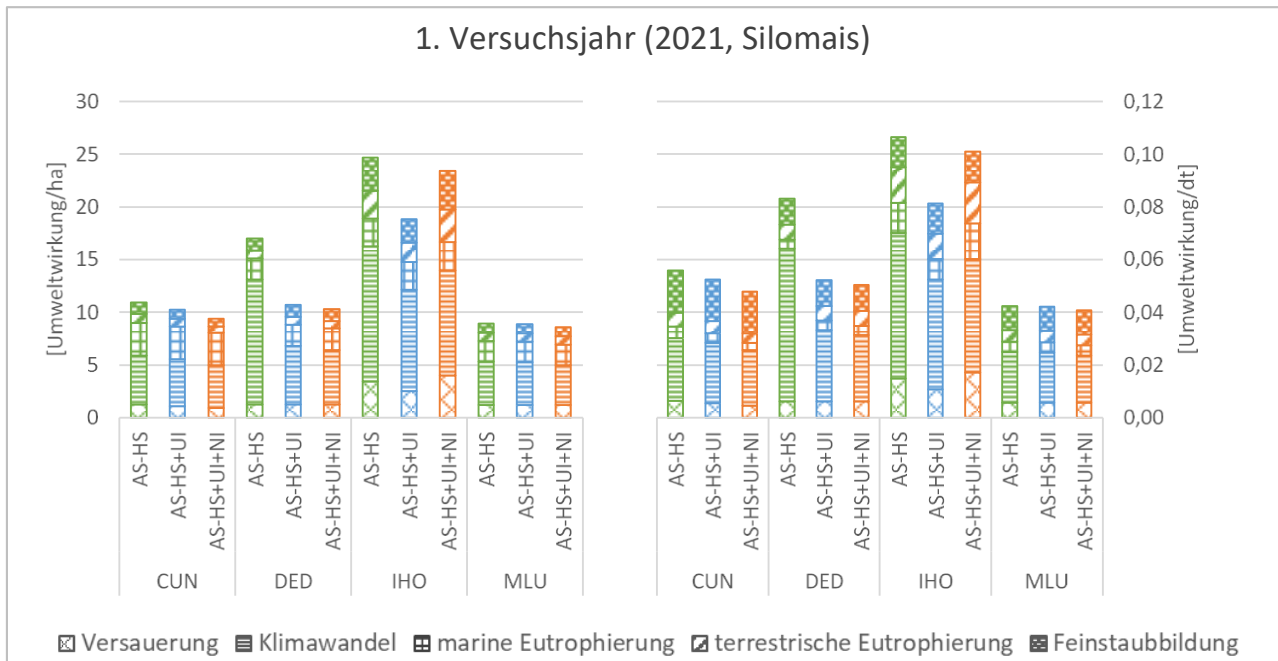


Abbildung 1-20: Umweltwirkung im ersten Versuchsjahr (2021) auf die Wirkungskategorien Versauerung, Klimawandel (GWP_{100}), marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung pro untersuchte Variante für CUN, DED, IHO und MLU als Single-N-Score, links pro Hektar, rechts pro Dezitonne.

Im zweiten Versuchsjahr (siehe Abbildung 1-21 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) ist eine Verschlechterung durch die Doppel- gegenüber der Einfachinhibierung zwei Mal zu beobachten, in CUN und IHO. Beides ist wieder erklärbar durch die gemessenen Ammoniakemissionen. In IHO unterliegen diese einer hohen Standardabweichung und befinden sich letztlich immer noch unterhalb der Wirkung der nicht-inhibierten Variante. Dies gilt jedoch nicht in CUN, wo selbst der innerhalb der Standardabweichung niedrigst mögliche Ammoniakwert die in der nicht-inhibierten Variante gemessenen NH_3 -Emissionen im Jahr 2021 übersteigt. Wie zuvor erwähnt, handelt es sich hierbei jedoch höchstwahrscheinlich um ein Berechnungsartefakt und nicht um ein reales Emissionsverhalten. Anzumerken ist, dass in IHO in diesem Jahr das Stroh nicht als Ernterest auf dem Feld verblieb, sondern abgefahren wurde und somit das Produktsystem verließ. Ein Teil der Umweltwirkungen musste in der Ökobilanz somit dem abgefahrenen Stroh zugerechnet werden und ist nicht in dieser Darstellung enthalten, die dokumentierten Wirkungen sind also zwangsläufig geringer als ohne diese Praxis, allerdings steht das im Stroh enthaltene Stickstoff damit auch nicht mehr der Folgefrucht zur Verfügung. Marine Eutrophierung stammt wieder aus einem Emissionsfaktor. Insgesamt verzeichnet CUN hier eine etwas höhere Gesamtwirkung als im ersten Versuchsjahr, was vermutlich durch die außergewöhnlich niedrigen Temperaturen im 1. VJ kommt, bei MLU ist der umgekehrte Effekt zu beobachten. Ertragsbezogen gleichen sich die Wirkungen zwischen den Standorten wieder etwas an, mit Ausnahme von SM in DED, wo hohe Ammoniakemissionen in der nicht-inhibierten Variante auf niedrige Erträge treffen. Anzumerken ist, dass das Niveau insgesamt höher liegt als bei SM, der gegenüber WW einen wesentlich höheren Ertrag hat.

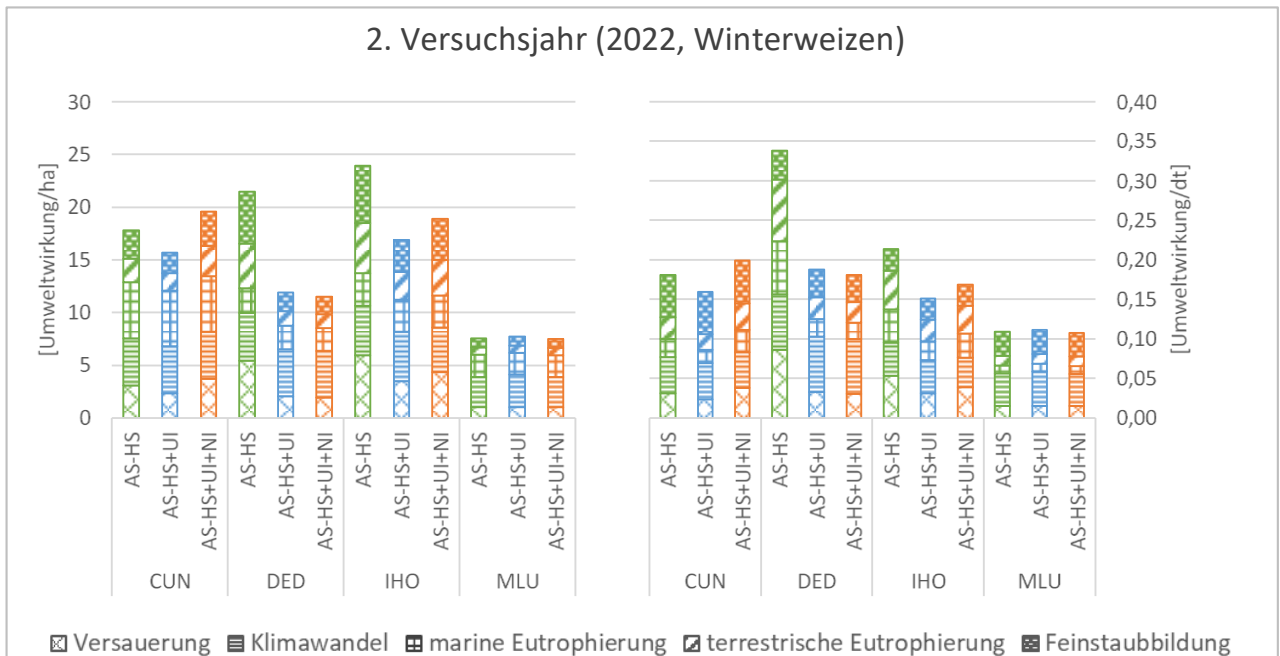


Abbildung 1-21: Umweltwirkung im zweiten Versuchsjahr (2022) auf die Wirkungskategorien Versauerung, Klimawandel (GWP_{100}), marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung pro untersuchte Variante für CUN, DED, IHO und MLU als Single-N-Score, links pro Hektar, rechts pro Dezitonne.

Im dritten Versuchsjahr lässt sich eine Verschlechterung durch die Doppelinhibierung lediglich für DED beobachten (siehe Abbildung 1-22), dies ist wieder auf die Ammoniakemissionen zurückzuführen, welche auf drei der fünf betrachteten WKs Einfluss nehmen. Der Effekt der Inhibitoren ist in IHO besonders stark. Ertragsbezogen fand eine minimale Angleichung der Standorte statt.

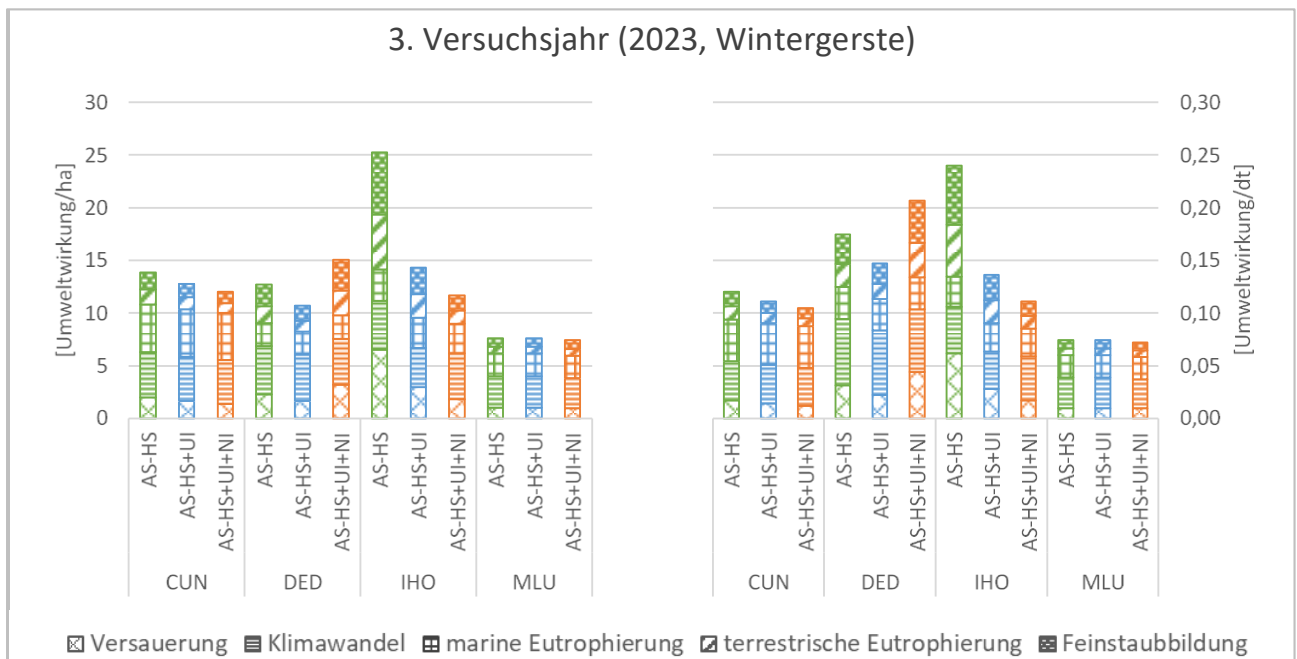


Abbildung 1-22: Umweltwirkung im dritten Versuchsjahr (2023) auf die Wirkungskategorien Versauerung, Klimawandel (GWP_{100}), marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung pro untersuchte Variante für CUN, DED, IHO und MLU als Single-N-Score, links pro Hektar, rechts pro Dezitonne.

Die Betrachtung über die Fruchtfolge (siehe Abbildung 1-23) zeigt, dass der Ureaseinhibitor stets zu einer niedrigeren Umweltwirkung führt. Auch die Doppelinhibierung führt zu einer Verbesserung, wenn auch nicht so stark wie die Einfachinhibierung. Dies kann auch nicht durch die Zusammenlegung der Düngegaben ausgeglichen werden. Ausnahme ist MLU, wo ebendiese Einsparung einer Überfahrt der Doppelinhibierung einen Vorteil verschafft, da dieser Standort in den Versuchsjahren von Trockenheit, einem niedrigen Ertragsniveau und niedrigen Emissionen geprägt war. Aus der ertragsbezogenen Betrachtung geht IHO zumindest ohne Inhibierung als Standort mit den höchsten Umweltwirkungen hervor, die Inhibitoren können hier einen hohen Effekt erzielen. CUN liegt im mittleren Bereich und MLU zeigt am wenigsten Umweltwirkungen. Da für DED keine Strohanteile zur Verfügung standen, diese aber relevant für die Betrachtung der Getreideeinheit ist, wurde dieser Standort von der Ertragsbetrachtung ausgenommen.

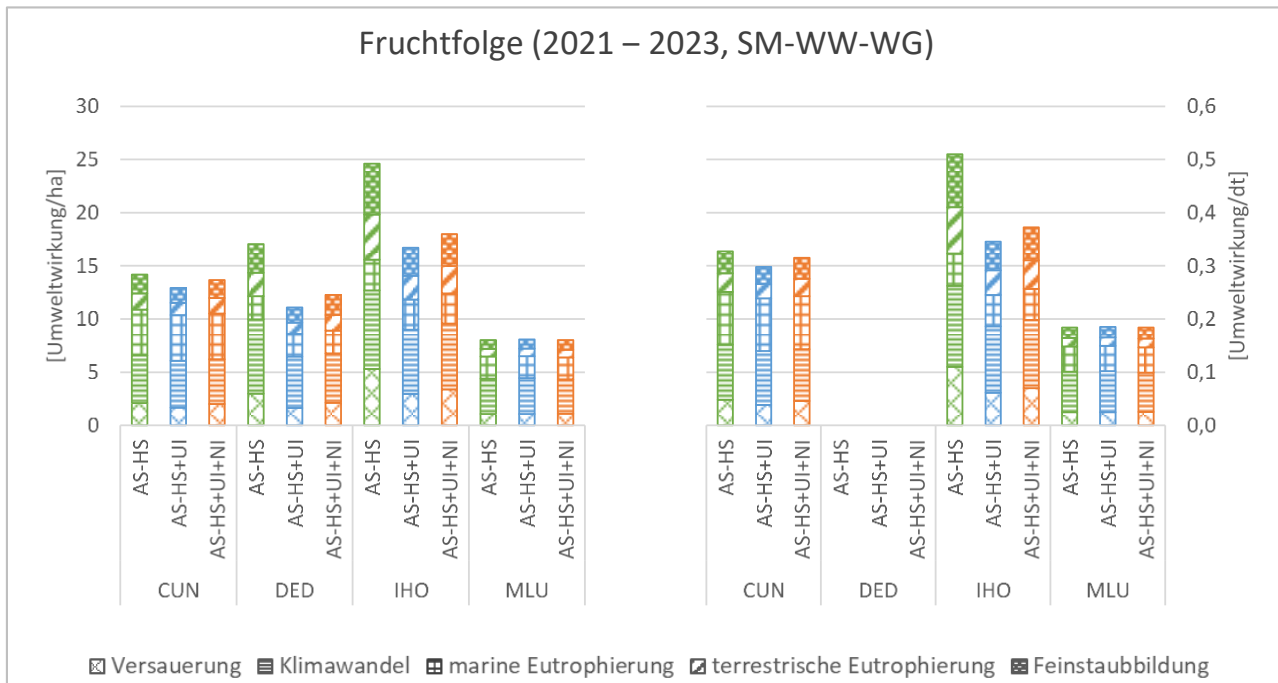


Abbildung 1-23: Umweltwirkung über die gesamte Fruchtfolge (2021 - 2023) auf die Wirkungskategorien Versauerung, Klimawandel (GWP_{100}), marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung pro untersuchte Variante für CUN, DED, IHO und MLU als Single-N-Score, links pro Hektar, rechts pro Getreideeinheit.

Da in NOS das Hauptaugenmerk auf Nitrat liegt, welches bei ungünstigen Bedingungen (Trockenheit und geringe Ernte in einem Jahr, viel Niederschlag im darauffolgenden Jahr) auch über einen längeren Zeitraum ausgewaschen werden kann, wird hier nur die komplette Fruchtfolge betrachtet, um jährliche Schwankungen nicht zu überinterpretieren (siehe Abbildung 1-24). Die Gesamtwirkung wird dominiert von den Ammoniak-induzierten Wirkungskategorien, wobei Ammoniak hier nicht gemessen wurde. Stattdessen wurde ein nationaler Emissionsfaktor verwendet. Zwischen den Varianten unterscheiden die EFs für Nitrat jedoch nicht. Nachdem bereits für die hier untersuchte marine Eutrophierung kein eindeutiges Muster erkennbar war, verwundert es nicht, dass die Gesamtwirkung nicht zu Gunsten derselben ausfällt. Das niedrigste Wirkungsniveau verzeichnet der Döbeln-Boden, gefolgt vom Niederbobritsch, was beides mittlere Böden sind. Der Sprotta-Boden zeigt die höchsten Gesamtwirkungen. Besondere Vorsicht ist bei der ertragsgebundenen Auswertung von NOS geboten, da die Versuchsfläche nur jeweils 1m² umfasste. Insbesondere bei locker stehenden Feldfrüchten wie Mais ist der Ertrag daher höchst variabel und folglich wenig verlässlich, so kommen hier höhere Wirkungen für den Sprotta-Boden zu Stande.

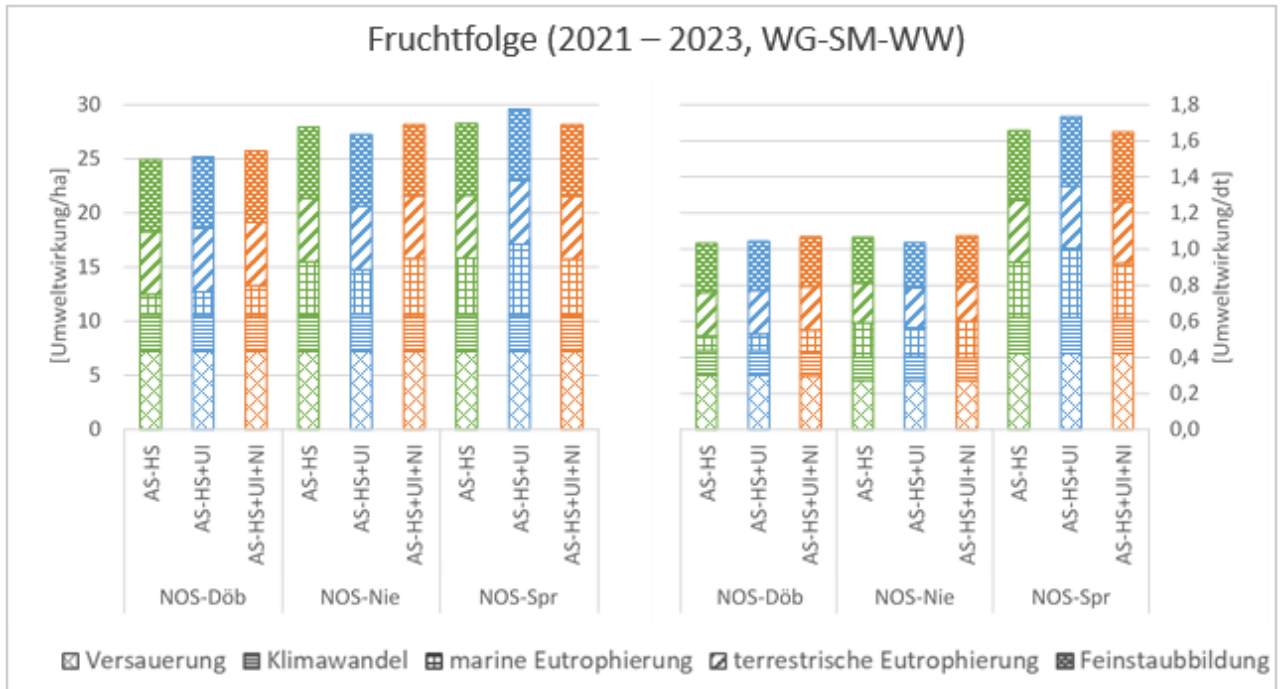


Abbildung 1-24: Umweltwirkung über die gesamte Fruchtfolge (2021 - 2023) auf die Wirkungskategorien Versauerung, Klimawandel (GWP_{100}), marine Eutrophierung, terrestrische Eutrophierung und Feinstaubbildung pro untersuchte Variante für NOS-Döb, NOS-Nie und NOS-Spr als Single-N-Score, links pro Hektar, rechts pro Getreideeinheit.

1.5.2 Globale, nationale und regionale Bewertung vs. lokale Bewertung

Die Betrachtung auf globaler, nationaler bzw. regionaler Ebene entspricht dem Vergleich von berechneten anstatt gemessenen Standortemissionen. Da das Messen der Emissionen Expertenwissen erfordert sowie zeit- und kostenintensiv ist, und da das Emissionsniveau außerdem witterungsabhängig ist, reduziert die Verwendung von EFs den Arbeitsaufwand erheblich. Die verwendeten Emissionsfaktoren sind in Kapitel 1.3.2.2 aufgelistet. Allerdings sollte abgeglichen werden, wie realitätsnah diese EFs sind. Aus diesem Grund wurden auch EFs aus den gemessenen Werten über die Fruchtfolge hinweg berechnet.

Der erste Vergleich erfolgt für Ammoniak (siehe Abbildung 1-25). Da der PEF dem Vorsorgeprinzip Sorge trägt, und da er auf einer größeren Skalierung beruht, ist es überraschend, dass der nationale EF hier höher ausfällt. Es ist allerdings zu beachten, dass IPCC lediglich zwischen mineralischen und organischen Düngemitteln unterscheidet. Der nationale EF nach EMEP 2023 unterscheidet zwischen hohen und normalen Boden-pH-Werten sowie verschiedenen Arten mineralischen Düngers, kann also besser auf das verwendete Düngemittel und den Bodentyp abgestimmt werden. Da Ammoniakemissionen nicht ausschließlich standortgebunden, sondern auch von Düngertyp und der Applikationstechnik abhängen sind, existiert hierfür kein regionaler EF. Obwohl dies nicht von Belang sein sollte, sind bei den lokalen (also aus Messwerten errechneten) EFs regionale Unterschiede zu erkennen. Da es in DED im ersten Versuchsjahr Messprobleme gab, ergibt sich der EF hierfür nur aus den Jahren 2022 und 2023. In jedem Fall liegen sie jedoch wesentlich unter den generischen EFs. Dies ist ein Hinweis darauf, dass diese weiter überprüft und ggf. angepasst werden sollten. Da in MLU keine Emissionen gemessen wurden, beträgt der EF hier null.

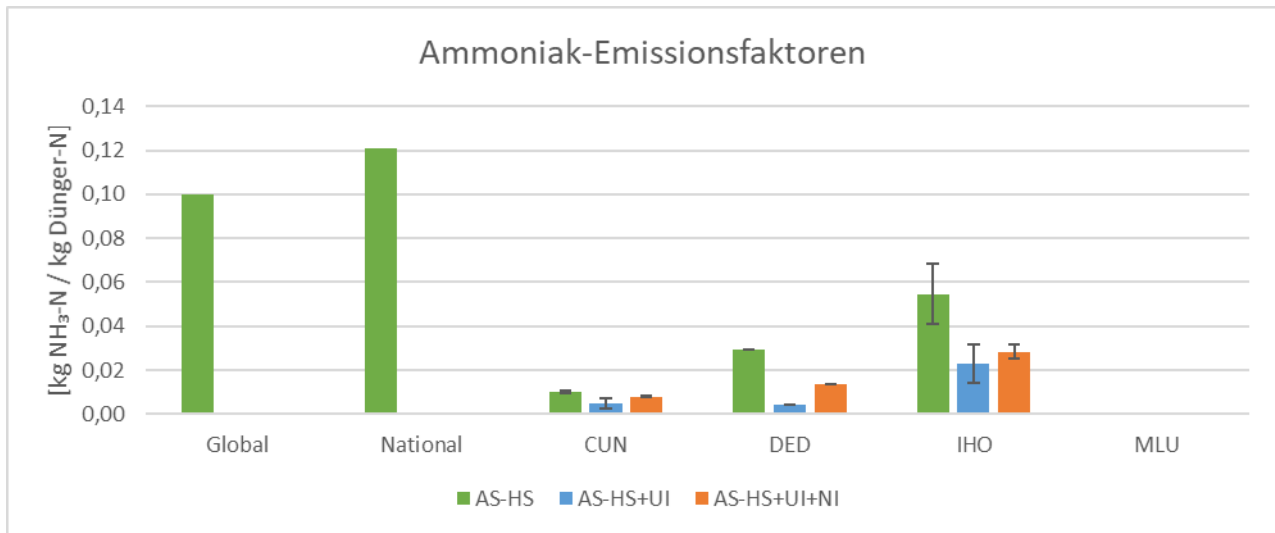


Abbildung 1-25: Globale, nationale (deutsche) und lokale (CUN, DED, IHO, MLU; über die gesamte Fruchtfolge und pro Variante) Ammoniak-Emissionsfaktoren im direkten Vergleich.

Ein direkter Vergleich der Lachgas-Emissionsfaktoren gibt ein weniger eindeutiges Bild (siehe Abbildung 1-26). Da IPCC für Lachgas neben dem Vorsorgeprinzip auch die indirekten N₂O-Emissionen berücksichtigt, ist zu erwarten, dass dieser EF am höchsten liegt. Für die generischen EFs ist dies auch der Fall, jedoch könnte der EF aus IHO mit Betrachtung des Standardfehlers diesen Wert übertreffen. Er liegt auch definitiv höher als der Baden-Württembergische (Atlantic Central) regionale Faktor. Auch DED übertrifft die regionalen und den nationalen EF, jedoch ist hierfür keine Standardabweichung verfügbar, und der starke Ausschlag ist ausschließlich auf das erste Versuchsjahr zurückzuführen. CUN und MLU liegen in etwa auf der Höhe des regionalen EFs für die betreffende Region (Continental North). Für NOS konnten keine EFs berechnet werden, da hier keine Kontrollvariante angelegt wurde. Es sollten weitere Untersuchungen der regionalspezifischen Lachgas-Emissionsfaktoren betrieben werden.

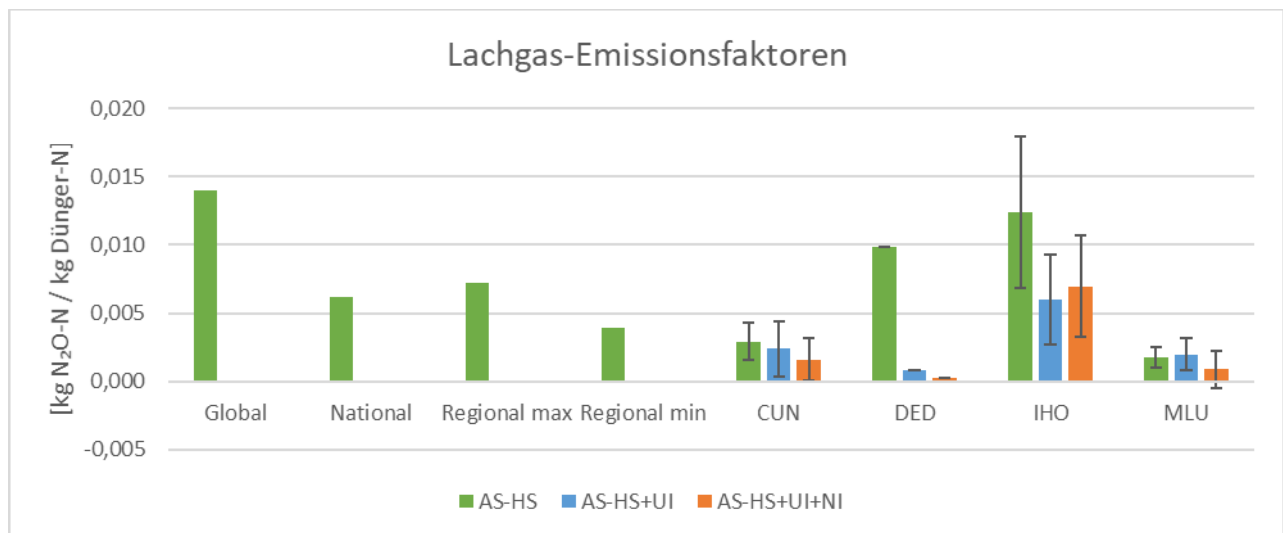


Abbildung 1-26: Globale, nationale (deutsche), regionale (Minimum und Maximum der betrachteten deutschen Regionen) und lokale (alle untersuchten Standorte; über die gesamte Fruchtfolge und pro Variante) Lachgas-Emissionsfaktoren im direkten Vergleich.

Für Nitrat (siehe Abbildung 1-27) stammen die nationalen und regionalen Faktoren von Eysholdt et al. (2022). Der nationale Faktor ist hierbei ein Mittel der regionalen EFs, aus diesem Grund hat Sachsen (NOS) als Bundesland mit hohem Nitratauswaschungspotenzial einen höheren EF als Deutschland gesamt. Die in Win-N betrachtete Region mit dem niedrigsten Nitrat-EF ist Brandenburg (DED). Die lokalen EFs wurden wegen fehlender Daten im ersten Versuchsjahr nur aus den Jahren 2022 und 2023 berechnet und stammen zwar all aus der gleichen Region, jedoch von unterschiedlichen Böden. Der starke Unterschied zwischen den verschiedenen Böden könnte ein Hinweis darauf sein, dass sich eine Unterteilung in Bodentypen in Kombination mit Niederschlagsmengen statt in Regionen anbietet.

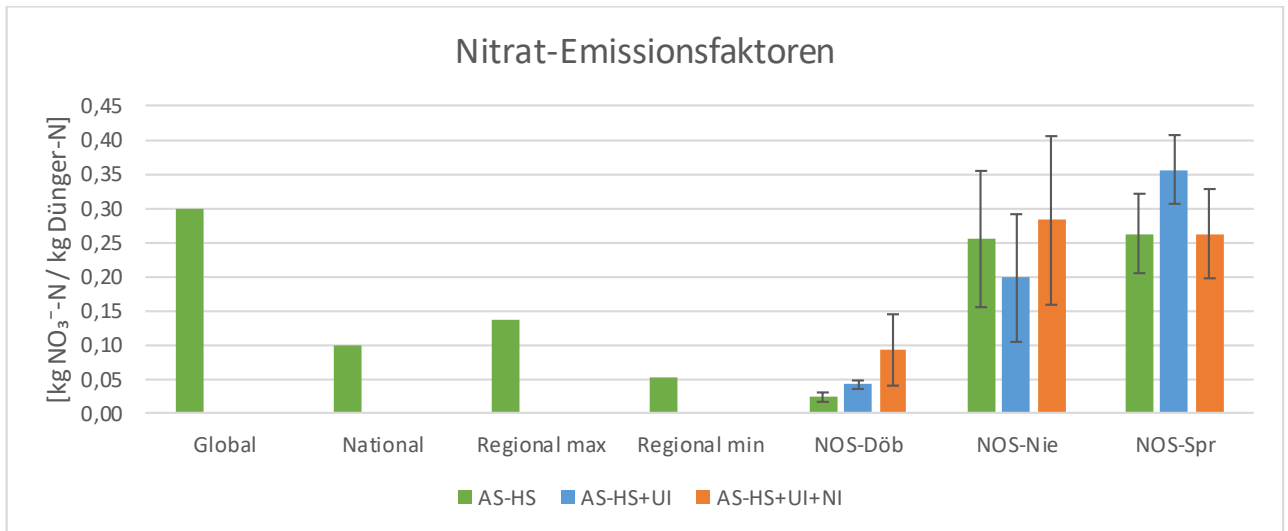


Abbildung 1-27: Globale, nationale (deutsche), regionale (Minimum und Maximum der betrachteten deutschen Regionen) und lokale (NOS; über die gesamte Fruchtfolge und pro Variante) Lachgas-Emissionsfaktoren im direkten Vergleich.

Nach den fruchtfolgebasierten Emissionsfaktoren werden im Folgenden die jährlich gemessenen mit den berechneten Emissionen verglichen.

Für Ammoniak (siehe Abbildung 1-28) liegen alle berechneten Emissionen weit über den gemessenen. Insbesondere der nationale Emissionsfaktor (welcher auch für die regionale Betrachtung verwendet wird) ist viel zu hoch angesetzt, selbst für Jahre mit extrem hohen Ammoniakemissionen wie 2022 oder 2023 in IHO. Der niedrigere PEF-EF folgt somit sogar wie intendiert dem Vorsorgeprinzip, da auch diese berechneten Emissionen noch über den gemessenen liegen. Die nationalen Emissionsfaktoren für Harnstoff und Ammoniumsulfat bedürfen einer Überprüfung.

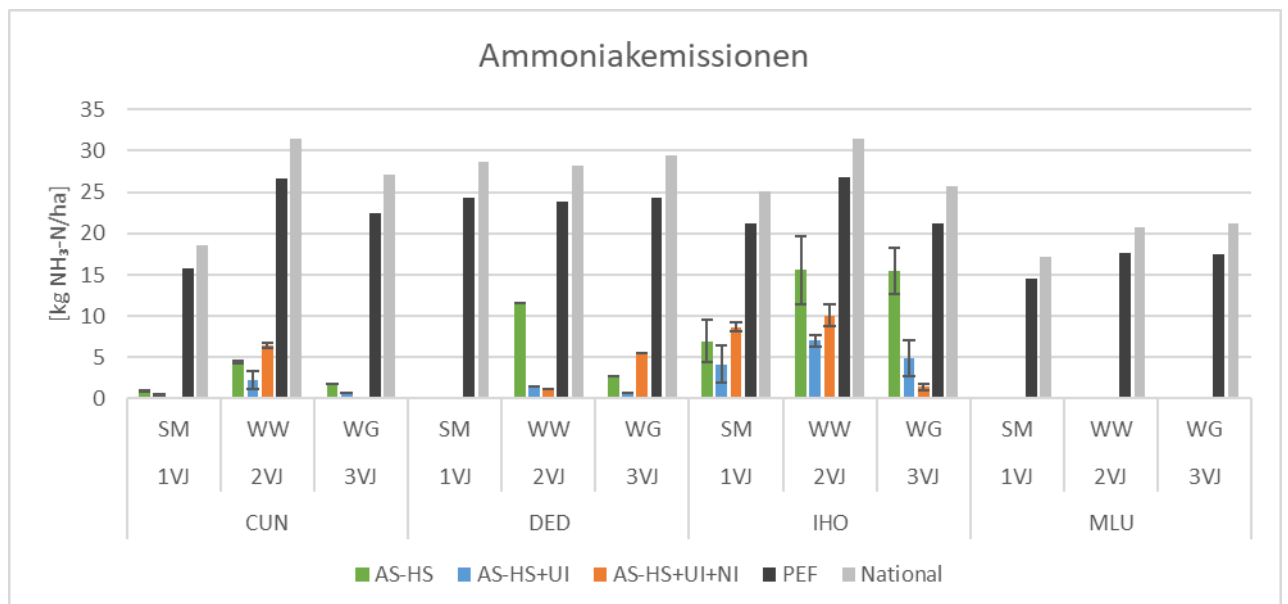


Abbildung 1-28: Ammoniakemissionen pro Hektar der untersuchten Varianten für CUN, DED, IHO und MLU gemessen sowie berechnet.

Bezüglich der Lachgasemissionen fällt der Vergleich anders aus, da die gemessenen Lachgasemissionen witterungsabhängig eine hohe Variabilität zeigen (siehe Abbildung 1-29 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Beim SM im ersten Versuchsjahr liegen die Messwerte teilweise deutlich über den berechneten Emissionen, abgesehen von NOS, wo im ersten Versuchsjahr der regionale EF eingesetzt wurde. In IHO liegen hier alle berechneten unter den nicht-inhibierten Messwerten, das Vorsorgeprinzip wird vom PEF hier nicht eingehalten. Der regionale EF berücksichtigt zwar, dass es sich hier um eine Hochemissionsregion handelt und liegt wesentlich höher als für die restlichen Regionen (und Deutschland gesamt), ist jedoch immer noch viel zu niedrig angesetzt. Im zweiten und dritten Versuchsjahr liegen die berechneten immer höher als die gemessenen Emissionen

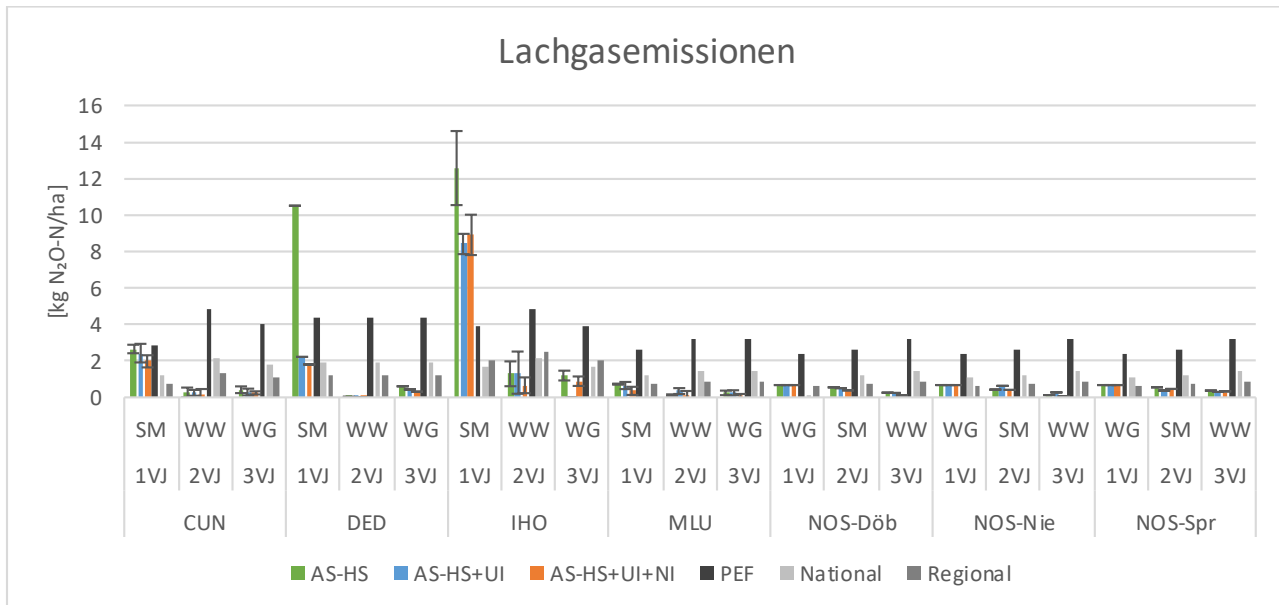


Abbildung 1-29: Lachgasemissionen pro Hektar der untersuchten Varianten an allen Standorten gemessen sowie berechnet.

Da schon bei den Nitrat-Messwerten kein Muster erkennbar ist, war es erwartbar, dass generische Emissionsfaktoren die Messwerte in den drei untersuchten Messjahren schlecht treffen können (s. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**30). Betrachtet man die unterschiedlichen Bodentypen, passen die EFs für den mittleren Döb recht gut. Für den Nie-Boden liegen die nationalen und regionalen EFs zu niedrig, der PEF-EF erfüllt jedoch noch größtenteils sein Vorsorgeprinzip. Im leichten Spr-Boden übersteigen die hohen Nitratemissionen im dritten Versuchsjahr sogar die berechneten globalen Emissionen, im zweiten Versuchsjahr liegen die gemessenen Emissionen zwischen den regionalen und globalen. Im ersten Versuchsjahr wurde ein EF verwendet.

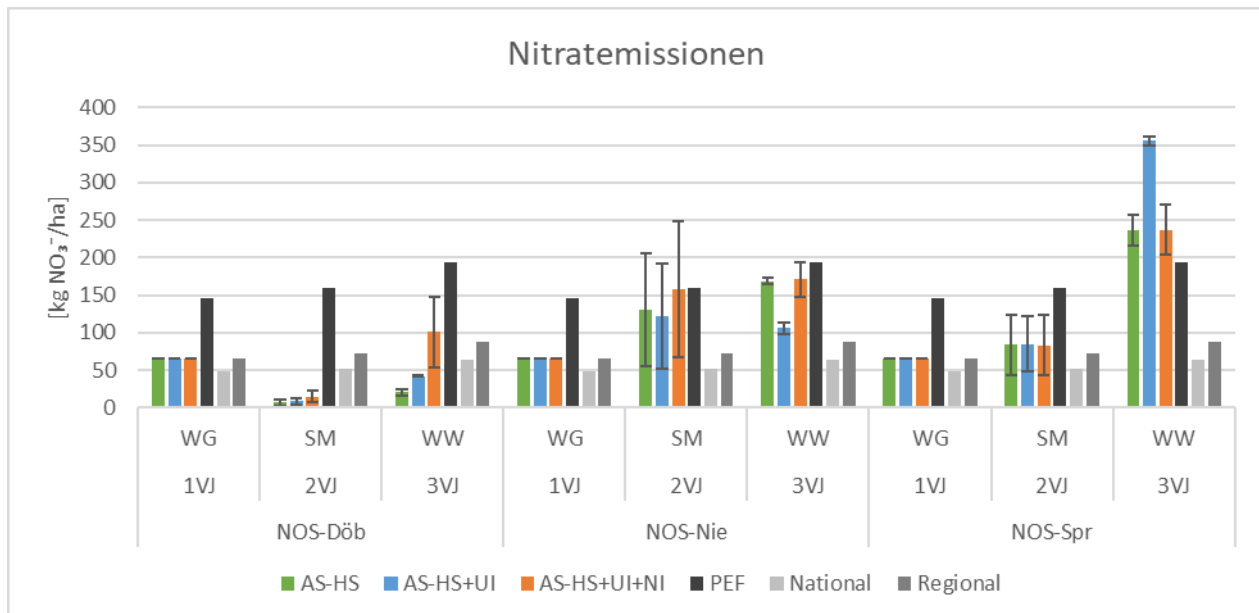


Abbildung 1-30: Nitratemissionen pro Hektar der untersuchten Varianten in NOS-Döb, NOS-Nie und NOS-Spr gemessen sowie berechnet.

1.6 Toxizität

In Deutschland ist die Anwendung von Inhibitoren in der Düngemittelverordnung (DüMV 2012) geregelt. Im Gegensatz zu Pflanzenschutzmitteln (PSMs), welche in der Regel die Toxizität landwirtschaftlicher Produktionssysteme dominieren, sind Stickstoffinhibitoren kurzlebig. Eine Betrachtung der Auswirkungen von Herstellung und Anwendung im Kontext von Ökobilanzen könnte trotzdem Aufschluss darüber geben, ob die Inhibierung von Stickstoffdüngern zu den potenziellen Vorteilen auch Nachteile für die Umwelt nach sich zieht.

Die Bewertung von Toxizität im Rahmen von LCAs ist momentan noch nicht robust. Zwar liefert bspw. der EF 3.1 Ergebnisse für Human- und Ökotoxizität, diese sind jedoch noch nicht belastbar genug für die Bewertung von Maßnahmen. Eine ausführliche Bewertung der Toxizität mit verschiedenen spezifischen Modellen war für eine Verlängerungsperiode vorgesehen und kann hier deshalb leider nicht erfolgen.

Obwohl die Toxizitätskategorien noch keinen verlässlichen Anhaltspunkt zum Einfluss auf das Gesamtsystem geben können, lässt sich trotzdem das Verhältnis der relevanten Inputs gut aufzeigen (siehe Abbildung 1-31 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Die Inhibitoren sind in der verwendeten LCI-Datenbank zwar noch nicht hinterlegt, jedoch bietet die Europäische Kommission einen browserbasierten Ecotox Explorer (JRC, 2024) an, welcher für den EF 3.1 Ökotoxizitäts-Charakterisierungsfaktoren für viele chemische Verbindungen zur Verfügung stellt. 2-NPT ist im Ecotox Explorer vorhanden, MPA nicht, somit wurde dieser CF analog zur näherungsweise Modellierung aus Diazol, Dimethylacetamid und Formaldehyd berechnet. Für Humantoxizität stehen solche Informationen leider bisher nicht zur Verfügung. Die Erläuterung „(Hintergrund)“ umschreibt hier die Herstellungsprozesse (regulär mit openLCA nach o.g. Modellierung berechnet), „(Vordergrund)“ die Wirkung der Anwendung (händisch mit Ecotox Explorer berechnet).

Exemplarisch ist hier die Doppelinhibierung bei WG in IHO gezeigt. In der Darstellung wird deutlich, dass die Ökotoxizität von Pflanzenschutzmitteln dominiert wird, nicht von den Inhibitoren. In „Hintergrund (sonstige)“ sind alle restlichen Hintergrundprozesse zusammengefasst, die zwar addiert, jedoch nicht individuell einen großen Einfluss haben.

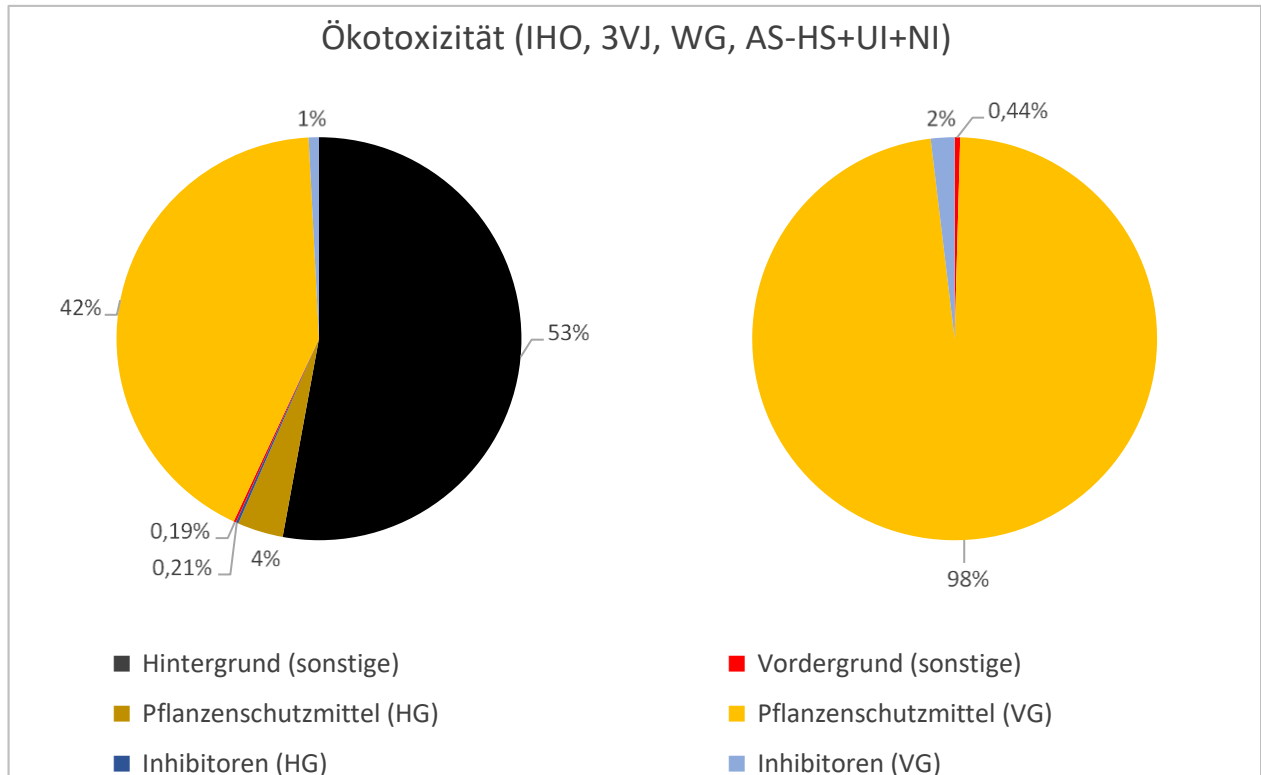


Abbildung 1-31: Einfluss der enthaltenen Prozesse des Produktsystems IHO, 3VJ, WG, AS-HS+UI+NI auf die Ökotoxizität in Prozent, links auf gesamter Lebenszyklusbasis (cradle-to-gate), rechts nur auf Basis der Vordergrundprozesse (gate-to-gate).

Da die Ökobilanzbetrachtung der Toxizität noch wenig robust ist, wurden eventuelle Rückstände der Inhibitoren auf drei Böden in Nossen untersucht. Durch chemische Analysen konnten keine Inhibitoren im Sickerwasser der Lysimeter nachgewiesen werden, dies deckt sich auch mit der Modellierung der Inhibitoren in der Bodensäule mit PELMO.

2 Ökologisch-ökonomische Bilanz

Wie in Kapitel 1.1 erwähnt, enthält die Ökobilanz keine ökonomische Betrachtung. Für landwirtschaftliche Betriebe ist dies jedoch ein elementarer Teil einer jeden Maßnahme, können zusätzliche Kosten doch über die Wirtschaftlichkeit jedes Schlags entscheiden. Um diesem Aspekt Sorge zu tragen, wird zusätzlich zur Ökobilanz eine Ökoeffizienzanalyse durchgeführt. Hierbei wird die ökologische Bewertung, also die Ergebnisse der Ökobilanz, einer wirtschaftlichen Bewertung, also Kosten und Erlös, gegenübergestellt. Im Folgenden somit der Frage nachgegangen werden, ob der Einsatz der Inhibitoren sich ökonomisch für den Landwirt bzw. die Landwirtin lohnt, oder ob bspw. monetäre Anreize den breiteren Einsatz fördern könnten.

2.1 Wirtschaftlicher Nutzen

Der wirtschaftliche Nutzen ergibt sich als Differenz von erwirtschaftetem Erlös, abhängig von Ertrag und schwankenden Ertragspreisen, und den entstandenen Kosten (siehe Formel 1-1). Der Ertrag selbst ist dabei höchst variabel, er wird v.a. beeinflusst von Witterung, Bodeneigenschaften und verschiedensten Bewirtschaftungsmaßnahmen. Die Produktpreise für WW und WG wurden mit 34 bzw. 20 €/dt veranschlagt, für SM wurde in Abhängigkeit von einem Verkaufspreis für Körnermais von 24 €/dt ein Preis von 15 €/dt errechnet.

Formel 1-1

$$\text{Nutzen (€/ha)} = \text{Produktpreis (€/dt)} \times \text{Produktertrag (dt/ha)} - \text{Gesamtkosten (€/ha)}$$

Des Weiteren sind selbstverständlich die entstandenen Kosten von elementarer Bedeutung (siehe Formel 1-2).

Formel 1-2 (alle in €/ha)

$$\text{Kosten} = \text{Arbeitskosten} + \text{Maschinenkosten} + \text{Dieselkosten} + \text{Kosten für Pflanzenschutzmittel} \\ + \text{zur Verdünnung benötigtes Leitungswasser} + \text{Kosten für Düngemittel und Inhibitoren}$$

Die Arbeitskosten sind ein Produkt aus Arbeitszeitbedarf pro Hektar und einem Stundenlohn von 20 € pro Stunde als Mittel aus ständigen und kurzfristigen Arbeitskräften (KTBL, 2024). Die Dieselkosten ergeben sich aus der Multiplikation von benötigter Dieselmenge pro Hektar und einem Dieselpreis von 1,892 € pro Liter (AgrarHeute, Stand: 22.08.2022, ohne Steuererstattung). Die spezifischen Werte aller durchgeführten Managementaktivitäten wurden dem KTBL Feldrechner entnommen. Ammoniumsulfat-Harnstoff wurde mit 1,05 € pro kg bepreist. Da inhibierter AS-HS noch nicht auf dem Markt verfügbar ist, wurden die Preise auf Grundlage anderer inhibierter Stickstoffdünger geschätzt und vom Projektpartner SKWP validiert. Der Ureaseinhibitor 2-NPT wird mit Mehrkosten von 0,04 € pro Kilogramm inhibiertem AS-HS geführt, der Nitrifikationsinhibitor MPA schlägt mit zusätzlich ca. 0,068 € pro Kilogramm inhibiertem AS-HS zu Buche. In der Praxis sind die Inhibitoren nicht einzeln erwerbbar, aus Praktikabilitätsgründen wurden sie in dieser Auswertung aber individuell geführt.

Die Leistungs-Kostenrechnung (siehe Abbildung 1-32 bis 34) wird nur flächenbezogen vorgenommen, da die Höhe des Ertrags bereits in die Berechnung des Produktnutzens eingeflossen ist. Da in NOS lediglich auf 1x1m-Flächen gemessen wurde, ist der Ertrag höchst variabel und wenig verlässlich. Dies hat zur Folge, dass für einige Varianten die veranschlagten Kosten den ermittelten Erlös übertreffen. Diesem Fakt wird auf Grund des ökonomisch nicht-repräsentativen Versuchsaufbaus jedoch keine Bedeutung beigemessen und NOS hier nicht weiter ausgewertet. Da die Erträge der verschiedenen Varianten pro Standort und Feldfrucht gemittelt wurden, stammen Unterschiede im Produktnutzen ausschließlich aus den Differenzen der Kosten. Sowohl der Urease- als auch der Nitrifikationsinhibitor stellen Mehrkostendar, wobei die eingesparte Feldüberfahrt bei der Doppelinhibierung zwar Kosten einspart, diese jedoch nicht die entstandenen Zusatzkosten durch MPA übertreffen. Aus diesem Grund fällt die rein ökonomische Betrachtung immer zu Gunsten der nicht-inhibierten Variante aus.

Der Produktnutzen lag auf allen betrachteten Standorten für SM mit durchschnittlich 1652 €/ha (± 96 €/ha) am höchsten, gefolgt von WW mit 1340 €/ha (± 422 €/ha) und WG mit 568 €/ha (± 262 €/ha). Diese Rangfolge ist auch auf individueller Standortebene zu beobachten. IHO und CUN nahmen immer mind. die ersten 5 Plätze ein. Bezüglich der Kosten lässt sich das gleiche Muster nicht eindeutig feststellen, am meisten Geld wurde durchschnittlich in WW (1542 €/ha) investiert, gefolgt von SM (1509 €/ha) und schließlich WG (1410 €/ha). Auf Standortebene ergaben sich bei SM für IHO die höchsten Kosten, CUN dagegen am wenigsten verglichen mit den anderen Standorten (insbesondere durch weniger Arbeitsgänge sowie teilweise den geringeren Bodenwiderstand und auch niedrigeres Düngeniveau). Für WW investierten beide Standorte am meisten, für WG investierten CUN und MLU ähnlich viel, IHO und DED ähnlich wenig aufgrund weniger Arbeitsgänge, auch verursacht durch weniger PSM-Einsatz; allerdings fallen die Unterschiede hier geringer aus als bei SM. Der größte Anteil an den Kosten entfiel stets auf die Düngemittel (ggf. inklusive Inhibitoren).

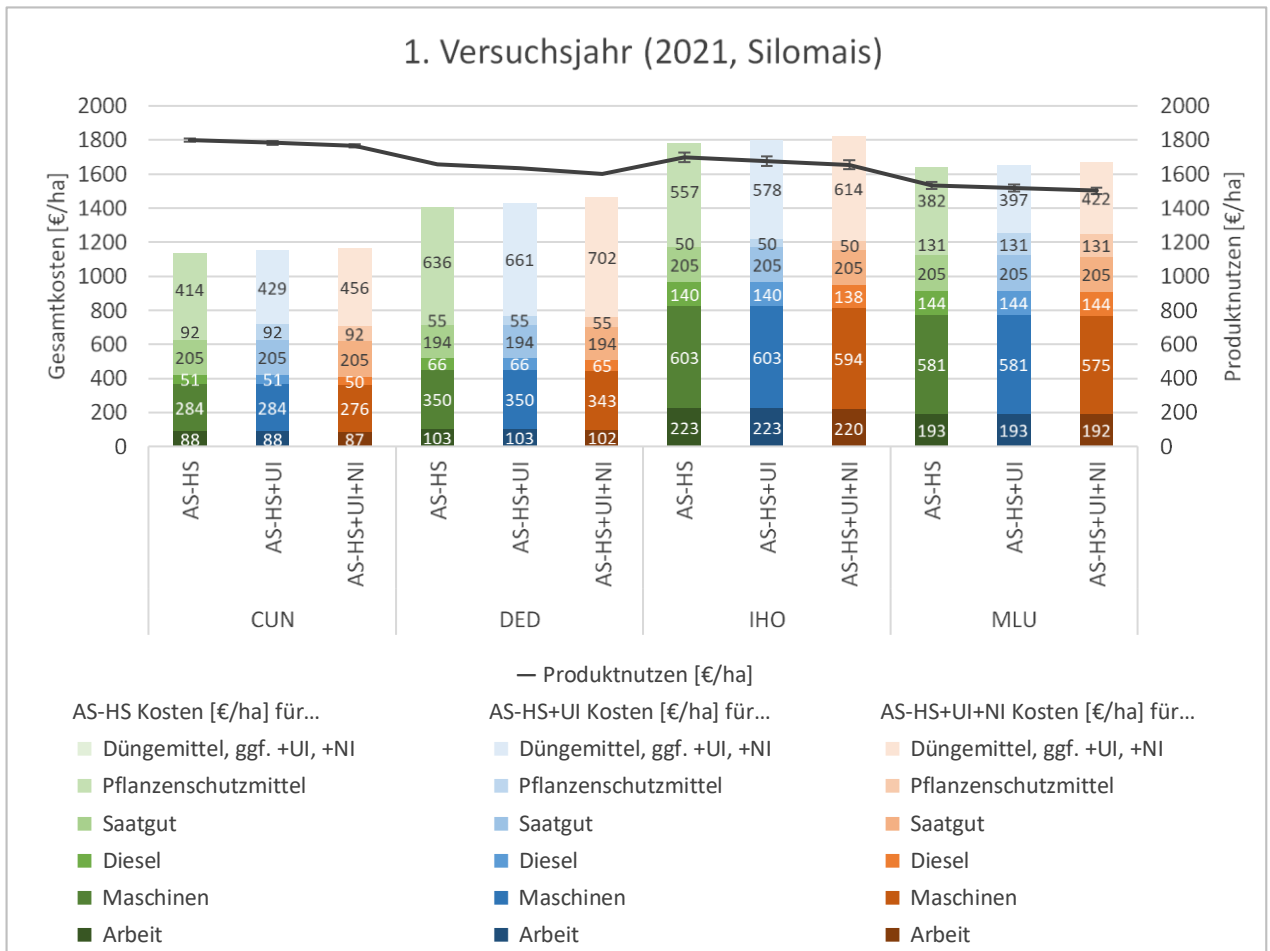


Abbildung 1-32: Entstandene Kosten (Säulen) sowie daraus resultierender Produktnutzen (Linie) der Standorte CUN, DED, IHO und MLU im 1. Versuchsjahr (2021). Angebaut wurde Silomais mit einem angesetzten Verkaufspreis von 28,50 €/dt.

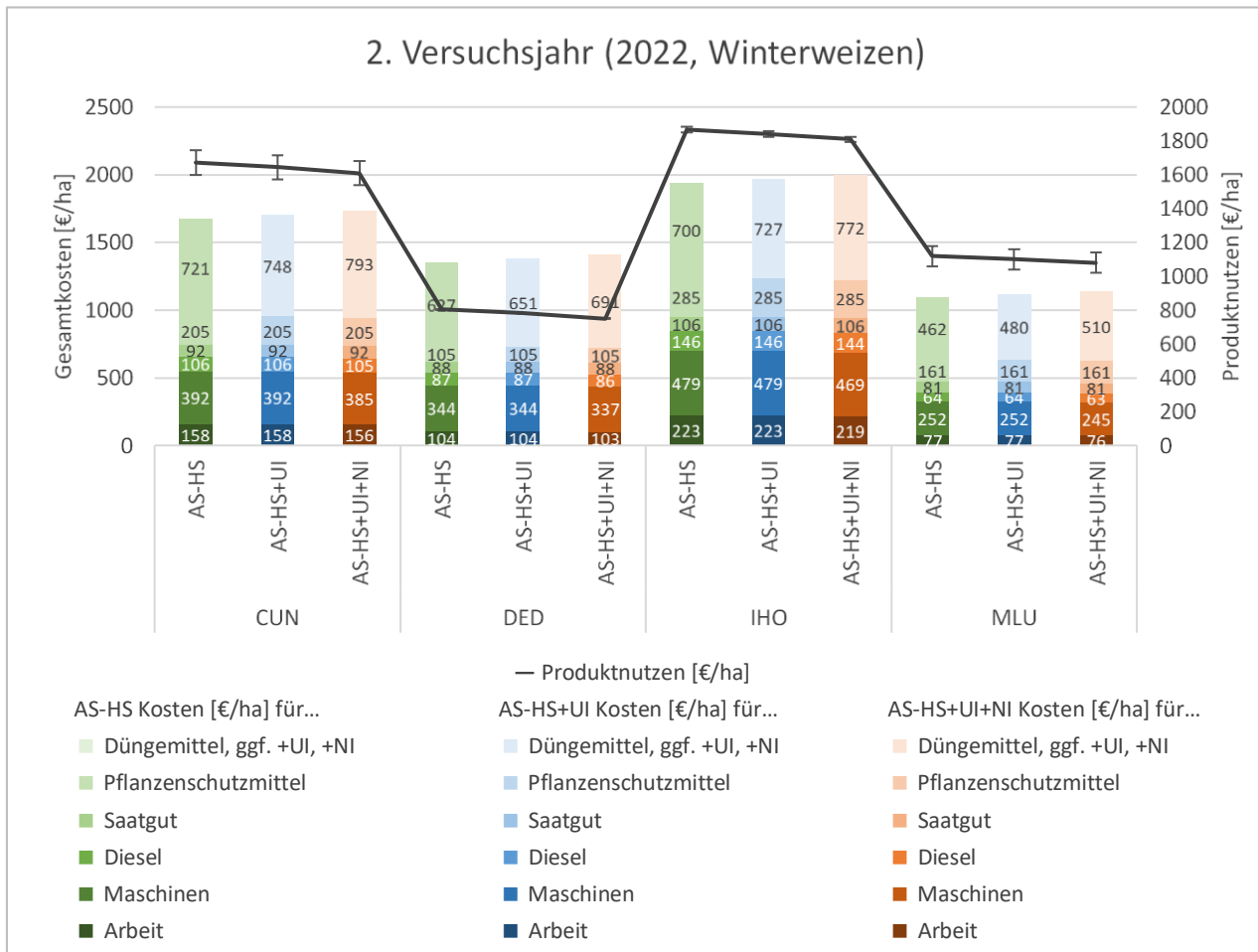


Abbildung 1-33: Entstandene Kosten (Säulen) sowie daraus resultierender Produktnutzen (Linie) der Standorte CUN, DED, IHO und MLU im 2. Versuchsjahr (2022). Angebaut wurde Winterweizen mit einem angesetzten Verkaufspreis von 34 €/dt.

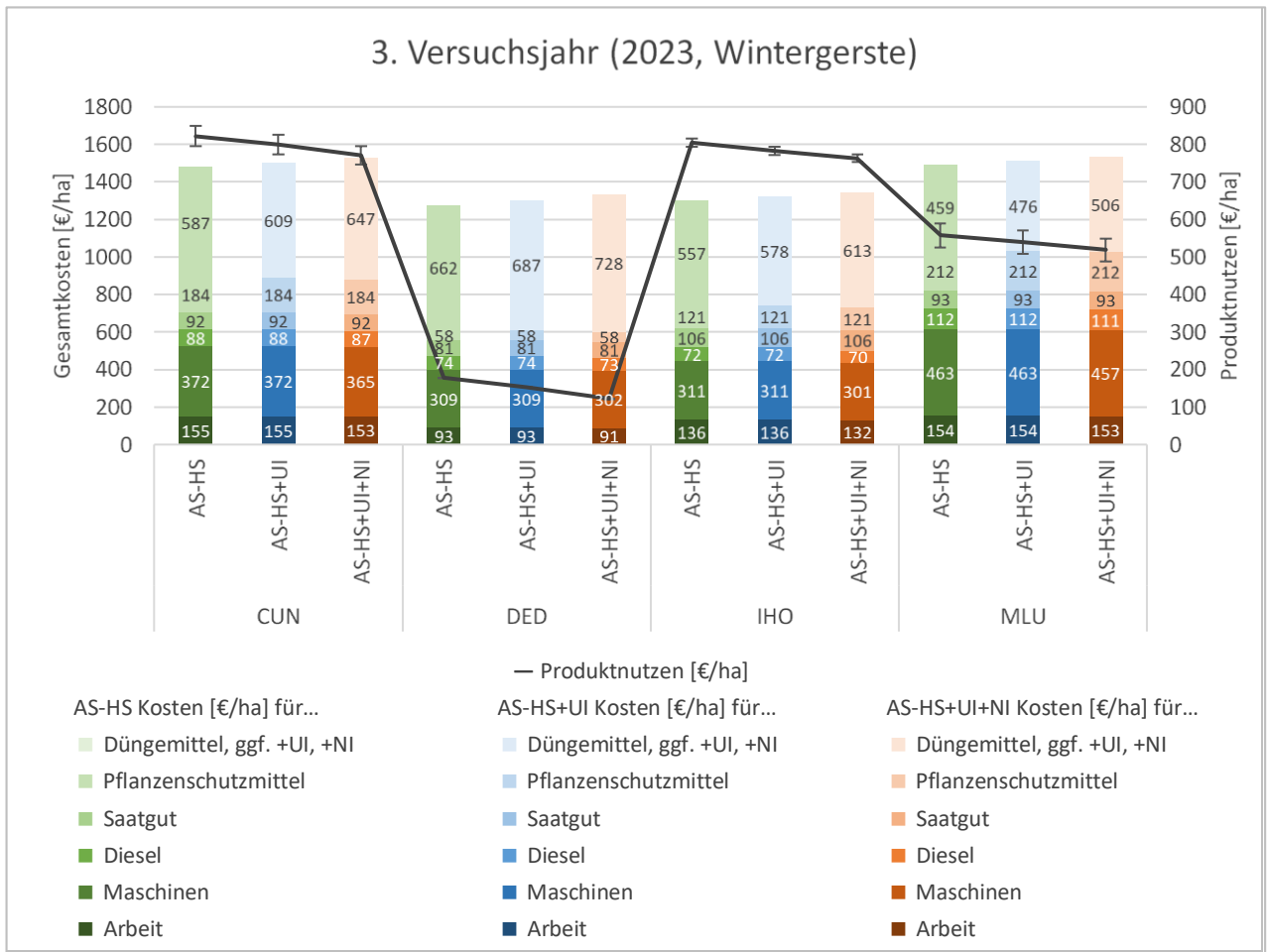


Abbildung 1-34: Entstandene Kosten (Säulen) sowie daraus resultierender Produktnutzen (Linie) der Standorte CUN, DED, IHO und MLU im 3. Versuchsjahr (2023). Angebaut wurde Wintergerste mit einem angesetzten Verkaufspreis von 20 €/dt.

2.2 Umweltwirkungsvermeidungskosten

Aus den vorliegenden Daten kann nun berechnet werden, wie hoch die bei der Umweltwirkungsminderung anfallenden zusätzlichen Kosten (Umweltwirkungsvermeidungskosten) für die untersuchten Varianten ausfallen (siehe Formel 1-3).

Formel 1-3

$$\text{Umweltwirkungsvermeidungskosten} = \frac{\Delta \text{Kosten}}{\Delta \text{Umweltwirkung}}$$

Einbezogen werden die Umweltwirkungen der zuvor betrachteten fünf Wirkungskategorien als Single-N-Score. Die Berechnung erfolgt hier auf Hektar-Basis. Auffällig ist, dass in der jährlichen Betrachtung (siehe Abbildung 1-35 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) für die Doppelinhibierung bei WW in CUN und WG in DED sowie die Einfachinhibierung bei WW in MLU negative Umweltwirkungsvermeidungskosten zu beobachten sind, was den Eindruck einer Einsparung von Kosten erweckt. Aus der Leistungs-Kosten-Rechnung wissen wir jedoch, dass die inhibierten Varianten immer (wenn auch nur marginal) teurer waren als die nichtinhibierte Variante. Die negativen Umweltwirkungsvermeidungskosten stammen hier tatsächlich aus einer Zunahme der Umweltwirkungen statt einer Abnahme. Dies deckt bereits eine Schwäche dieser Betrachtungsweise auf. Deutlich wird außerdem, dass die Standardabweichung in einigen Fällen, insbesondere in MLU aufgrund des sehr geringen Emissionsniveaus, so groß ist, dass eine robuste Aussage zu Umweltwirkungsvermeidungskosten nicht möglich ist.

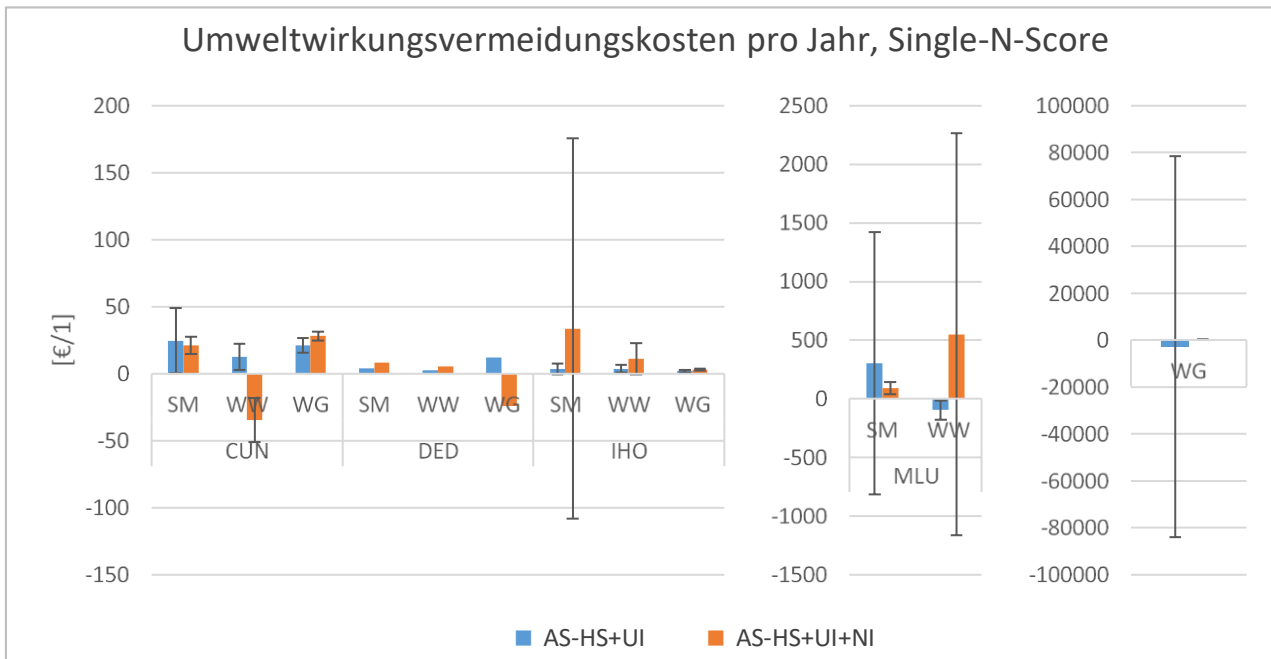


Abbildung 1-35: Umweltwirkungsvermeidungskosten pro Hektar und Versuchsjahr auf Basis des Single-N-Scores links für CUN, DED und IHO, mittig MLU 1VJ und 2VJ, rechts MLU 3VJ.

Bei der Fruchtfolgebetrachtung (siehe Abbildung 1-36) schneidet die Einfachinhibierung in CUN, DED und IHO auch mit Standardabweichung (knapp) positiv ab, zur Reihenfolge zwischen den Standorten kann keine robuste Aussage getroffen werden, da die Standardabweichung z.B. in CUN sehr groß ist, in DED dagegen keine Standardabweichung angegeben werden kann. Die Doppelinhibierung streut zu stark, um daraus Schlüsse ziehen zu können, ebenso die Einfachinhibierung in MLU.

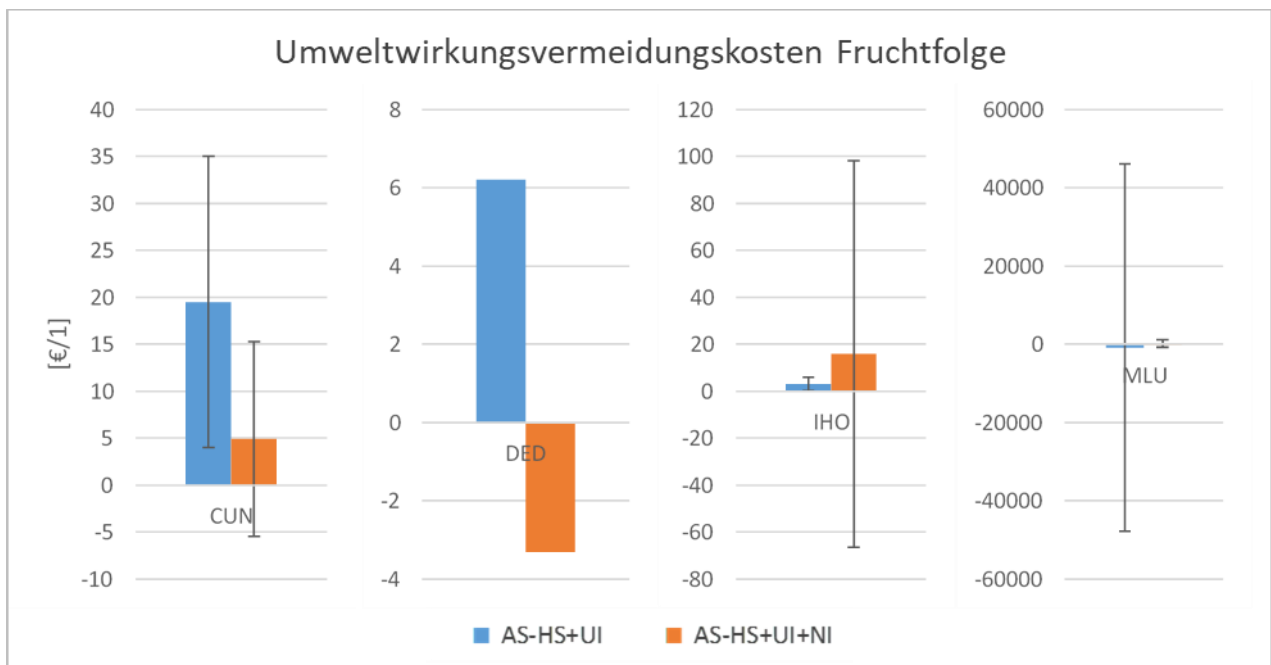


Abbildung 1-36: Umweltwirkungsvermeidungskosten pro Hektar und Fruchtfolge auf Basis des Single-N-Scores für CUN, DED, IHO und MLU.

2.3 Emissionsvermeidungskosten

Eine ähnliche Berechnung ist für die Emissionsminderung möglich (siehe Formel 1-4), wobei hier eine Reduktion von 1 kg der betrachteten Emission zu Grunde gelegt wird.

Formel 1-4

$$\text{Emissionsvermeidungskosten} = \frac{\Delta \text{Kosten}}{\Delta \text{Emission}}$$

Die Ergebnisse für Lachgas sind in

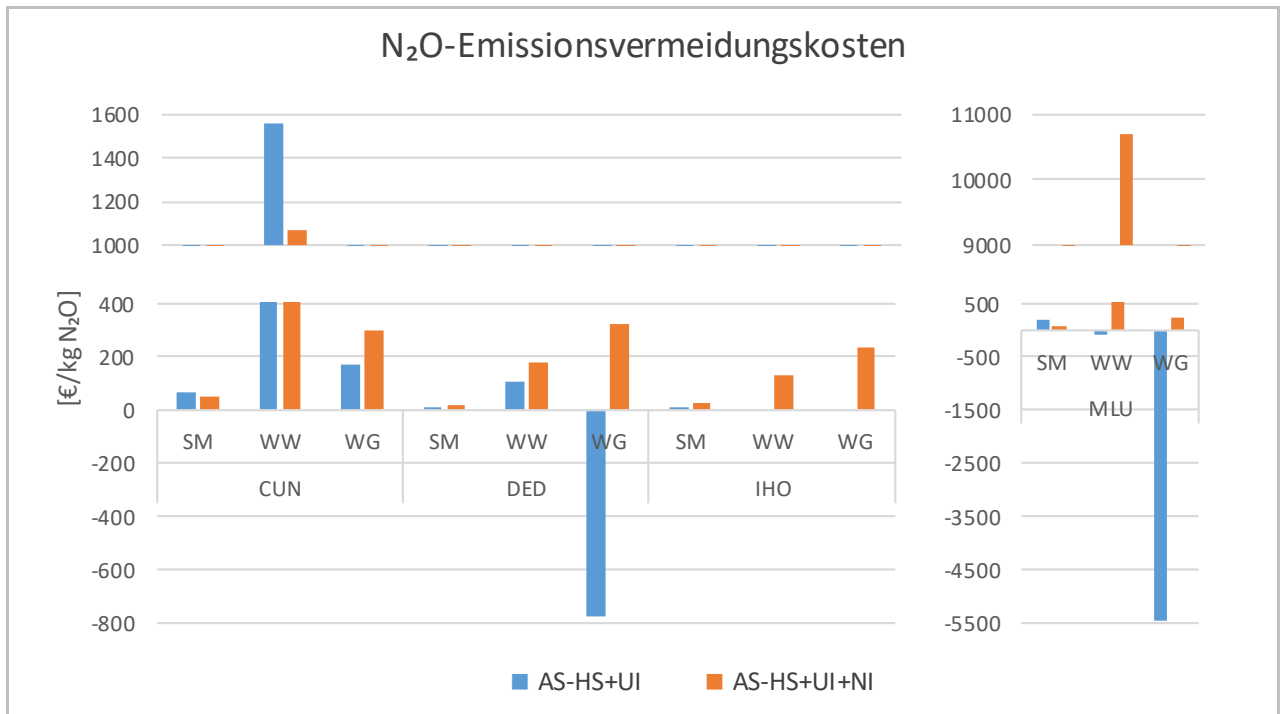


Abbildung 1-37: dargestellt. Die negativen Emissionsvermeidungskosten an den Standorten IHO und MLU sind wieder auf eine Emissionssteigerung statt eine -minderung zurückzuführen. Insbesondere bei MLU wird deutlich: Niedrige Emissionen im Nenner führen zu sehr hohen Ergebnissen, bei der Doppelinhibierung z. B. fast 11.000 € / kg N₂O, obwohl die Mehrkosten für diese Variante nur bei ca. 40 €/ha liegen. Kombiniert mit der Tatsache, dass Emissionsänderungen in diesem niedrigen Bereich extrem fehlerbehaftet sind, ergeben sich sehr hohe Vermeidungskosten mit extrem hohem Standardfehler, im gleichen Beispiel ca. ± 850.000 €/kg N₂O. Dies schließt eine robuste Aussage aus. Auch an den anderen Standorten macht dieser Umstand eine zuverlässige Ableitung unmöglich.

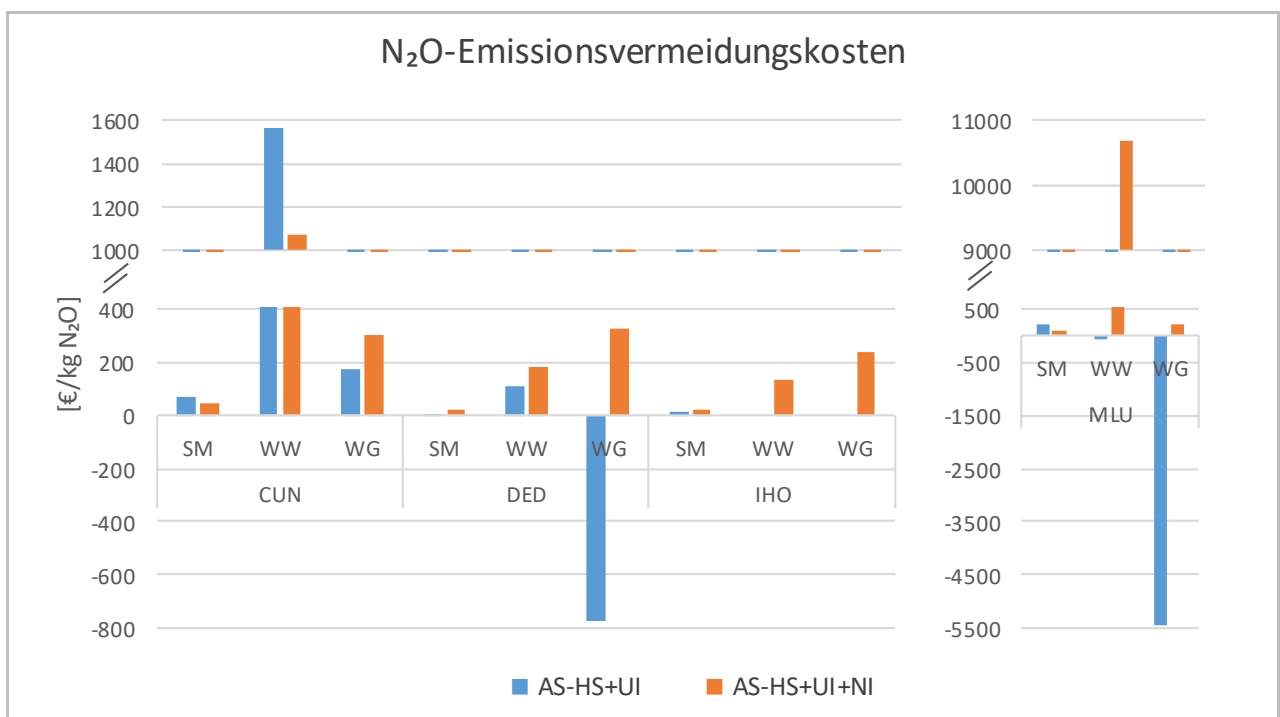


Abbildung 1-37: Emissionsvermeidungskosten für Lachgas auf Basis der Fruchtfolge für CUN, DED, IHO und MLU, oben ohne Fehlerbetrachtung, unten mit Fehlerbetrachtung.

Die soeben betrachteten Emissionsvermeidungskosten für Lachgas können auch mit dem aktuellen politisch festgelegten CO₂-Preis abgeglichen werden. Aktuell gilt der CO₂-Preis nicht für die Landwirtschaft, wird von Ökonom*innen aber als effizientester Ansatz zur Verlangsamung des Klimawandels gesehen. Abbildung 1-38

zeigt, wie hoch die aktuellen Lachgaseinsparungen pro Hektar liegen und stellt diesen (bei fixen Managementkosten) die notwendigen Mengen gegenüber, welche nötig wären, um den Break-even-Point beim CO₂-Preis von 2024 (0,045 €/kg, Deutsche Emissionshandelsstelle, 2024), dem anvisierten CO₂-Preis im Jahr 2026 von 0,065 €/kg sowie einem erdachten CO₂-Preis von 100 €/kg zu erreichen. Steigt der gehandelte Wert der Emission, so ist eine geringere Einsparungsmenge notwendig, um die kritische Grenze zu erreichen. Wie bereits ausführlich dargelegt, unterliegen die gemessenen Lachgaseinsparungen einer hohen Streuung, die realen Emissionseinsparungen sind demnach nicht robust und dienen lediglich der Orientierung. Hochemissionsstandorte wie IHO könnten mit den aktuellen Einsparungen schon bald einen Break-even-Punkt erreichen, Niedrigemissionsstandorte wie MLU werden diesen wohl nie erreichen.

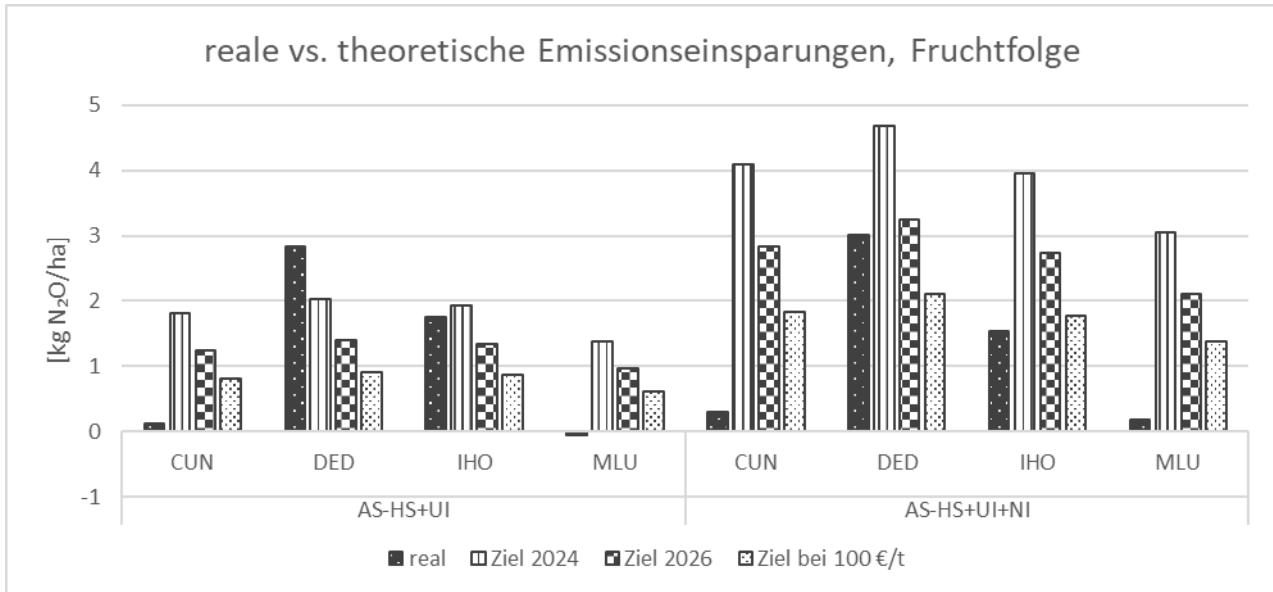


Abbildung 1-38: Reale vs. theoretisch notwendige Emissionseinsparungen für Lachgas auf Basis der Fruchtfolge für CUN, DED, IHO und MLU ; theoretische Einsparungen für 0,045 (2024) €/kg CO₂-Äq, 0,065 (evtl. 2026) €/kg CO₂-Äq und 0,1 €/kg CO₂-Äq.

Auch für Ammoniak wurden Emissionsvermeidungskosten berechnet (siehe Abbildung 1-39). Negative Kosten in DED und IHO sind wieder auf eine Emissionssteigerung zurückzuführen. Die Kosten liegen für die Einfachinhibierung in CUN am höchsten, gefolgt von DED, wo es allerdings keine Messwiederholungen gab; die Streuung war in IHO so groß, dass hier keine robuste Aussage getroffen werden kann. In MLU betragen die Ammoniakemissionen null. Es sei hier jedoch auch erwähnt, dass einige Messungen nahe an der Nachweisgrenze des Dräger-Tube-Systems lagen (siehe Methodendiskussion SKWP). Daher sind die hohen Vermeidungskosten in CUN eher als rechnerische Artefakte einzustufen.

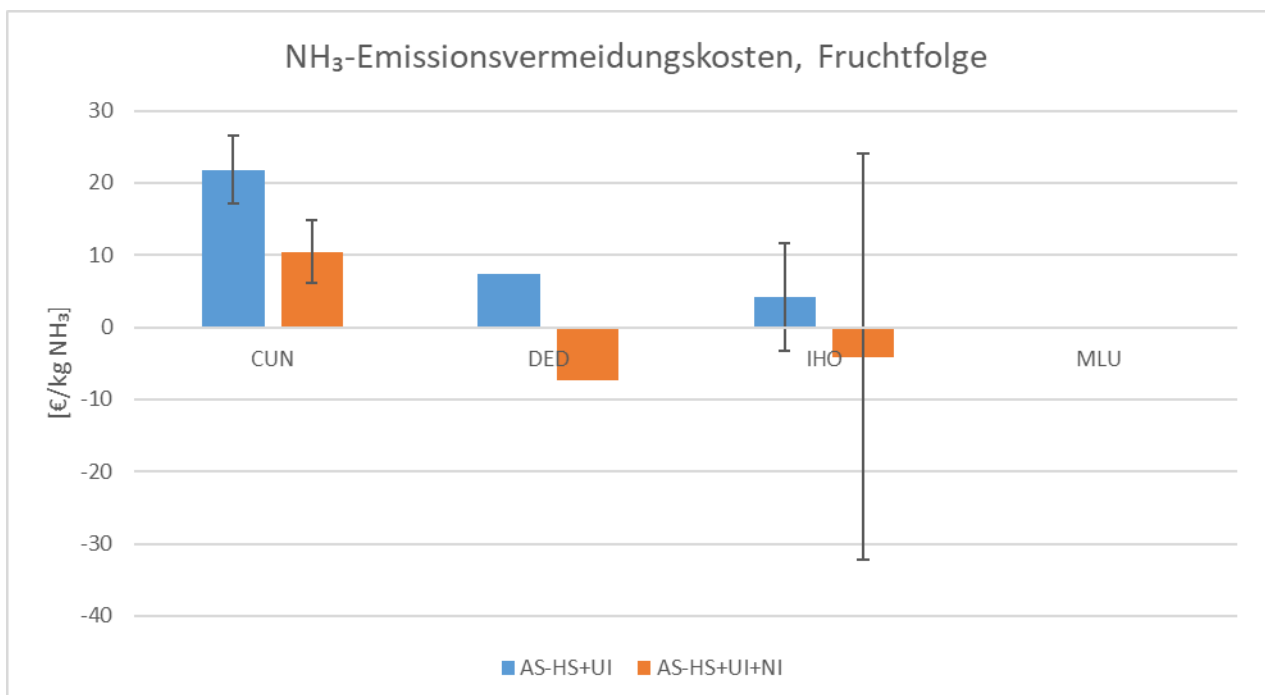


Abbildung 1-39: Emissionsvermeidungskosten für Ammoniak pro Fruchtfolge für CUN, DED, IHO und MLU.

2.4 Absolute Ökoeffizienz

Da die Vermeidungskostenberechnungen lediglich die entstandenen Kosten, nicht jedoch den Produktnutzen in Betracht ziehen, wird nun eine Ökoeffizienzanalyse vorgenommen. Ökoeffizienzanalysen werden häufig als zweiachsige Punktdiagramme dargestellt. In einem Diagramm werden verschiedene Bewirtschaftungsvarianten aufgetragen und so miteinander verglichen. Diese Darstellung ist abhängig von der funktionellen Einheit, also absolut. Die Darstellung enthält keine neuen Informationen, sie setzt vielmehr die bereits vorhandenen Informationen in Beziehung zueinander. So kann idealerweise mit einem Blick festgestellt werden, welche der untersuchten Varianten für die jeweilige Wirkungskategorie am besten bzw. am schlechtesten abschneidet. Für die Betrachtung der absoluten Ökoeffizienz muss zunächst betont werden, dass die y-Achse mit der Umweltwirkung im Idealfall gegen 0 geht, während der Produktnutzen (x-Achse) möglichst groß werden sollte. In Abbildung 1-40 sind die ökonomisch betrachteten Standorte gegen den Single-N-Score ihrer Umweltwirkung abgezeichnet.

Der Nachteil dieser Darstellung ist, dass eindeutige Empfehlungen schwer abgeleitet werden können, wenn Trade-offs zwischen den beiden betrachteten Einflussfaktoren auftreten, z.B. eine niedrigere Umweltwirkung bei höherem Produktnutzen. Ist in MLU bspw. die Doppelinhibierung besser, welche die Umweltwirkungen stärker mindert, gleichzeitig aber auch den Produktnutzen, oder ist hier die Einfachinhibierung vorzuziehen?

Auch die ertragsbezogene Betrachtung hilft nicht weiter (siehe Abbildung 1-40). Zwar ändern sich auf Grund der gemittelten Erträge die Ergebnisse zwischen den Varianten nicht, jedoch schneiden die Standorte zueinander ggf. anders ab. Die doppeltinhibierte Variante in MLU hat z. B. zwar immer noch eine niedrigere Umweltwirkung als die einfache Inhibierung in DED, nun aber einen ähnlichen Produktnutzen. Zusätzlich zu den Trade-offs zwischen Umweltwirkung und Produktnutzen stellt sich nun also auch die Frage, ob die flächenbezogene oder die ertragsbezogene Betrachtung zur Beurteilung herangezogen werden sollte.

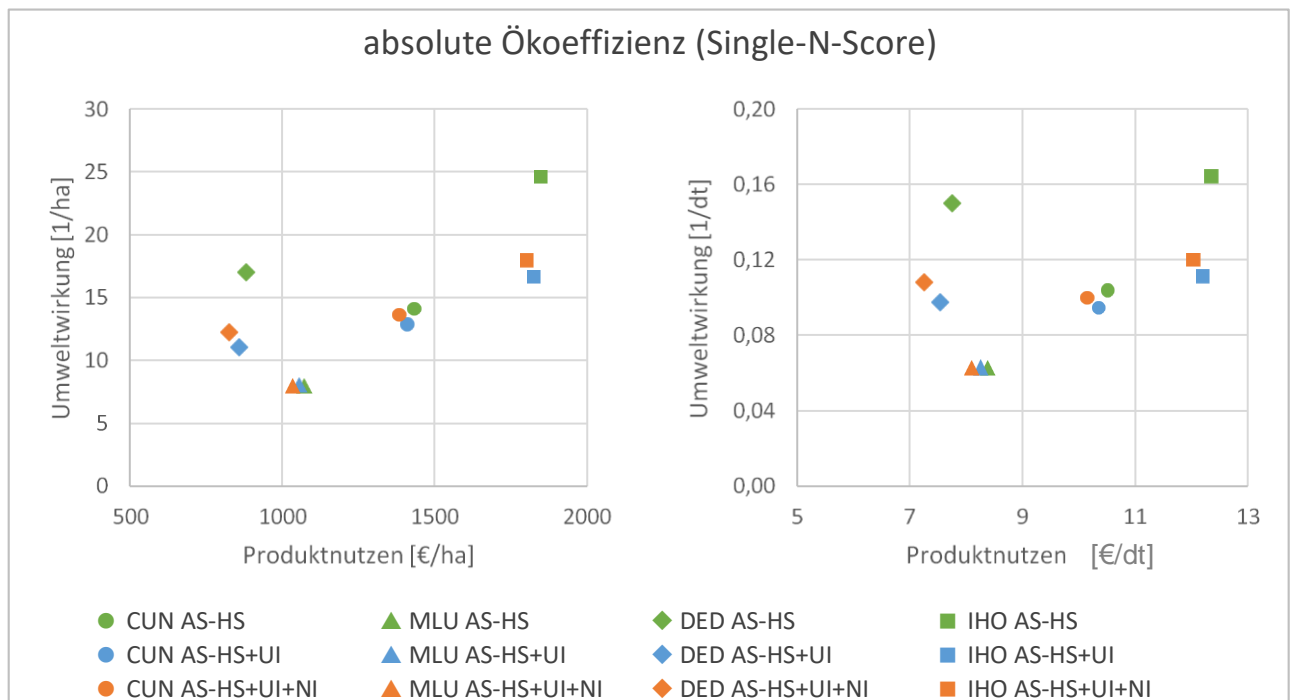


Abbildung 1-40: Relative Ökoeffizienz für den Single-N-Score der Standorte CUN, DED, IHO und MLU über die gesamte Fruchtfolge, links pro Hektar, rechts pro Dezitonne.

2.5 Relative Ökoeffizienz

Eine andere Möglichkeit ist die relative Betrachtung von Ökoeffizienz. Hierfür wird die in Frage stehende Maßnahme zu einer Referenz, bspw. dem Weglassen der Maßnahme (siehe Formel 1-5), ins Verhältnis gesetzt. Es resultiert der dimensionslose Koeffizient X (> 0). Sobald $X \geq 1$, ist die untersuchte Variante ökoeffizienter als die Referenz, in unserem Fall die Variante ohne Inhibitoren. Da X dimensionslos ist, sind die Ergebnisse unabhängig von der funktionellen Einheit.

Formel 1-5

$$X = \frac{\left(\frac{P_i}{E_i}\right)}{\left(\frac{P_G}{E_G}\right)} = \frac{(\text{Nutzen}_{\text{untersuchte Variante}} / \text{Einfluss}_{\text{untersuchte Variante}})}{(\text{Nutzen}_{\text{Referenz}} / \text{Einfluss}_{\text{Referenz}})}$$

In **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** sind die soeben dargestellten Informationen kombiniert abgebildet. Das Erreichen der 1 markiert das Erreichen der Ökoeffizienz.

Der Ureaseinhibitor erreicht Ökoeffizienz im Mittel immer in CUN, DED und IHO, in MLU jedoch nur für SM ganz knapp. Die Doppelinhibierung erreicht durchweg gemischte Ergebnisse, die keinem erkennbaren Muster folgen. Wichtig ist auch die Betrachtung der Standardfehler; in IHO ist die erreichte Ökoeffizienz der Einfachinhibierung bei SM sowie die nicht erreichte Ökoeffizienz der Doppelinhibierung bei WW nicht eindeutig. Die hohen Schwankungen resultieren hier aus den hohen Standardabweichungen der Ammoniakmessungen, welche auf drei der fünf betrachteten WKs wirkt.

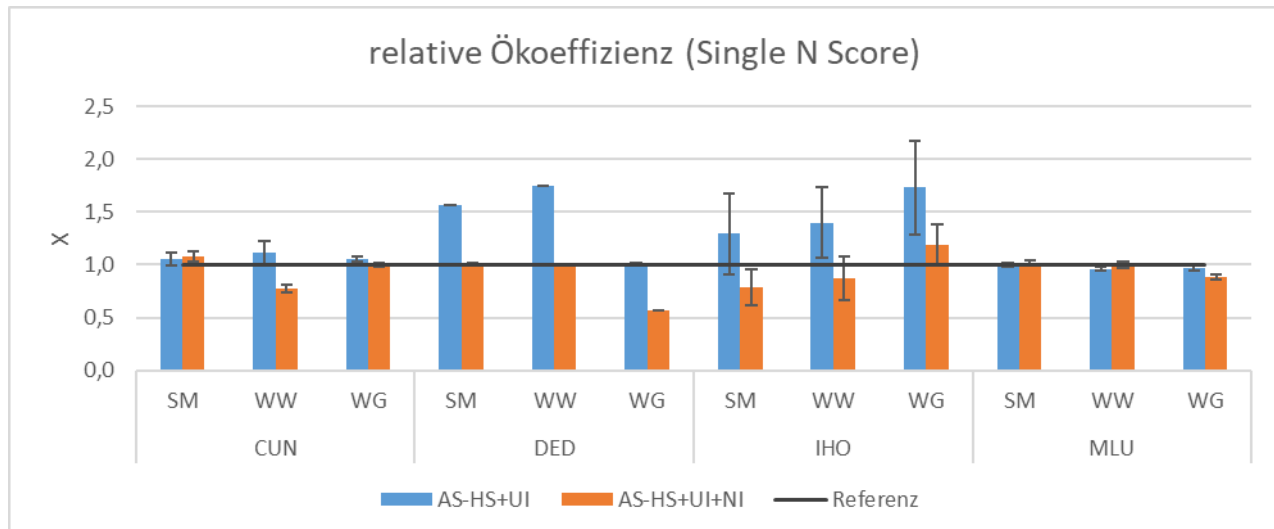


Abbildung 1-41: Relative Ökoeffizienz der Standorte CUN, DED, IHO und MLU als Mittel über die Fruchtfolge jeweils für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI für jede betrachtete WK (V = Versauerung, K = Klimawandel, E = Eutrophierung, O = Ozonbildung). Die 1 markiert das Erreichen von Ökoeffizienz.

Um einen besseren Überblick zu erhalten, kann die relative Ökoeffizienz letztlich auf Fruchtfolgeebene durchgeführt werden (siehe Abbildung 1-42). Auf Basis der in Win-N durchgeführten Versuche erreicht die Einfachinhibierung in CUN, DED und IHO immer Ökoeffizienz, die Doppelinhibierung ist auf Fruchtfolgebasis hingegen nicht für CUN oder DED geeignet, eventuell für IHO. Am Niedrigemissionsstandort MLU hingegen lohnen sich weder Einfachinhibierung noch Doppelinhibierung. Die Standardabweichung fällt jedoch insgesamt sehr hoch aus bzw. erstreckt sich über den kritischen Wert von 1. Daher sind diese Ergebnisse für die Praxis noch nicht robust.

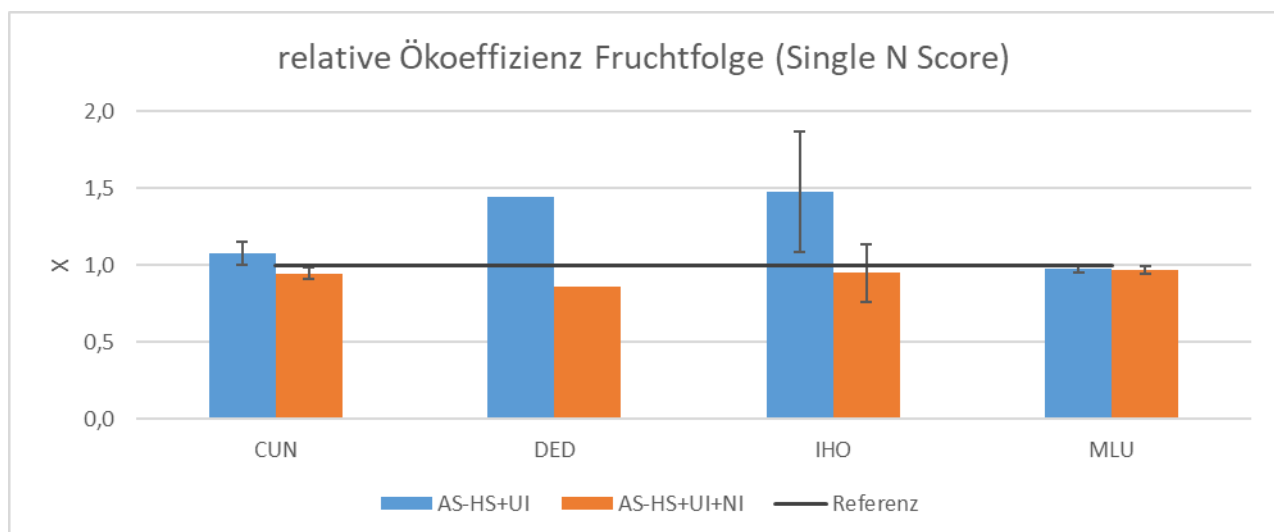


Abbildung 1-42: Relative Ökoeffizienz der Standorte CUN, DED, IHO und MLU als Mittel über die Fruchtfolge jeweils für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI als normierte und gewichtete Summe der vier betrachteten WKs. Die 1 markiert das Erreichen von Ökoeffizienz.

3) Zusätzliche Simulationen

Modellbeschreibung

Das Modell CANDY (Carbon and Nitrogen Dynamics; Franko et al. 1995, 1997) wurde im Rahmen des Projekts für ergänzende Simulationen verwendet. CANDY ist ein Bodenprozesssimulationsmodell, welches vertikale Wasser-, Wärme- sowie Stofftransport- und -umwandlungsprozesse in der ungesättigten Zone in täglicher, wöchentlicher, monatlicher oder jährlicher Auflösung in landwirtschaftlichen Böden simuliert. Der Schwerpunkt der Simulationen lag bei der Abbildung der NO_3^- -Auswaschung, welche unter Praxisbedingungen lediglich auf den Lysimetern in Nossen abgeschätzt werden konnte. In Folge dessen sollen die Simulationsergebnisse von CANDY das standortbedingte Grundrisiko für NO_3^- -Auswaschung unter einer Bandbreite verschiedener Szenarien darstellen.

Parametrisierung des Modells

Eine zuverlässige Abbildung der N-Dynamik, welches die NO_3^- -Auswaschung einschließt, setzt zunächst eine adäquate Parametrisierung des Modells voraus. Dies soll gewährleisten, dass das Modell auch unter den im Win-N-Projekt vorliegenden Standorten und Bedingungen zuverlässige Ergebnisse liefert. Gemäß einer Meta-Analyse von Brilli et al. (2017) ist dabei eine suboptimale Parametrisierung von Prozessen, welche die Umwandlung von NO_3^- steuern, selbst in rezenten Bodenstickstoffmodellen noch ein häufiges Problem. Erstes Ziel war es daher, die Qualität der bestehenden Standard-Parametrisierung zu prüfen und ggfs. eine Parametrisierung zu entwickeln, welche die Standortcharakteristika besser abbildet.

Zu diesem Zwecke wurden auf der Plattform OpenAgrar öffentlich verfügbare Daten des StaPlaRes-Projekts („N-Stabilisierung und wurzelnahe Platzierung als innovative Technologien zur Optimierung der Ressourceneffizienz bei der Harnstoff-Düngung“; Mallast & Stichnothe, 2021) sowie zweier weiterer in einer gemeinsamen Datenbank zusammengefasster Verbundprojekte („Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas“ und „Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung“; GHG-Datenbank; Mallast et al., 2018) verwendet. Diese Daten weisen eine hohe Eignung für die Überprüfung einer bestehenden sowie Entwicklung einer neuen Parametrisierung auf, da sie 1) einen breiten Gradienten an Sand- und Tongehalten abdecken, 2) darüber hinaus unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten und Klimaräume repräsentieren sowie 3) die im Win-N-Projekt vorkommenden Versuchsstandorte (Merbitz, Dedelow, Ihinger Hof, Cunnersdorf) bereits vertreten. Die wesentlichen Standortcharakteristika sind in Tabelle 1-8 zusammengefasst.

Tabelle 1-8: Ausgewählte Standortcharakteristika der simulierten Datensätze. Niederschlag sowie Lufttemperatur wurden als Mittelwerte des Simulationszeitraums bestimmt. Die angebaute Fruchtfolge war in allen Fällen Winterraps, Winterweizen, Wintergerste. Standorte des StaPlaRes-Projekts lagen zusätzlich auch in einer ungedüngten Kontrolle (con) vor. Standortkürzel: ATB (Bornim), BER (Bernburg), DED (Dedelow), HOH (Hohenschulen), CUN (Cunnersdorf), ROG (Roggenstein), MLU (Merbitz), IHO (Ihinger Hof). Im Win-N-Projekt vorkommende Standorte wurden mit einem Asterisk () gekennzeichnet.*

Datensatz	Datenbank	Simulationszeitraum	Textur (Oberboden, 0 – 30 cm)			Klima		Durchschn. jährliche Düngemenge [kg N/ha]
			Sand [M-%]	Schluff [M-%]	Ton [M-%]	Nied. [mm]	Ltemp. [°C]	
ATB	GHG	11.12.2012 - 31.07.2015	75.05	18.98	5.97	434	10.64	140
BER con	StaPlaRes	13.09.2016 - 31.08.2019	68.5	24.7	6.8	520	9.7	0
BER	StaPlaRes	13.09.2016 - 31.08.2019	68.5	24.7	6.8	520	9.7	163
DED*	GHG	19.12.2012 - 31.07.2015	59.05	30.93	10.02	429	8.09	192
HOH	GHG	05.12.2012 - 31.07.2015	58.99	30.49	10.52	478	8.83	200
CUN* con	StaPlaRes	26.08.2016 - 31.10.2019	50.9	39.9	9.2	615	9	0
CUN*	StaPlaRes	26.08.2016 - 31.10.2019	50.9	39.9	9.2	615	9	180
ROG con	StaPlaRes	05.09.2016 - 01.09.2019	34	50	16	914	8.7	0
ROG	StaPlaRes	05.09.2016 - 01.09.2019	34	50	16	914	8.7	173

MLU*	GHG	16.01.2013 31.07.2015	-	16.5	67.75	15.75	456	10.75	139
IHO*	GHG	11.12.2012 31.07.2015	-	3.22	78.18	18.6	592	9.59	158

Die in Frage stehende Parametrisierung reguliert dabei die Umsetzung von NO_3^- zu atmosphärischem Stickstoff (N_2), in Zuge dessen N_2O als Nebenprodukt entsteht. Von der Parametrisierung hängt somit simultan die verfügbare Menge an NO_3^- für die Auswaschung als auch die Mengen emittierten N_2O ab. Mangels Messungen der NO_3^- -Auswaschung und aufgrund einer hohen Verfügbarkeit an N_2O -Messungen wurden auf obigen Standorten folglich Simulationen der N_2O -Emissionen im gemäß Tabelle 1-8 angegebenen Zeitraum durchgeführt. Anschließend erfolgte ein Abgleich der simulierten Emissionen mit den tatsächlich gemessenen, um so einerseits die Gesamtqualität der Standard-Parametrisierung zu beurteilen sowie andererseits potenzielle Ursachen für hohe Fehler (i.e. Differenz zwischen gemessenen und simulierten Werten) zu identifizieren.

Wie anhand Abbildung 1-43 deutlich wird, unterschätzt die Standard-Parametrisierung N_2O -Emissionen auf feinkörnigen Standorten (i.e. hoher Tongehalt, geringer Sandgehalt), während sie Emissionen auf grobkörnigen Standorten (i.e. geringer Tongehalt, hoher Sandgehalt) überschätzt. Dies wird auch daran deutlich, dass der Simulationsfehler insbesondere mit dem Sand- und Tongehalt stark korreliert; andere Charakteristika, welche sich auf Lachgasemissionen auswirken, wie die Höhe des N-Dünger-Inputs, die mittlere Jahresdurchschnittstemperatur sowie mittlerer Jahresniederschlag, korrelieren mit dem Simulationsfehler nur äußerst schwach bis gar nicht, wie Abbildung 1-44 zu entnehmen ist. Folglich war eine Neuparametrisierung notwendig, um zuverlässige Simulationen der N-Dynamik durchführen zu können.

Eine rezente Studie von Meurer et al. (2019) befasste sich mit der Optimierung der N-Dynamik in CANDY. Die darin erstellte Parametrisierung führt zwar zu einer plausibleren Abbildung der N-Dynamik auf grobkörnigen (i.e. sandigen) Böden, allerdings auch zu einer Verschlechterung auf mittleren und feinkörnigen (i.e. tonigen) Böden. Eine global (i.e. auf alle zu simulierenden Datensätze) wirkende Anpassung der Parametrisierung ist folglich nicht zielführend, da eine Verbesserung auf einem Standort mit der Verschlechterung an einem anderen Standort einhergehen würde. Gleichzeitig ist eine standortspezifische Parametrisierung ebenfalls nicht wünschenswert, da somit für jeden zu simulierenden Standort ein eigener Parametersatz zu ermitteln wäre und lediglich an standörtliche Gegebenheiten kalibriert würde, wodurch keine externe Validität der Parameter zu gewährleisten wäre. Dadurch wäre eine Simulation der N-Dynamik unter Bedingungen, für welche noch kein spezifischer Parametersatz ermittelt wurde, ohne weiteres Vorwissen nicht möglich. Um diese beiden Probleme zu vermeiden, wurden Parametersätze erstellt, welche auf einer Bandbreite an Standorten angewendet werden können.

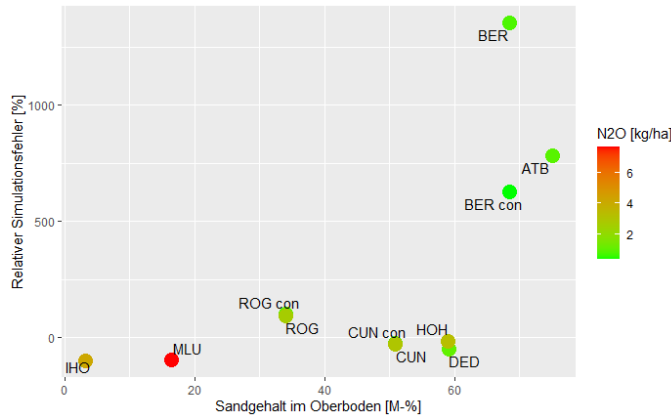


Abbildung 1-43: Scatterplot des relativen Fehlers (R_{delta} [%]) für N_2O -Emissionen gegen den Sandgehalt [%], mit dem gemessenen Lachgas-Emissionsniveau als Farbgradient. Dargestellt wurden Simulationsergebnisse mit dem Standard-Parametersatz. Ein R_{delta} von 100 % bedeutet eine Überschätzung der Emissionen durch das Modell um das Doppelte. Ein negatives R_{delta} entspricht einer Unterschätzung. Simulationen wurden anhand des Standard-Parametersatzes durchgeführt. Die StaPlaRes-Standorte (ROG, CUN, BER) lagen dabei zusätzlich in ungedüngter Kontrolle (con) vor.

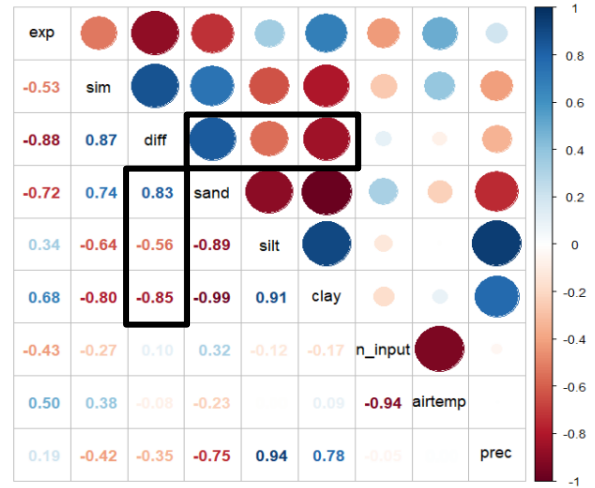


Abbildung 1-44: Korrelationsmatrix der Variablen gemäß Tabelle 1-8 (exp: gemessene kumulative Lachgasemissionen; sim: simulierte kumulative Lachgasemissionen; diff: absoluter Fehler (Differenz zwischen gemessenen und simulierten Emissionen); sand: Sandgehalt; silt: Schluffgehalt; clay: Tongehalt; n_input: gesamter N-Input durch mineralischen Dünger; airtemp: mittlere Lufttemperatur; prec: mittlere Jahresniederschlagssumme). Der Fehler (diff) zwischen Messwert (exp) und Simulationswert (sim) wird maßgeblich durch den Sand- und Tongehalt bedingt (fett umrahmt), wobei der Sand- und Tongehalt wiederum miteinander sehr stark korrelieren.

Zunächst musste dabei ein Kriterium ermittelt werden, anhand dessen die Standorte plausibel gruppiert werden können, sodass anschließend gruppenweise anzuwendende Parametersätze entwickelt werden konnten. Anhand Abbildung 1-43 wird deutlich, dass eine Unterschätzung der Lachgasflüsse maßgeblich bei Sandgehalten <25 % sowie eine Überschätzung bei Sandgehalten >65 % erfolgt. Demnach wurden die Cut-Offs für die zu erstellenden Parametersätze bei 25 sowie 65 % Sandgehalt festgelegt. Aufgrund der sehr starken Korrelation von Sand- und Tongehalten (siehe Abbildung 1-43) ist eine Klassifizierung der Cut-Off-Kriterien anhand des Tongehaltes grundsätzlich auch möglich, allerdings ist die Variabilität der Tongehalte deutlich geringer als die Variabilität der Sandgehalte (siehe Tabelle 1-8), weshalb eine Klassifizierung anhand letzterer bevorzugt wurde.

Die Parametrisierung erfolgte zunächst standortspezifisch, sodass für jeden Standort ein eigener Parametersatz vorlag. Dabei wurden die wirksamen Parameter, welche die N-Dynamik in CANDY steuern, in einem iterativen Prozess modifiziert, bis eine optimale Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Lachgasemissionen, gemessen am durchschnittlichen Fehler (Root Mean Square Error, RMSE), erreicht wurde. Anschließend wurden die standortspezifischen Parameter innerhalb der ermittelten Klassen gemäß Sandgehalten (<25 %, 25 – 65 %, >65%) gemittelt, um insgesamt je einen Parametersatz für feinkörnige, mittlere und grobkörnige Böden zu erhalten.

Wie Abbildung 1-45 zu entnehmen ist, konnte insgesamt eine substantielle Verbesserung der N-Dynamik, gemessen an den N_2O -Emissionen, durch eine texturabhängige Parametrisierung erreicht werden. Zwar verzeichnen einige Standorte (ROG, BER) noch recht hohe verbleibende Fehler, allerdings sind diese angesichts des insgesamt geringen Emissionsniveaus (kumulativ <4 kg N_2O -N/ha) als unerheblich zu bewerten. Die Restunsicherheit auf den feinkörnigen Standorten (IHO, MLU) ist maßgeblich durch jeweils ein extrem starkes Emissionsereignis im Gesamtverlauf zu erklären (siehe Teilvorhaben 4 und 5). In beiden Fällen fielen die Wassergehalte zu dem Zeitpunkt allerdings zu gering aus, als dass die gemessenen Lachgasemissionen durch Denitrifikation entstanden sein können. Es liegt nahe, dass diese durch die Nitrifikation entstanden sind, welche in CANDY jedoch nicht erfasst werden kann. Allerdings sind die Fehler auch in diesem Falle aufgrund des insgesamt geringen Emissionsniveaus über den gesamten Simulationszeitraum als akzeptabel einzustufen. Unter Anwendung der optimierten Parameter konnte somit der RMSE über alle dargestellten Standorte im Vergleich zu den Standard-Parametern von 3.77 auf 1.77 (entsprechend einem relativen RMSE von 110.09 und 51.86) reduziert werden. Dadurch konnte der Fehler bei der Berechnung der Lachgasemissionen mit CANDY mehr als halbiert werden, sodass die entwickelte Parametrisierung für die Simulationen auf den Win-N-Standorten angewendet werden konnte.

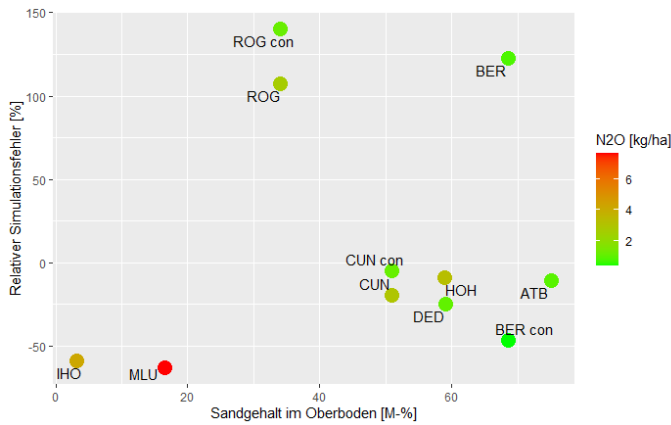


Abbildung 1-45 (links): Scatterplot des relativen Fehlers (R_{delta} [%]) für N_2O -Emissionen gegen den Sandgehalt [%], mit dem gemessenen Lachgas-Emissionsniveau als Farbgradient. Dargestellt wurden Simulationsergebnisse mit dem optimierten Parametersatz. Ein R_{delta} von 100 % bedeutet eine Überschätzung der Emissionen durch das Modell um das Doppelte. Ein negatives R_{delta} entspricht einer Unterschätzung. Simulationen wurden anhand des Standard-Parametersatzes durchgeführt. Die StaPlaRes-Standorte (ROG, CUN, BER) lagen dabei zusätzlich in ungedüngter Kontrolle (con) vor.

Standortwahl und Modellvalidierung

Nach erfolgreicher Parametrisierung des Modells konnten Szenariensimulationen auf ausgewählten Standorten durchgeführt werden. Bei den dafür ausgewählten Standorten handelte es sich einerseits um den Standort Cunnersdorf, für welchen sämtliche für das Modell zwingend benötigten Bodenparameter (Schluff- und Tongehalt, Lagerungsdichte, Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Gehalt organischen Kohlenstoffs) horizontspezifisch bis zu einer Tiefe von 160 cm sowie auch periodische Messwerte (Lachgas, Bodentemperatur, mineralischer Stickstoff) zur Validierung vorlagen; sowie andererseits um den Standort Nossen, auf welchem zwar vor allem hydraulische Bodenparameter (Lagerungsdichte, Feldkapazität, permanenter Welkepunkt, gesättigte Wasserleitfähigkeit) fehlten, jedoch anhand modellinterner Pedotransferfunktionen (PTFs) ermittelt und anhand kontinuierlich bestimmter Sickerwassermengen sowie Nitratfrachten im Sickerwasser validiert werden konnten. Am Standort Nossen beschränkten sich die Simulationen dabei auf den Sandboden (Sprotta), um möglichst zum Standort Cunnersdorf kontrastierende pedogene Grundbedingungen abzubilden. Auf den Standorten Ihinger Hof, Merbitz und Dedelow wurden keine Simulationen durchgeführt, mangels vollständiger Bodenparameter sowie gleichzeitig sich aus dem Versuchsdesign ergebender nicht durchführbarer Bestimmung der Sickerwassermengen und Nitratfrachten. Somit wäre es zwar auf den Standorten Ihinger Hof, Merbitz und Dedelow möglich, fehlende Bodenparameter mittels PTFs, wie in Nossen, zu bestimmen, jedoch wäre eine Validierung nicht möglich, sodass sich hieraus eine nicht vertretbare Unsicherheit der Simulationsergebnisse ergeben würde.

Abbildungen 1-46 bis 1-48 fassen die Modellvalidierung anhand des Standortes Cunnersdorf zusammen. Dort erfolgte die Validierung dabei anhand von Messwerten aus vergangenen Langzeitversuchen. Ein Abgleich von Mess- und Simulationenwerten in Cunnersdorf belegt eine hohe Übereinstimmung zwischen Modell und Realität. Insbesondere die sehr gute Übereinstimmung gemessener und simulierter N_{min} -Werte (Abbildung 1-46) bestätigt, dass das Modell die gesamten N-Verluste, entstehend durch pflanzlichen Entzug, Auswaschung und Denitrifikation, adäquat abbildet, welches durch die Stimmigkeit der Lachgasemissionen (Abbildung 1-47) weiter bestätigt wird. Insbesondere eine zuverlässige Simulation der Bodentemperatur ist dabei für den Umsatz organischer Materie, und somit die Fixierung und Freisetzung von Nitrat, unabdingbar, welches ebenfalls gewährleistet ist (Abbildung 1-48).

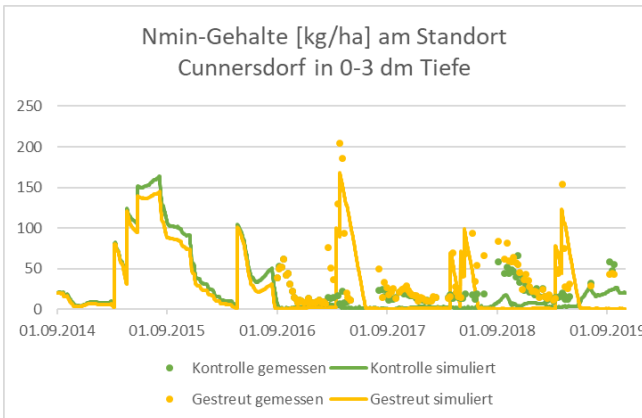
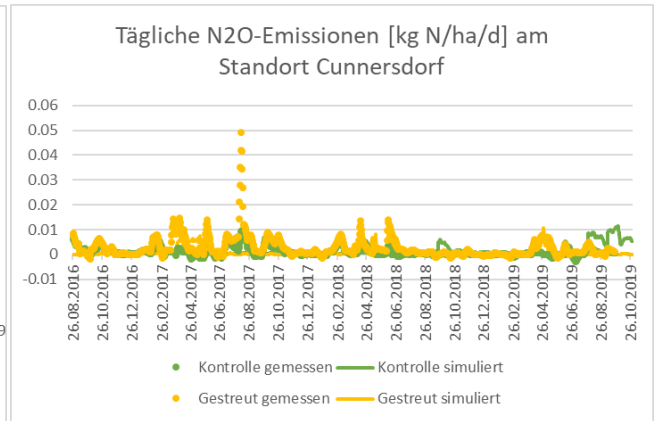
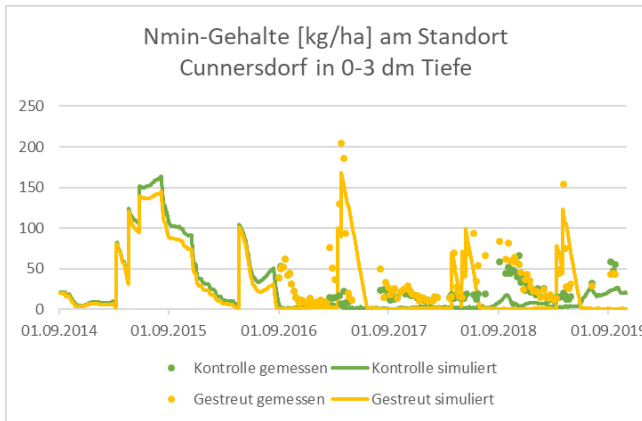


Abbildung 1-46 (oben links): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte) Gehalte mineralischen Stickstoffs in Cunnnersdorf im Oberboden für die Versuchsvariante „Gestreut“ und „Kontrolle“ des StaPlaRes-Projekts.

Abbildung 1-47 (oben rechts): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte) Tägliche Lachgasemissionen in Cunnnersdorf für die Versuchsvariante „Gestreut“ und „Kontrolle“ des StaPlaRes-Projekts.

Abbildung 1-48 (unten links): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte) Bodentemperatur, exemplarisch für 1-2 dm Tiefe in Cunnnersdorf.

In Nossen erfolgte die Validierung anhand im Win-N-Projekt erfasster Sickerwassermengen und Nitratfrachten im Sickerwasser. Die Messwerte aus Nossen zeigen ein differenzierteres Verhalten: So scheint zumindest teilweise ein zeitlicher Versatz der simulierten im Vergleich zu den gemessenen kumulativen Sickerwassermengen (Abbildung 1-49) zu bestehen, welcher sich auch auf die kumulative Nitratauswaschung (Abbildung 1-50) auswirkt. Anzumerken hierbei ist, dass in Nossen das Sickerwasser episodisch, jeweils im Sommer, Herbst und Frühjahr, entnommen wurde (siehe Teilvorhaben 6), woraus sich eine hohe zeitliche Unschärfe der Messwerte von mehreren Monaten ergibt. Ferner resultieren hohe Fehler der Nitratgehalte (siehe Fehlerbalken Abbildung 1-50) in einer Fortpflanzung der Unsicherheit bei kumulativen Berechnungen. Auf der Modellseite erfolgt die Berechnung der Sickerwasserströme in CANDY anhand des *tipping bucket*-Ansatzes, laut welchem vertikaler Wassertransport erst erfolgt, sobald der Wassergehalt in einem gegebenen Horizont den spezifischen Wert der Feldkapazität überschreitet, wodurch der Sickerwassertransport im Modell, im Vergleich zu Realbedingungen, verzögert stattfinden kann. Zudem war es nötig, eingangs fehlende hydraulische Bodenparameter mittels Pedotransferfunktionen zu ergänzen, welches eine weitere Unsicherheit birgt. Diese Umstände sind zentrale Ursachen für einen zeitlichen Versatz von simulierten und gemessenen Sickerwasserströmen und Nitratausträgen. Die gute Übereinstimmung der simulierten und gemessenen Werte im ersten und zweiten Versuchsjahr stehen dabei in starkem Kontrast zu der Abweichung im dritten Versuchsjahr. Hierbei wäre eine Verlängerung der Lysimetermessungen um ein weiteres Jahr wünschenswert gewesen, um einerseits den Einfluss der angebauten Fruchtart auf die Sickerwassermengen und Nitratauswaschung in zwei verschiedenen Jahren zu untersuchen sowie die vermutete zeitliche Verzögerung der Auswaschung im Modell zu überprüfen.

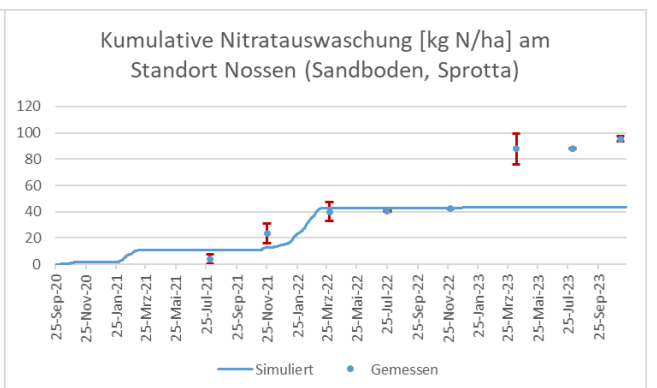
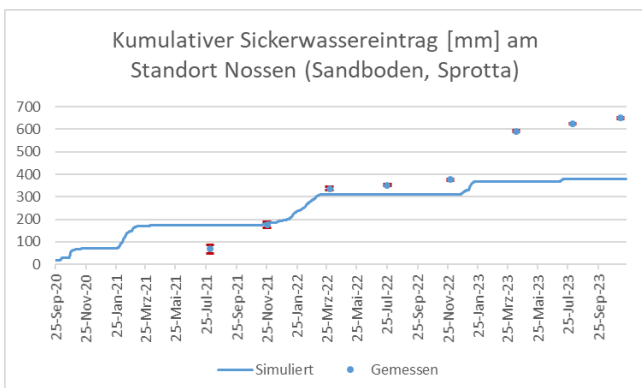


Abbildung 1-49 (links): Simulierter (Linie) und gemessener (Punkte mit roten Fehlerbalken) kumulative Sickerwassereintrag ins Grundwasser im Sandboden des Standorts Nossen.

Abbildung 1-50 (rechts): Simulierte (Linie) und gemessene (Punkte mit roten Fehlerbalken) kumulative Nitratauswaschung im Sandboden des Standorts Nossen.

Szenariensimulationen

Nach erfolgreicher Parametrisierung und Validierung konnten Szenariensimulationen der Nitratauswaschung und Sickerwassereinträge ins Grundwasser auf den Standorten Cunnersdorf und Nossen in der Versuchsvariante „AS-HS“ durchgeführt werden. Eine Simulation der einfach- (AS-HS+UI) und doppelt-inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI) war dabei nicht möglich, da im CANDY-Modell derzeit keine adäquate Abbildbarkeit von Inhibitoren gewährleistet werden kann. Unsicherheiten in der im Folgenden dargestellten N-Auswaschungsrisiken ergeben sich daher, unter Berücksichtigung der Validierung, ausschließlich aus dem Einfluss der Inhibitoren, welcher im Teilvorhaben 6 detaillierter beschrieben wird.

Der Simulationsstart wurde auf beiden Standorten auf jeweils 3 Monate vor der ersten Bodenbearbeitung der untersuchten Fruchtfolge festgelegt, um somit ein Einpendeln der Wassergehalte, welche zu Simulationsbeginn einen hohen Einfluss auf die Nitratauswaschung haben, zu gewährleisten und somit potenzielle Simulationsunsicherheiten zu vermeiden. Da die Simulationen Realwetterdaten benötigen, wurde das Simulationsende auf den 19.11.2023 festgelegt, wodurch einerseits genügend Zeit für eine detaillierte Auswertung unter Berücksichtigung der Projektlaufzeit verbleibt, andererseits noch etwaige Nitratauswaschungsereignisse in der Nachernteperiode erfasst werden können. Dabei stand, gemäß Projektantrag, in Cunnersdorf im ersten Jahr Mais, im zweiten Jahr Winterweizen und im dritten Jahr Wintergerste auf den Versuchsflächen, in Nossen hingegen, gemäß dokumentierter Abweichung (siehe Teilvorhaben 6) im ersten Jahr Wintergerste, im zweiten Jahr Mais mit Phacelia als Zwischenfrucht und im dritten Jahr Winterweizen. Ausgewertet wurden die Sickerwassermengen und die Nitratauswaschung im Zeitraum der ersten Bodenbearbeitung im Jahr 2021 bis zum Simulationsende (19.11.2023).

Simuliert wurde dabei sowohl der auf den beiden Versuchsstandorten vorherrschende Status quo als auch eine Reihe Szenarien. Die ausgewählten Szenarien sollten einen Worst Case darstellen, um zu überprüfen, unter welchen Witterungsbedingungen nennenswerte Auswaschungsverluste zu erwarten sind und welche saisonalen Witterungsmuster Auswaschungsverluste begünstigen. Tabelle 1-9 fasst die simulierten Szenarien zusammen. Für jedes Szenario wurden dabei drei Varianten gerechnet, um sowohl einen Vergleich der verschiedenen Szenarien untereinander als auch der jeweiligen Ausprägung der Effekte zu ermöglichen. Szenarien A bis I wurden ausschließlich am Standort Cunnersdorf angewandt, Szenarien J und K am Standort Nossen.

Tabelle 1-9: Simulierte Szenarien auf den Standorten Cunnersdorf (A bis I) und Nossen (J und K). Der Beschreibung der Szenarien ist zu entnehmen, welche qualitative Änderung am Status quo des Witterungsverlaufs unternommen wurde. Die quantitative Änderung ist unter der jeweiligen Variante angegeben. Im Sinne der saisonalen Änderungen (Szenarien D bis I sowie K) wurde Frühling als März bis Mai, Sommer als Juni bis August, Herbst als September bis November und Winter als Dezember bis Februar definiert.

Szenario		Variante	
Kennzeichnung	Beschreibung	Kennzeichnung	Änderung
A	Ganzjährig uniform erhöhte Niederschläge in Cunnersdorf.	1	+10 %
		2	+30 %
		3	+50 %
B	Starke Niederschlagsereignisse an allen Düngeterminen in Cunnersdorf.	1	20 mm
		2	50 mm
		3	100 mm
C	Längere Regenfälle an 5 Tagen um die Düngung, mit Maximum am Düngetag in Cunnersdorf.	1	Jeweils 5, 10, 20, 10, 5 mm
		2	Jeweils 10, 20, 50, 20, 10 mm
		3	Jeweils 20, 50, 100, 50, 20 mm
D	Feuchterer Herbst und Frühling, trockenerer Sommer in Cunnersdorf.	1	Jeweils +5 % und -10 %
		2	Jeweils +15 % und -30 %
		3	Jeweils +25 % und -50 %
E, F, G, H	Stark erhöhte Niederschläge im Herbst (E), Winter (F), Frühjahr (G) und Sommer (H) in Cunnersdorf.	1	+ 100 %
		2	+ 150 %
		3	+ 200 %
I		1	um 30 % verminderten Erträgen

	Nassere Winter (+ 300 % Niederschlag) in Kombination mit... (siehe Änderung) in Cunnersdorf.	2	um 30 % erhöhter Düngemenge
		3	dem Sandboden aus Nossen
J	Längere Regenfälle an 5 Tagen um die Düngung, mit Maximum am Düngetag in Nossen.	1	Jeweils 5, 10, 20, 10, 5 mm
		2	Jeweils 10, 20, 50, 20, 10 mm
		3	Jeweils 20, 50, 100, 50, 20 mm
K	Stark erhöhte Niederschläge im Winter in Nossen.	1	+ 100 %
		2	+ 150 %
		3	+ 200 %

Die Szenarien A bis H, J und K unterscheiden sich dabei lediglich hinsichtlich der Witterungsverläufe, während im Szenario I der Effekt der Witterung mit bewirtschaftungswirksamen Effekten kombiniert wurde. Die Variante 2 des Szenarios I galt dabei der internen Plausibilisierung und sollte in identischen Auswaschungsverlusten wie die Variante 1 resultieren: Grundsätzlich sollte dabei eine Minderung der Erträge (Szenario I1) durch den damit einhergehenden verminderten N-Entzug zu einer erhöhten Verfügbarkeit von Nitrat zur Auswaschung resultieren, welches durch eine Erhöhung der Düngemengen in Variante 2 gegengeprüft wird. Die Variante 3 hingegen sollte die Cunnersdorfer Verhältnisse (i.e. Bewirtschaftung und Wetter) auf einen sandigeren Boden übertragen, welcher bereits unter Realverhältnissen validiert wurde. Schlussendlich handelt es sich bei den Szenarien J und K um Wiederholungen der Szenarien C und F, allerdings auf dem Sandboden in Nossen sowie ausgehend vom Nossener Witterungsverlauf und unter Nossener Bewirtschaftung. Die Ergebnisse der Szenariensimulationen sind in Tabellen 1-10 und 1-11 zusammengefasst.

Tabelle 1-10: Kumulative N-Auswaschung [kg N/ha] der simulierten Szenarien am Standort Cunnersdorf im Vergleich zu der Auswaschung unter Realbedingungen (Baseline).

Szenario	Variante		
	1	2	3
A	<0.01	0.01	0.11
B	<0.01	<0.01	<0.01
C	<0.01	<0.01	0.02
D	<0.01	<0.01	<0.01
E	0.01	0.05	0.06
F	0.03	0.14	0.36
G	<0.01	<0.01	0.03
H	0.11	0.08	0.14
I	1.22	1.69	3.28
Baseline	<0.01		

Tabelle 1-11: Kumulative N-Auswaschung [kg N/ha] der simulierten Szenarien am Standort Nossen im Vergleich zu der Auswaschung unter Realbedingungen (Baseline).

Szenario	Variante		
	1	2	3
J	50.24	54.88	57.81
K	78.96	87.87	93.43
Baseline	43.58		

Wie Tabelle 1-10 zu entnehmen ist, erfolgt in Cunnersdorf in keinen nennenswerten Mengen Nitrat-auswaschung. Selbst in Szenario F, welches eine Erhöhung der Winterniederschläge (Dezember bis Februar) um bis zu 200 % vorsieht, liegen die kumulativen NO₃⁻-Verluste ins Grundwasser unterhalb 1 kg/ha. Ursächlich hierfür waren einerseits ausgesprochen trockene Versuchsjahre, welches die Sickerwassermenge und somit die Nitratauswaschung stark limitiert: 2021 sind 588 mm Niederschlag gefallen, 2022 sogar nur 417 mm und 2023, bis zum 19. November, 512 mm (siehe auch Teilvorhaben 2). Andererseits weist der Standort eine hohe Feinkörnigkeit auf, mit 39.9 M-% Schluff und 9.2 M-% Ton in den oberen 10 cm sowie 49.8 M-% Ton und 11.4

M-% Schluff in 10 – 30 cm Tiefe. Insbesondere bei einer Lagerungsdichte von 1.62 g/cm³ in 10 – 30 cm Tiefe ergibt sich daraus ein sehr geringes Versickerungspotenzial. Die Kombination aus einem feinkörnigen Boden sowie trockenen klimatischen Verhältnissen führt zu einer hohen Resilienz gegenüber witterungsbedingten Nitratverlusten. Dies wird insbesondere im Szenario I untermauert, zumal selbst bei erhöhten Winterniederschlägen eine Minderung des Ertrags (Szenario I1) um 30 % und damit einhergehende Erhöhung verbleibender Nitratmengen im Boden nur zu unwesentlich erhöhten Nitratverlusten führt. Dies bestätigt, dass Nitratverluste in Cunnersdorf weniger durch die Nitratverfügbarkeit als durch die Sickerwassermenge limitiert sind. Simulationen bei erhöhten Winterniederschlägen auf einem sandigen Boden (Ersetzen des Cunnersdorfer Bodens durch den Sandboden aus Nossen, Szenario I3), welches die Versickerung begünstigt, führen nominal zwar zu den höchsten Nitratwaschungsmengen in Cunnersdorf, allerdings belaufen sich diese bei einer Gesamtdüngemenge von 534 kg N/ha über die drei Versuchsjahre auf Dünger-N-Verluste von vernachlässigbaren 0.6 %.

Im Gegensatz dazu belaufen sich die kumulativen Nitratverluste in Nossen unter dem Status quo (Baseline) auf 43.58 kg N/ha, welches bei einer Gesamtdüngemenge von 380 kg N/ha über die drei Versuchsjahre einem Dünger-N-Verlust von 11.47 % entspricht. Im selben Zeitraum fielen in Nossen im Jahr 2021 740 mm, 2022 523 mm und 2023 (bis zum 19.11.) 592 mm Niederschlag. Insbesondere das erste Jahr war deutlich niederschlagsreicher als in Cunnersdorf. Sowohl Schluff- (24.7 M-%) als auch Tongehalte (6.8 M-%) waren im Oberboden (0 – 40 cm) deutlich geringer als in Cunnersdorf. Auch in Nossen ist dabei die Nitratwaschung durch die Sickerwassermenge limitiert und nicht durch die Nitratverfügbarkeit, wie anhand Abbildung 1-51 deutlich wird: Nitratwaschung erfolgt demnach ausschließlich, sobald Sickerwassertransport stattfindet. Bei einer Limitierung durch die Nitratverfügbarkeit hingegen würden Sickerwassereinträge ins Grundwasser nicht in allen Fällen mit Nitratwaschungseignissen zusammenliegen, welches in Nossen jedoch der Fall ist. Die höchsten Nitratverluste unter Realbedingungen sind dabei im Zeitraum November 2021 bis März 2022 (32 kg N/ha) zu verzeichnen, während sie im Zeitraum September 2020 bis April 2021 deutlich geringer (11.2 kg N/ha) und ab Dezember 2022 vernachlässigbar ausfallen (<1 kg N/ha). Dabei fielen die meisten Niederschläge im Jahr 2021, während sie in den Folgejahren deutlich geringer waren (siehe oben).

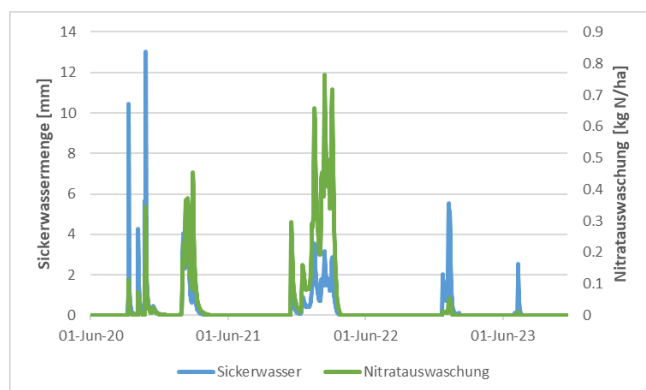


Abbildung 1-51: Simulierte tägliche Sickerwassermenge und Nitratwaschung am Standort Nossen (Sandboden) unter Realbedingungen.

Aufgrund höher ausfallender Nitratverluste unter dem Baselineszenario wirkt sich auch die Modifikation der Witterungsverhältnisse auf diesem Standort deutlich stärker aus, als dies in Cunnersdorf der Fall ist (siehe Tabelle 1-11): Insbesondere eine Erhöhung der Winterniederschläge um 200 % (Szenario K3) führt zu einer Verdopplung der kumulativen Nitratwaschung. Eine Erhöhung der Niederschläge in der Düngewoche (Szenario J) führt nur zu unwesentlich veränderten Auswaschungsmengen. Dies deutet darauf hin, dass eine langfristige Veränderung von Niederschlagsmustern für die Sickerwasserbildung bedeutsamer ist, als kurzfristige Starkregenereignisse, zumal in letzterem Falle ein Großteil der Niederschläge oberflächlich abfließt und nicht versickert. Darüber hinaus sind Niederschläge nicht unmittelbar während ihres Auftretens auf die Versickerung und Nitratwaschung wirksam. Stattdessen ist Versickerung und Auswaschung um bis zu Wochen verzögert und ist maßgeblich durch die Wasserleitfähigkeit und Feldkapazität des Bodens limitiert.

Vergleich der Sickerwassermengen zwischen CANDY und PELMO

Die Dynamik des Stickstoffumsatzes sowie die Nitratgehalte im Sickerwasser gemäß dem CANDY-Modell wurden bereits eingehend anhand der Standorte Cunnersdorf und Nossen plausibilisiert. Da eine unmittelbare Verbindung zwischen a) der Düngemenge, dem Nitratgehalt und den Inhibitormengen sowie b) den Sickerwassermengen und der Nitrat auswaschung besteht, erlaubt ein Abgleich der simulierten Sickerwassermengen zwischen den Modellen CANDY und PELMO (siehe Teilvorhaben 7) eine zusätzliche Plausibilisierung der anhand PELMO ermittelten Einträge der Inhibitoren ins Grundwasser. Wie Abbildung 1-52 zu entnehmen ist, weisen beide Modelle eine grundlegend unterschiedliche Dynamik der Wasserflüsse auf: Während in CANDY Versickerung überwiegend episodisch, hauptsächlich im Spätsommer bis Herbst, stattfindet, verzeichnet PELMO einen

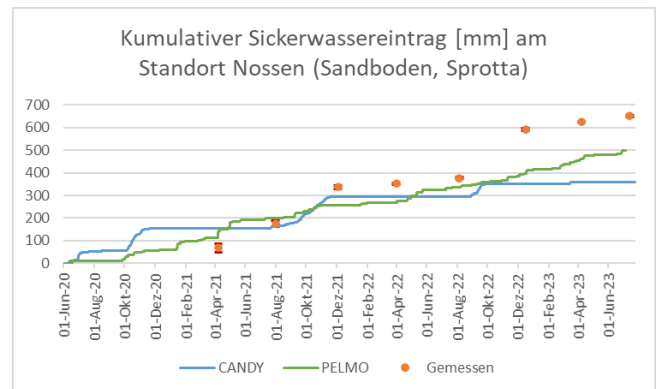


Abbildung 1-52: Vergleich kumulativer Sickerwassermenge zwischen den Modellen CANDY und PELMO am Standort Nossen (Sandboden).

graduelleren Verlauf mit deutlich mehr, allerdings schwächer ausgeprägten, Versickerungsereignissen. Die hierbei vermutete Ursache ist die zeitliche Auflösung der Modelle: Während in CANDY Simulationen maximal in täglicher Auflösung möglich sind, werden Sickerwassereinträge in PELMO ereignisbasiert, bis zu stündlich, ausgegeben. Infolgedessen ist PELMO in der Lage, Tagesverläufe in feinerer Auflösung widerzugeben und unterscheidet zwischen ganztägig andauernden, aber moderaten, oder relativ kurzzeitigen, jedoch starken, Niederschlägen, während in CANDY die gröbere zeitliche Auflösung keine Erfassung tagesweise kurzfristiger Wetterschwankungen erlaubt und das Modell stattdessen stärker auf langanhaltende Niederschläge reagiert. Nichtsdestotrotz folgen beide Modelle langfristig einem identischen Trend, obwohl die Versickerung in PELMO später einsetzt als in CANDY und im Winter 2022/2023 höher ausfällt. Interessanterweise fallen auch in PELMO die simulierten Sickerwassermengen geringer aus als die gemessenen Werte. Beide Modelle liefern somit unabhängig mit einander konsistente Ergebnisse. Wie zuvor speziell im Zusammenhang mit der Modellvalidierung von CANDY erwähnt, wäre eine Verlängerung der Messdauer der Lysimeter in Nossen auch der Plausibilisierung von PELMO zuträglich, um zu klären, ob es sich bei der Unterschätzung der Sickerwassermengen im Jahr 2023 lediglich um eine zeitliche Verschiebung handelt, oder diese stattdessen ein Resultat modellspezifischer Schwächen, insbesondere des *tipping bucket*-Ansatzes, ist, welchen beide Modelle anwenden. Eine weitere mögliche Erklärung der Unterschätzung der gemessenen Sickerwassermengen durch die Modelle ist mit Randeffecten der Lysimeter zu erklären. Demnach wäre es möglich, dass Wasser an den Innenwänden der Lysimeter schneller versickert, welches wiederum zu einer Unterschätzung durch die Modelle führt, welche diesen Effekt nicht abbilden.

Ungeachtet der oben aufgeführten Unsicherheiten liegen die Sickerwassermengen beider Modelle durchaus in der gleichen Größenordnung, sodass vor dem Hintergrund der Plausibilisierung des CANDY-Modells von einer hohen Zuverlässigkeit der mit PELMO ermittelten Inhibitoreinträge ausgegangen werden kann. Da aufgrund des hohen Feinbodenanteils am Standort Cunnersdorf selbst unter extremen Niederschlagsereignissen nur unwesentliche Mengen an Sickerwasser ins Grundwasser eingetragen werden, sind folglich ebenfalls unwesentliche Einträge der Inhibitoren naheliegend. Aufgrund der Simulationen mit einer großen Bandbreite an Witterungsszenarien, welche den vorangehenden Ergebnissen eine hohe Robustheit verleihen, lässt sich auch für im Projekt untersuchte Standorte mit ähnlichen oder gar höheren Feinbodenanteilen (i.e. Merbitz, Ihinger Hof) die Aussage treffen, dass unwesentliche Einträge der Inhibitoren ins Grundwasser zu erwarten sind. Eine weitere Generalisierung über die im Projekt untersuchten Standorte, geschweige denn Fruchtfolgen und Fruchtfolgeglieder, hinaus, ist ohne weiteres jedoch nicht möglich.

Das anhand des Datensatzes aus Cunnersdorf ermittelte Ergebnis der äußerst geringen Verluste durch Nitrat auswaschung (<1 % der Dünger-N-Inputs) lässt sich aufgrund der gewährleisteten Robustheit gegen eine Bandbreite von Witterungsszenarien auf ähnliche oder feinkörnigere Win-N-Standorte (i.e. Merbitz, Ihinger Hof) übertragen. Zudem sei hier anzumerken, dass im Rahmen der Lysimeterversuche unter allen drei Bodenbearbeitungsmethoden und drei Bodentypen keine signifikanten Unterschiede in der Nitrat auswaschung zwischen den drei AS-HS-Varianten (AS-HS, AS-HS+UI, AS-HS+UI+NI) festgestellt wurde. Daraus ergibt sich, dass die eingangs formulierte Unsicherheit der Inhibitoren auf die mittels CANDY simulierten Nitrat auswaschung ebenfalls vernachlässigbar ist.

Schlussfolgerungen

Die Simulationen an den Standorten Cunnersdorf und Nossen heben hervor, dass vor allem langfristig erhöhte Niederschläge das Risiko für die Nitrat auswaschung an trockenen, grobkörnigen Standorten erhöhen, während kurzfristige Starkniederschläge wirkungsarm ausfallen, insbesondere auf feinkörnigen Standorten. Letzteres ist darauf zurückzuführen, dass bei Starkregen ein Großteil der Niederschläge oberirdisch abfließt

und ein verhältnismäßig geringer Anteil versickert. Langfristig erhöhte Niederschläge, insbesondere während der Winterzeit bei vermindertem pflanzlichem Entzug, füllen hingegen die Wasservorräte nachhaltig auf, sodass eine Überschreitung der Wasserhaltekapazität bei Niederschlägen schneller eintritt und dadurch Versickerung sowie Nitratauswaschung in höheren Mengen erfolgen können.

Während aufgrund weitgehend geringer Niederschläge und hoher Feinbodengehalte in Cunnersdorf von keiner nennenswerten Auswaschung auszugehen ist, ist das Risiko in Nossen aufgrund höherer Niederschläge und Sandgehalte höher. Auf beiden Standorten konnte keine Limitierung durch die Nitratverfügbarkeit festgestellt werden. Nichtsdestotrotz konnte am Standort Nossen nicht abschließend geklärt werden, wie die Diskrepanz zwischen gemessenen und simulierten Sickerwassermengen und Nitratfrachten im dritten Versuchsjahr zu klären ist. Die Vermutung, dies wäre durch einen zeitlichen Versatz aufgrund 1) einer hohen zeitlichen Unschärfe der experimentellen Werte, resultierend aus der Entnahme des Sickerwassers an lediglich drei Zeitpunkten im Jahr sowie 2) einer zeitlichen Verzögerung der Versickerung im Modell aufgrund des *tipping bucket*-Ansatzes, verursacht, konnte nicht geprüft werden.

Insbesondere der Vergleich der Sickerwassermengen zwischen den Modellen CANDY und PELMO deutet auf eine zeitliche Verzögerung der Sickerwassereinträge und Nitratverluste hin. Simulationen in CANDY können grundlegend in Jahres-, Monats- bis Tagesschritten erfolgen und erfassen somit keine Wetterschwankungen in stündlicher oder geringerer Auflösung, welches auch langfristig in einer größeren zeitlichen Auflösung resultiert, während in PELMO die langfristige Auflösung aufgrund von Simulationen in bis zu stündlichen Intervallen feiner ist. Eine abschließende Prüfung dieses Verdachts wäre im Laufe eines vierten Projektjahres möglich gewesen, in dessen Rahmen die Fruchtfolge am Standort Nossen fortgesetzt worden wäre, um eine längere Validierungsperiode zu gewährleisten, unter welcher auch der Einfluss der gleichen Frucht in verschiedenen Jahren evaluiert werden könnte.

Quellenverzeichnis

- AgrarHeute (2016): Das ist des Landwirts liebster Pflug. In: Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH, München. <https://www.agrarheute.com/technik/landwirts-liebster-pflug-523606> (27.02.2024)
- AgrarHeute (2016): Diesel. In: Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH, München. <https://markt.agrarheute.com/diesel> (27.02.2024)
- AgrarHeute (2016): Trends beim Grubber: Mehrbalkigkeit, höhere Schlagkraft. In: Deutscher Landwirtschaftsverlag GmbH, München. <https://www.agrarheute.com/technik/ackerbautechnik/trends-beim-grubber-mehrbalkigkeit-hoehere-schlagkraft-523708> (27.02.2024)
- Andreas Bassi, S., Biganzoli, F., Ferrara, N., Amadei, A., Valente, A., Sala, S., Ardente, F. (2023): Updated characterisation and normalisation factors for the Environmental Footprint 3.1 method. Luxemburg. DOI:10.2760/798894
- Brilli, L.; Bechini, L.; Bindi, M.; Carozzi, M.; Cavalli, D.; Conant, R. et al. (2017): Review and analysis of strengths and weaknesses of agro-ecosystem models for simulating C and N fluxes. In: The Science of the total environment 598, S. 445–470. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.208.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2024): Getreideeinheitenschlüssel pflanzliche Erzeugnisse. https://www.bmel-statistik.de/hilfe/fachbegriffe-erklart/beschreibung?tx_glossaryone_glossary%5Baction%5D=show&tx_glossaryone_glossary%5Bcontroller%5D=Term&tx_glossaryone_glossary%5Bterm%5D=256&cHash=63c3aea9aa985032a11da44f6016a31e (27.02.2024)
- Deutsche Emissionshandelsstelle (2017): Nationaler Emissionshandel. Berlin. <https://www.dehst.de/DE/startseite/startseite-node.html> (27.02.2024)
- Deutscher Bundestag (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV). Berlin. https://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/ (27.02.2024)
- Deutsches Patent- und Markenamt (2024): Verfahren zur Herstellung eines Ammoniumsulfat und Harnstoff enthaltenden Düngemittels, DE 000010133935 A1 (Patent). München. <https://register.dpma.de/DPMAREGISTER/pat/register?AKZ=101339356&CURSOR=2> (27.02.2024)
- Dobermann, A. R. (2005): Nitrogen use efficiency-state of the art. In: Agronomy--Faculty Publications, S. 316.
- Durlinger, B., Koukouna, E., Broekema, R., van Paassen, M., Scholten, J. (2017): Agri-footprint 4.0. Part 2: Description of data. Gouda, Netherlands. <https://simapro.com/wp-content/uploads/2018/02/Agri-Footprint-4.0-Part-2-Description-of-data.pdf> (27.02.2024)
- DüV (2017): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV).

- Edwards, R., Padella, M., Mulligan, D., Giuntoli, J., O'Connell, A., Agostini, A., Koeble, R., Moro, A., Marelli, L. (2016): Definition of input data to assess GHG default emissions from biofuels in EU legislation. European Union. DOI:10.2790/38877.
- Europäische Norm EN ISO 14040 (2009): Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006).
- European Chemicals Agency (2020): Opinion proposing harmonised classification and labelling at EU level of N-(2-nitrophenyl)phosphoric triamide. Helsinki, Finland. <https://poisoncentres.echa.europa.eu/documents/10162/26eb6bf5-22e2-1a50-04a5-d4196168e7c2> (27.02.2024)
- European Commission (2021): Commission Recommendation of 16.12.2021 on the use of the Environmental Footprint methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. Brüssel, Belgien. https://environment.ec.europa.eu/system/files/2021-12/Commission%20Recommendation%20on%20the%20use%20of%20the%20Environmental%20Footprint%20methods_0.pdf (27.02.2024)
- European Commission Joint Research Center (2022): EF 3.1 Normalisation & weighting factors. In: European Platform on LCA. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/EFtransition.html> (27.02.2024)
- European Commission Joint Research Center (2024): EF 3.1 Ecotox Explorer. <https://web.jrc.ec.europa.eu/rapps/pub/ecotox/> (27.02.2024)
- European Environment Agency (2023): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2023. In: Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Eysholdt, M., Kunkel, R., Rösemann, C., Wendland, F., Wolters, T., Zinnbauer, M., & Fuß, R. (2022): A model-based estimate of nitrate leaching in Germany for GHG reporting. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 185(6), 850-863. DOI: 10.1002/jpln.202200119
- Franko, U.; Crocker, G. J.; Grace, P. R.; Klír, J.; Körschens, M.; Poulton, P. R.; Richter, D. D. (1997): Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the CANDY model. In: Geoderma 81 (1), S. 109–120. DOI: 10.1016/S0016-7061(97)00084-0.
- Franko, U.; Oelschlägel, B.; Schenk, S. (1995): Simulation of temperature-, water- and nitrogen dynamics using the model CANDY. In: Ecological Modelling 81 (1), S. 213–222. DOI: 10.1016/0304-3800(94)00172-E.
- Gründling, Ralf; Petersohn, Petra; Schmögner, Sylvia; Merbach, Ines; Vogel, Hans-Jörg; Franko, Uwe (2022): Meteorological data of experimental field station in Bad Lauchstädt, Germany. PANGAEA, <https://doi.pangaea.de/10.1594/PANGAEA.949892>
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 11: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC. ISBN 4-88788-032-4
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (2024): Die Lohnansätze des KTBL. Darmstadt. https://www.ktbl.de/fileadmin/user_upload/Artikel/Management/Lohnansatz/Lohnansatz-Loehne.pdf (27.02.2024)
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (2023): Feldarbeitsrechner. Darmstadt. <https://daten.ktbl.de/feldarbeit/entry.html> (27.02.2024)
- LU Web (2011): DLG-Umfrage zu Mähdreschern: Wo drückt der Schuh? In: Beckmann Verlag GmbH & Co. KG, Lehrte <https://lu-web.de/redaktion/news/dlg-umfrage-zu-maehdreschern-wo-drueckt-der-schuh/> (27.02.2024)
- Mallast, J., Stichnothe, H., 2021. StaPlaRes-Datenbank. Online-Tagung: Strategien zur Erhöhung der Stickstoffeffizienz im Pflanzenbau; Präsentation der Ergebnisse aus dem Forschungs- und Entwicklungsprojekt StaPlaRes. https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00066958
- Mallast, J., Stichnothe, H., Flessa, H., Fuß, R., Lucas-Moffat, A.M., Petersen-Schlapkohl, U., Augustin, J., Hagemann, U., Kesenheimer, K., Ruser, R., Suárez Quiñones, T., Prochnow, A., Dittert, K., Huth, V., Glatzel, S., 2018. GHG-DB-Thuenen – Multi-variable experimental data set of agronomic data and gaseous soil emissions of energy crop cultivation at eight sites in Germany. <https://doi.org/10.3220/DATA20180201-080050>
- Mathivanan, G. P., Eysholdt, M., Zinnbauer, M., Rösemann, C., Fuß, R. (2021): New N₂O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. In: Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 322, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107640>.
- Meurer, K.H.E.; Boenecke, E.; Franko, U. (2019): Evaluating Emissions of Nitrous Oxide from Cropland Soils Under Different Rotations in Mato Grosso, Brazil: A Scenario Simulation Study. In: Pedosphere 29 (4), S. 432–443. DOI: 10.1016/S1002-0160(19)60812-X

- Poeplau, C.; Don, A.; Flessa, H. (2020): Erste Bodenzustandserhebung Landwirtschaft - Kerndatensatz. Göttingen. Open Agrar Repositorium
- Rosenbaum, R. K., Anton, A., Bengoa, X., Bjørn, A., Brain, R., Bulle, C., ... & Wallman, M. (2015): The Glasgow consensus on the delineation between pesticide emission inventory and impact assessment for LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment, 20, 765-776. DOI 10.1007/s11367-015-0871-1
- Sala, S. (2019): Normalisation and weighting as applied in Environmental Footprint. In: 72nd LCA Discussion Forum, Zurich, 9th September 2019. http://www.lcaforum.ch/portals/0/df72/DF72-03_Sala.pdf (27.02.2024)
- Stichnothe, H., Öhlschläger, G., Mallast, J., Prinz, S., Nieder, R., Drechsler, D., Schneider, P.; Stark, T.; Wulf, S. & Schmehl, M. (2023): Regionalspezifische Maßnahmen zur kosten-effizienten Reduktion von Treibhausgasemissionen beim Anbau von Rohstoffpflanzen–RekoRT, S. 128 ff. DOI:10.3220/PB1681973601000
- TopAgrar (2011): Welche Pflegebreite soll es sein? In: Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster. <https://www.topagrar.com/technik/aus-dem-heft/welche-pflegebreite-soll-es-sein-9692954.html> (27.02.2024)
- Umweltbundesamt (2022): Nationaler Inventarbericht zum deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2020. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/361/dokumente/eu-nir_germany_2022.pdf (27.02.2024)
- Zampori, L., Pant, R (2019): Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. In: Publications Office of the European Union, Luxemburg. DOI:10.2760/424613

Teilvorhaben 2: Quantifizierung und Bewertung von NH₃-Emissionen in praxisnahen Feldversuchen am Standort Cunnersdorf und Ermittlung des NH₃-Verlustpotenzials der Böden aller Win-N-Standorte

1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Im Rahmen des Teilprojektes 2 waren in jedem Jahr die für alle Versuchsstandorte benötigten Düngermengen an Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS), AS-HS mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und AS-HS mit Urease- und Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI) im Labormaßstab zu erzeugen und jeweils termingerecht für die einzelnen Düngungsmaßnahmen an die Projektpartner MLU, UniHOH, ZALF und LfULG zu senden.

Am Standort Cunnersdorf waren jährlich die drei Feldversuche (siehe 3. Wesentliche Ergebnisse AP 1) nach dem im Projektantrag beschriebenen Versuchsdesign anzulegen und nach dem im Projektantrag definierten Untersuchungsprogramm durchzuführen. Jährlich waren in jeweils einer Kultur die NH₃-Emissionen (siehe 3. Wesentliche Ergebnisse AP 2) nach den einzelnen Düngungsterminen auf Basis der kalibrierten Passivsammler-Methode (Gericke, Pacholski et al. 2011, Pacholski, Doehler et al. 2018) quantitativ zu erfassen. Die Messdaten sollten nach dem abgestimmten Kalkulationsprotokoll zusammenfassend ausgewertet werden. Für die durch die MLU am Standort Cunnersdorf durchzuführenden N₂O-Messungen waren die notwendigen Voraussetzungen zu schaffen. Alle erfassten Versuchsdaten waren gemäß den Anforderungen der relationalen Win-N-Datenbank (siehe 3. Wesentliche Ergebnisse AP 5) zusammenzustellen und möglichst zeitnah an TI-AT zu übermitteln.

2. Bearbeitete Arbeitspakete

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Bearbeitet wurden die folgenden Arbeitspakete:

- AP1 Rohstoffpflanzenanbau
- AP2 Gasförmige N-Verluste
- AP5 Datenmanagement und Bewertung

Aus Gründen der Übersichtlichkeit und inhaltlichen Geschlossenheit werden Arbeitsgegenstand, wesentliche Inhalte und Konzeption jedes einzelnen Arbeitspaketes des Teilvorhabens 2 im folgenden Kapitel (*Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens*) abgehandelt.

3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Am Standort Cunnersdorf wurde die Fruchtfolge Mais – Winterweizen – Wintergerste (SM-WW-WG) untersucht. Die drei Kulturen standen in jedem Versuchsjahr nebeneinander. Auf den Versuchsfeldern wurden jeweils vier Varianten geprüft:

- Kontrolle (ohne N-Düngung)
- gedüngt mit Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS)
- gedüngt mit AS-HS mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI)
- gedüngt mit AS-HS mit UI sowie Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI)

Das Düngeregime wurde einmalig anhand des standortspezifischen N-Bedarfs für jede Kultur festgelegt. Außerdem wurden die Anwendungsempfehlungen für N-stabilisierte Dünger berücksichtigt. Die jährliche Ermittlung des konkreten Düngedarfs (mittlerer N-Bedarf minus Boden-N_{min} vor Vegetationsbeginn) erfolgte gemäß DüV und guter fachlicher Praxis. Das Düngesplitting erfolgte gemäß der guten fachlichen Praxis für konventionelle bzw. ammoniumstabilisierte Produkte und Anwendungen. Für die Düngeterminierung wurden einheitlich wachstumsbezogene Zeitfenster (Vegetationsbeginn / BBCH-Stadien) definiert. Am Standort Cunnersdorf wurden regelmäßig meteorologische Parameter erfasst und N_{min} Bodenproben genommen. Die Fruchtfolgeversuche mit Silomais, Winterweizen und Wintergerste wurden gemäß Vorhabenbeschreibung planmäßig angelegt und durchgeführt. Für die Düngedarfermittlung gemäß Düngeverordnung und die einheitliche Versuchsdatenerfassung wurden standardisierte Excel-Templates erstellt und genutzt.

Standort Cunnersdorf - Standortcharakterisierung

Der Versuchsstandort ist durch folgende Parameter charakterisiert:

- Lage ca. 15 km östlich von Leipzig (Sachsen), 130 – 140 m ü. NN;
- Jahresniederschlag: 600 mm (Ø 1992 – 2021); Jahresdurchschnittstemperatur: 9,8 °C (Ø 1992 – 2021).

Boden: Sandlössdecke (3 bis 6 dm) über Geschiebemergel (mit Sandlinsen); grundwasserfern, schwach wellig (2° bis 4°); Staugley / Fahlstaugley / Staugley-Fahlerde; repräsentativ für 50 % der LNF Sachsens; SL 4D, IS 4D, Bodenzahl 42...49; pH 6,4...6,9; Corg 0,96 %, KAK_{eff} 6...8 cmol kg⁻¹.

Witterung während der Projektlaufzeit:

Die Düngungsperiode im ersten Projektjahr 2021 fiel recht kühl aus; im Februar, April und Mai 2021 lag das Monatsmittel jeweils deutlich unter dem langjährigen Vergleichswert. Im Falle des Aprils gilt dies auch für die Folgejahre. Der Februar fiel sowohl in 2022 und als auch in 2023 deutlich zu mild aus. März und Mai waren in den Jahren 2022 und 2023 im Mittel durchschnittlich bis überdurchschnittlich warm. Typisch für den Standort Cunnersdorf sind ausgedehnte Trockenphasen während der Vegetations- und Düngungsperiode. Solche traten im Projektzeitraum z.B. im Juni 2021, im März 2022, von Mitte April bis Mitte Mai 2022 und von Mitte April bis Anfang Juni 2023 auf. Damit war die Bodenfeuchte- und Niederschlagsbedingungen in den für N-Düngungsmaßnahmen relevanten Zeiträumen häufig eher suboptimal. Bekanntermaßen begünstigt dies NH₃-Emissionen und reduziert N₂O-Verluste sowie die Düngungseffizienz. Insgesamt waren die Jahre 2021 und 2023 mit knapp 670 mm Jahresniederschlag überdurchschnittlich feucht, während das Jahr 2022 mit knapp 460 mm im Vergleich zum 30jährigen Mittel (588 mm) deutlich zu trocken ausfiel. Hinsichtlich der Temperaturen fielen die Jahresmittel 2022 und 2023 mit 10,9°C und 11,5°C deutlich zu hoch aus, während das Jahr 2021 mit 9,6°C unter dem 30-jährigen Jahresmittel (9,9°C) lag. Das Jahr 2023 war am Standort Cunnersdorf das wärmste seit Aufzeichnungsbeginn. Tabelle 2-1 enthält Monats- und Jahresniederschläge sowie die entsprechenden mittleren Temperaturen im Vergleich zu langjährigen Vergleichswerten.

Tabelle 2-1: Standort Cunnersdorf: Niederschläge und Durchschnittstemperaturen im Projektzeitraum im Vergleich zu Langzeit-Mittelwerten

Niederschlag (mm)					
Monat	langjähriges Mittel 1969-2023	Jahr 2021	Jahr 2022	Jahr 2023	30jähriges Mittel 1994-2023
Januar	42	52	49	39	40,8
Februar	32	37	31	37	29,9
März	43	39	9	67	40,4
April	43	31	21	42	33,3
Mai	54	103	31	7	51,3
Juni	63	54	51	55	56,0
Juli	73	76	53	42	83,0
August	65	141	44	81	64,2
September	53	20	59	14	56,5
Oktober	45	28	27	96	43,6
November	49	49	30	80	46,4
Dezember	47	37	56	108	42,3
Summe	608	668	459	667	588
Temperatur (°C)					
Monat	langjähriges Mittel 1969-2023	Jahr 2021	Jahr 2022	Jahr 2023	30jähriges Mittel 1994-2023
Januar	0,1	0,5	3,2	4,0	0,9
Februar	0,8	0,7	5,0	3,1	1,9
März	4,1	5,0	4,9	6,0	4,8
April	8,1	6,3	8,1	7,9	9,4
Mai	13,2	11,8	15,4	13,9	13,9
Juni	16,4	20,3	19,9	19,0	17,5
Juli	18,4	19,7	19,9	20,3	19,5
August	18,0	17,1	21,0	20,3	19,0
September	13,8	15,9	13,9	19,3	14,8
Oktober	9,0	10,1	12,5	13,3	10,0
November	4,3	5,3	5,7	6,5	5,2
Dezember	1,2	2,5	1,6	4,3	2,0
Jahresmittel	8,9	9,6	10,9	11,5	9,9

Standort Cunnersdorf – Düngungssysteme

Die N-Dünger-Applikation erfolge gemäß Tabelle 4 der Projektbeschreibung sowie der guten fachlichen Praxis der Düngung und der seit vielen Jahren praxisüblichen Anwendungsempfehlungen für nitrifikationsinhibierte Dünger: Die Dünger AS-HS und AS-HS+UI wurden in zwei (Wintergerste, Silomais) bzw. drei (Winterweizen) Gaben ausgebracht. AS-HS+UI+NI wurde dagegen unter Einsparung einer Überfahrt in einer Einmalgabe (Wintergerste, Silomais) bzw. in zwei Gaben (Winterweizen) appliziert. Wie geplant, wurden folgende Düngungstermine realisiert: Wintergerste: Vegetationsbeginn (VB) und BBCH 31-35 (AS-HS, AS-HS+UI; Splitting: 50/50 %) bzw. vor VB (AS-HS+UI+NI; Einmalgabe = 100 %); Winterweizen: VB / BBCH 32 / BBCH 45-51 (AS-HS, AS-HS+UI; Splitting: 35/35/30 %) bzw. vor VB / BBCH 37-39 (AS-HS+UI+NI; Splitting: 50/50 %); Silomais: 2d vor Aussaat / BBCH 15-16 (AS-HS, AS-HS+UI; Splitting: 70/30 %) bzw. 2d vor Aussaat (AS-HS+UI+NI; Einmalgabe = 100 %).

Standort Cunnersdorf – Informationen zum Acker- und Pflanzenbau Jahres in den Versuchsjahren 2021...2023

Die Informationen zu acker- und pflanzenbaulichen Kenngrößen und zur Ausbildung ertragsbestimmender Parameter für die Erntejahre 2021 bis 2023 sind nachfolgend dargestellt.

Der Silomais der Sorte „P8923“ (2021) bzw. „P8329“ (2022, 2023) wurde in allen Jahren mit 8 Körnern m^{-2} nach Grundbodenbearbeitung und Einmischung der abfrierenden Zwischenfrucht mit dem Grubber ausgesät. Der Feldversuch wurde stets mit Anlageparzellen von 30 m^2 und Ernteparzellen von 15 m^2 etabliert.

Winterweizen der Sorte RGT „Reform“ wurde in den Versuchsjahren mit 320 (2021) bzw. 300 (2022, 2023) Körnern m^{-2} und Wintergerste der Sorte KWS „Meridian“ mit 350 (2021) bzw. 300 (2022) Körnern m^{-2} nach Grundbodenbearbeitung mit dem Grubber ausgesät. Die Feldversuche wurden mit Anlageparzellen von 30 m^2 und Ernteparzellen von 12,8 m^2 etabliert.

Zur Erfassung der gasförmigen N-Verluste wurde in allen 3 Kulturen (2021-Mais, 2022-Winterweizen, 2023-Wintergerste) die jeweilige Versuchsfläche (81 × 81 m) entsprechend den Anforderungen der NH_3 -Feldmessungen in Großparzellen (9 × 9 m) gegliedert, die von jeweils 9 m breiten, mit Calciumnitrat gedüngten Säumen umgeben waren. Jede Großparzelle wurde in 3 streifenförmigen Untersuchungsparzellen für Bodenproben, Gasmessungen und Ertragsauswertung aufgeteilt.

In allen Jahren wurde die Ernte des Mais mittels Parzellenhäcksler KEMPER realisiert. Die Ernte von Winterweizen und Wintergerste erfolgte mittels Parzellenmähdrescher der Fa. HALDRUP. Die Trockensubstanz des Silomais wurde mittels Trockenschrank, und der N-Entzug mittels nasschemischer Analyse bestimmt. Die Qualitätsuntersuchungen bzgl. die Bestimmung von Rohprotein- bzw. N-Gehalt im Getreidekorn wurden mit dem NIRS-Analyser FOSS bzw. dem NIRS-Analyser IM 9500 von PerkinElmer und die Bestimmung des Tausendkorngewichts mit dem Analysesystem von MarvTech durchgeführt.

Erntejahr 2021

Silomais: Die Aussaat wurde am 26.04.2021 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{min} Untersuchung wurden am 17.03.2021 gezogen. Diese ergaben 31 $kg\ ha^{-1}$ Stickstoff, anzurechnen bei der Düngebedarfsermittlung (DBE). Die Ertragserwartung im fünfjährigen Mittel liegt bei 391 $dt\ ha^{-1}$. Aus den beiden Parametern resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 130 $kg\ N\ ha^{-1}$. Die Varianten AS-HS und AS-HS + UI erhielten 70 % der N-Menge vor der Saat (flächig eingearbeitet) am 26.04.2021, und 30 % der N-Menge zu BBCH 16 am 09. Juni 2021. Die Variante AS-HS + UI + NI wurde mit 100% der N-Menge vor der Saat (flächig eingearbeitet) am 26. April 2021 gedüngt. Die Ernte erfolgte am 17. September 2021.

Winterweizen: Die Aussaat wurde am 01.10.2020 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{min} -Untersuchung wurden am 21.01.2021 entnommen. Diese ergaben 26 $kg\ ha^{-1}$ Stickstoff, anzurechnen bei der DBE. Die Ertragserwartung im fünfjährigen Mittel liegt bei 92 $dt\ ha^{-1}$. Aus diesen beiden Daten resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 220 $kg\ N\ ha^{-1}$. Die Varianten AS-HS und AS-HS + UI erhielten 35 % der N-Menge zu Vegetationsbeginn am 17. März 2021, 35 % der N-Menge zu BBCH 32 am 03. Mai 2021 und 30 % der N-Menge am 28. Mai 2021. Zur Variante AS-HS + UI + NI wurden 50% der N-Menge vor Vegetationsbeginn am 23. Februar 2021 und 50 % der N-Menge zu BBCH 37 am 20. Mai 2021 gedüngt. Die Ernte erfolgte am 12. August 2021.

Wintergerste: Die Aussaat wurde am 01.10.2020 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{\min} -Untersuchung wurden am 21.01.2021 gezogen. Diese ergaben 50 kg ha^{-1} Stickstoff, anzurechnen bei der DBE. Die Ertragsersparnis im fünfjährigen Mittel liegt bei 94 dt ha^{-1} . Aus beiden Parametern resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 150 kg N ha^{-1} . Die Varianten AS-HS und AS-HS + UI erhielten 50 % der N-Menge zu Vegetationsbeginn am 17. März 2021 und 50 % der N-Menge zu BBCH 32 am 17. April 2021. Die Variante AS-HS + UI + NI wurde mit 100 % der N-Menge vor Vegetationsbeginn am 23. Februar 2021 gedüngt. Die Ernte erfolgte am 19. Juli 2021

Erntejahr 2022

Silomais: Die Aussaat wurde am 22.04.2022 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{\min} -Untersuchung wurden am 13.04.2022 gezogen. Diese ergaben 10 kg ha^{-1} Stickstoff, anzurechnen bei der Düngbedarfsermittlung (DBE). Die Ertragsersparnis im fünfjährigen Mittel liegt bei 391 dt ha^{-1} . Aus den beiden Parametern resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 160 kg N ha^{-1} . Die Varianten AS-HS und AS-HS+UI erhielten 70 % der N-Menge vor der Saat (flächig eingearbeitet) am 22.04.2022 und 30 % der N-Menge zu BBCH 16 am 24. Juni 2022. Die Variante AS-HS+UI+NI wurde mit 100 % der N-Menge vor der Saat (flächig eingearbeitet) am 22. April 2022 gedüngt. Die Ernte erfolgte am 05. September 2022

Winterweizen: Die Aussaat wurde am 04.10.2021 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{\min} -Untersuchung wurden am 26.01.2022 gezogen. Diese ergaben 19 kg ha^{-1} Stickstoff, anzurechnen bei der DBE. Die Ertragsersparnis im fünfjährigen Mittel liegt bei 92 dt ha^{-1} . Aus diesen beiden Daten resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 220 kg N ha^{-1} . Die Varianten AS-HS und AS-HS+UI erhielten jeweils 35 % der N-Menge zu Vegetationsbeginn (15. März 2022) und zu BBCH 32 (02. Mai 2022) sowie 30 % der N-Menge zu BBCH 45 (20. Mai 2022). Die Variante AS-HS+UI+NI erhielt 50% der N-Menge vor Vegetationsbeginn (28. Februar 2022) und 50 % der N-Menge zu BBCH 37 (16. Mai 2022). Die Ernte erfolgte am 18. Juli 2022

Wintergerste: Die Aussaat wurde am 01.10.2021 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{\min} -Untersuchung wurden am 26.01.2022 gezogen. Diese ergaben 19 kg ha^{-1} Stickstoff, anzurechnen bei der DBE. Die Ertragsersparnis im fünfjährigen Mittel liegt bei 94 dt ha^{-1} . Aus beiden Parametern resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 190 kg N ha^{-1} . Die Varianten AS-HS und AS-HS+UI erhielten 50 % der N-Menge zu Vegetationsbeginn am 15. März 2022 und 50 % der N-Menge zu BBCH 32 am 14. April 2022. Die Variante AS-HS+UI+NI wurde mit 100 % der N-Menge vor Vegetationsbeginn am 28. Februar 2022 gedüngt.

Erntejahr 2023

Silomais: Die Aussaat wurde am 27.04.2023 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{\min} -Untersuchung wurden am 12.04.2023 gezogen. Diese ergaben 31 kg ha^{-1} Stickstoff, anzurechnen bei der Düngbedarfsermittlung (DBE). Die Ertragsersparnis im fünfjährigen Mittel liegt bei 391 dt ha^{-1} . Aus den beiden Parametern resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 140 kg N ha^{-1} . Die Varianten AS-HS und AS-HS+UI erhielten 70 % der N-Menge vor der Saat (flächig eingearbeitet) am 26.04.2023, und 30 % der N-Menge zu BBCH 16 am 09. Juni 2023. Die Variante AS-HS+UI+NI wurde mit 100 % der N-Menge vor der Saat (flächig eingearbeitet) am 26. April 2023 gedüngt. Die Ernte erfolgte am 25. September 2023.

Winterweizen: Die Aussaat wurde am 10.10.2022 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{\min} -Untersuchung wurden am 25.01.2023 am Standort Cunnersdorf gezogen. Diese ergaben 27 kg ha^{-1} Stickstoff, anzurechnen bei der DBE. Die Ertragsersparnis im fünfjährigen Mittel liegt bei 92 dt ha^{-1} . Aus beiden Parametern resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 220 kg N ha^{-1} . Die Varianten AS-HS und AS-HS+UI erhielten jeweils 35 % der N-Menge zu Vegetationsbeginn (23. März 2023) und zu BBCH 32 (04. Mai 2023) sowie 30 % der N-Menge zu BBCH 45 (23. Mai 2023). Die Variante AS-HS+UI+NI erhielt 50% der N-Menge vor Vegetationsbeginn (16. Februar 2023) und 50 % der N-Menge zu BBCH 37 (10. Mai 2023). Die Ernte erfolgte am 18. Juli 2023.

Wintergerste: Die Aussaat wurde am 22.09.2022 vorgenommen. Bodenproben in 0 – 90 cm Bodentiefe für die N_{\min} -Untersuchung wurden am 25.01.2023 gezogen. Diese ergaben 19 kg ha^{-1} Stickstoff, anzurechnen bei der DBE. Die Ertragsersparnis im fünfjährigen Mittel liegt bei 94 dt ha^{-1} . Aus diesen beiden Daten resultierte eine mineralisch zu düngende N-Menge von 190 kg N ha^{-1} . Die Varianten AS-HS und AS-HS+UI erhielten 50 % der N-Menge zu Vegetationsbeginn am 21. März 2023 und 50 % der N-Menge zu BBCH 32 am 13. April 2023. Die Variante AS-HS+UI+NI wurde mit 100 % der N-Menge vor Vegetationsbeginn am 16. Februar 2023 gedüngt. Die Ernte erfolgte am 07. Juli 2023.

Die Ernteergebnisse des Silomais hinsichtlich Trockenmasseertrag und N-Entzug sind zusammengefasst in Tabelle 2-2 dargestellt. Die Kornerträge und Rohproteingehalte sowie die sich daraus ergebenden N-Aufnahmewerte (mit dem Korn) von Winterweizen und Wintergerste sind Bestandteil der nachfolgenden Gesamtübersicht in den Tabellen. 2-3 und 2-4).

Ertragsauswertung der WIN-N-Fruchtfolgeversuche 2021 bis 2023 für den Standort Cunnersdorf

Die Ertragsauswertung hinsichtlich der Parameter Kornertrag, Rohproteingehalt und N-Aufnahme (mit dem Kornertrag) in Winterweizen und Wintergerste bzw. hinsichtlich Frisch- und Trockenmasse-Ertrag sowie N-Aufnahme im Silomais erbrachte für die Jahre 2021 bis 2023 folgende Ergebnisse:

Silomais 2021-2023 (→ Tabelle 2-2): Im Projektzeitraum wurde bei N-Düngung ein mittlerer Trockenmasse-Ertrag von ca. 177 dt ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Die N-Aufnahme mit dem Korn betrug im Mittel ca. 231 kg ha⁻¹ a⁻¹. Bei einem mittleren N-Input von 143 kg ha⁻¹ a⁻¹ ergibt sich ein jährlicher N-Saldo (N-Input minus N-Entzug) von minus 87 kg ha⁻¹. In der Kontrolle (ohne N) wurden im Vergleich zu den Varianten mit erfolgter N-Düngung im Mittel 85 % des Kornertrags und 63 % der N-Entzüge erreicht. Im Vergleich der N-Düngungsvarianten AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI blieben die Unterschiede hinsichtlich Ertrag und N-Aufnahme sowohl in den Einzeljahren als auch im Mittel der drei Versuchsjahre marginal.

Tabelle 2-2: Pflanzenbauliche Versuche 2021 bis 2023 im Silomais; Standort Cunnersdorf: Frisch- und Trockenmasse-Erträge sowie N-Aufnahme in den verglichenen Prüfgliedern.

Silomais Jahr / Prüfglied	N-Input	Ertrag (FM) dt/ha	relativ		Ertrag (TM) %	relativ		N-Entzug kg N/ha	relativ	
			(AS-HS = 100 %)	Sign.		(AS-HS = 100 %)	Sign.		(AS-HS = 100 %)	Sign.
Jahr 2021										
ohne N	0	555,0	84,8	b	174,1	88,7	b	169,8	70,2	b
AS-HS	130	654,4	100,0	a	196,3	100,0	a	242,0	100,0	a
AS-HS + UI	130	635,9	97,2	a	196,1	99,9	a	238,7	98,6	a
AS-HS + UI + NI	130	623,6	95,3	a	194,2	98,9	a	238,2	98,4	a
LSD (5%)		38,2	5,8		7,2	3,7		12,7	5,2	
Jahr 2022										
ohne N	0	291,1	84,6	b	122,4	82,2	b	130,4	61,6	b
AS-HS	160	344,1	100,0	a	148,9	100,0	a	211,9	100,0	a
AS-HS + UI	160	348,1	101,2	a	147,3	98,9	a	210,3	99,3	a
AS-HS + UI + NI	160	349,6	101,6	a	153,2	102,9	a	218,3	103,0	a
LSD (5%)		29,1	8,5		15,7	10,5		21,7	10,2	
Jahr 2023										
ohne N	0	281,5	84,6	b	141,5	79,9	b	132,7	55,3	b
AS-HS	140	332,7	100,0	a	177,1	100,0	a	240,2	100,0	a
AS-HS + UI	140	359,5	108,0	a	187,1	105,6	a	231,8	96,5	a
AS-HS + UI + NI	140	350,3	105,3	a	188,7	106,6	a	243,6	101,4	a
LSD (5%)		44,3	13,3		20,3	11,5		33,4	13,9	
Jahre 2021 bis 2023										
ohne N		375,9	84,7	b	146,0	83,9	b	144,3	62,4	b
AS-HS		443,7	100,0	a	174,1	100,0	a	231,4	100,0	a
AS-HS + UI		447,8	100,9	a	176,8	101,6	a	226,9	98,1	a
AS-HS + UI + NI		441,2	99,4	a	178,7	102,6	a	233,4	100,9	a
LSD (5%)		37,2	9,2		14,4	8,6		22,6	9,8	

Winterweizen 2021-2023: (→ Tabelle 2-3): Im Projektzeitraum wurde bei N-Düngung ein mittlerer Kornertrag von ca. 102 dt ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Die N-Aufnahme mit dem Korn betrug dabei im Mittel ca. 198 kg ha⁻¹ a⁻¹. Bei einem mittleren N-Input von 220 kg ha⁻¹ a⁻¹ ergibt sich ein jährlicher N-Saldo (N-Input minus N-Entzug) von plus 22 kg ha⁻¹. In der Kontrolle (ohne N) wurden im Vergleich zu den Varianten mit erfolgter N-Düngung im Mittel lediglich 45 % des Kornertrags und 25 % der N-Entzüge erreicht. Im Vergleich der N-Düngungsvarianten erreichten AS-HS+UI+NI und AS-HS+UI im Mittel der drei Versuchsjahre tendenzielle Mehrerträge von ca. 5 % (5 dt ha⁻¹ a⁻¹) bzw. 3 % (3 dt ha⁻¹ a⁻¹) gegenüber AS-HS. Hinsichtlich der N-Aufnahme lagen die entsprechenden tendenziellen Vorteilseffekte bei < 1 % (1 kg ha⁻¹ a⁻¹) bzw. 3 % (5 kg ha⁻¹ a⁻¹).

Wintergerste 2021-2023 (→ Tabelle 2-4): Im Projektzeitraum wurde bei N-Düngung ein mittlerer Kornertrag von ca. 104 dt ha⁻¹ a⁻¹ festgestellt. Die N-Aufnahme mit dem Korn betrug dabei im Mittel ca. 165 kg ha⁻¹ a⁻¹. Bei einem mittleren N-Input von 177 kg ha⁻¹ a⁻¹ ergibt sich ein jährlicher N-Saldo (N-Input minus N-Entzug) von plus 12 kg ha⁻¹. In der Kontrolle (ohne N) wurden im Vergleich zu den Varianten mit erfolgter N-Düngung im Mittel lediglich 44 % des Kornertrags und 32 % der N-Entzüge erreicht. Im Vergleich der N-Düngungsvarianten erreichte nur AS-HS+UI+NI im Mittel der drei Versuchsjahre einen tendenziellen Mehrertrag von ca. 2 %

(2,3 dt ha⁻¹ a⁻¹) gegenüber AS-HS, während sich hinsichtlich der N-Aufnahme ausschließlich für AS-HS+UI ein leichter, tendenzieller Zuwachs von 2 % (3 kg ha⁻¹ a⁻¹) ergab.

Tabelle 2-3: Pflanzenbauliche Versuche 2021 bis 2023 in Winterweizen; Standort Cunnersdorf: Kornertrag, Rohprotein-Gehalt und N-Aufnahme (Korn) in den verglichenen Prüfgliedern.

Winterweizen										
Jahr / Prüfglied	N-Input	Ertrag (Korn) dt/ha	relativ (AS-HS = 100 %)	Sign.	Rohprotein %	relativ (AS-HS = 100 %)	Sign.	N-Entzug (Korn) kg N/ha	relativ (AS-HS = 100 %)	Sign.
Jahr 2021										
ohne N	0	55,6	58,0	c	8,1	59,8	b	67,8	34,7	c
AS-HS	220	95,9	100,0	b	13,5	100,0	a	195,4	100,0	b
AS-HS + UI	220	97,1	101,2	ab	13,6	100,7	a	199,2	102,0	ab
AS-HS + UI + NI	220	100,7	105,0	a	13,5	100,0	a	204,1	104,4	a
LSD (5%)		3,6	3,8		0,4	3,0		6,0	3,1	
Jahr 2022										
ohne N	0	46,6	49,7	b	6,5	50,4	c	45,6	25,2	b
AS-HS	220	93,8	100,0	a	12,9	100,0	a	181,2	100,0	a
AS-HS + UI	220	99,0	105,6	a	13,0	100,8	a	192,7	106,3	a
AS-HS + UI + NI	220	102,4	109,1	a	12,0	93,2	b	185,0	102,1	a
LSD (5%)		16,3	17,4		0,6	4,7		21,2	11,7	
Jahr 2023										
ohne N	0	34,4	32	b	7,2	56	c	37	18	c
AS-HS	220	108,4	100	a	12,9	100	a	211	100	ab
AS-HS + UI	220	110,1	102	a	12,8	99	a	212	101	a
AS-HS + UI + NI	220	110,6	102	a	12,0	93	b	201	95	b
LSD (5%)		3,1	2,9		0,61	4,7		9,9	4,7	
Ø Jahre 2021 bis 2023										
ohne N		45,5	45,8	b	7,3	55,4	b	50,3	25,7	b
AS-HS		99,4	100,0	a	13,1	100,0	a	195,7	100,0	a
AS-HS + UI		102,1	102,7	a	13,1	100,3	a	201,3	102,8	a
AS-HS + UI + NI		104,6	105,2	a	12,5	95,6	a	196,6	100,4	a
LSD (5%)		7,7	8,0		0,5	4,1		12,4	6,5	

Tabelle 2-4: Pflanzenbauliche Versuche 2021 bis 2023 in Wintergerste; Standort Cunnersdorf: Kornertrag, Rohprotein-Gehalt und N-Aufnahme (Korn) in den verglichenen Prüfgliedern.

Wintergerste										
Jahr / Prüfglied	N-Input	Ertrag (Korn)			Rohprotein			N-Entzug (Korn)		
		dt/ha	relativ (AS-HS = 100 %)	Sign.	%	relativ (AS-HS = 100 %)	Sign.	kg N/ha	relativ (AS-HS = 100 %)	Sign.
Jahr 2021										
ohne N	0	55,8	51,2	b	9,4	79,3	c	72,1	40,5	b
AS-HS	150	109,1	100,0	a	11,9	100,0	ab	177,9	100,0	a
AS-HS + UI	150	108,3	99,3	a	12,3	103,4	a	182,7	102,7	a
AS-HS + UI + NI	150	108,1	99,0	a	11,7	98,5	b	173,7	97,6	a
LSD (5%)		5,3	4,9		0,5	4,2		12,9	7,3	
Jahr 2022										
ohne N	0	38,3	47,5	c	7,3	61,9	c	38,3	29,4	c
AS-HS	190	80,7	100,0	b	11,8	100,0	b	130,4	100,0	b
AS-HS + UI	190	83,8	103,9	b	12,3	104,9	a	141,7	108,7	ab
AS-HS + UI + NI	190	90,1	111,6	a	11,7	99,1	b	144,3	110,7	a
LSD (5%)		5,8	7,2		0,5	4,3		11,4	8,7	
Jahr 2023										
ohne N	0	41,7	35	b	7,8	69	b	46	24	b
AS-HS	190	119,8	100	a	11,3	100	a	186	100	a
AS-HS + UI	190	115,3	96	a	11,3	100	a	179	96	a
AS-HS + UI + NI	190	118,3	99	a	10,3	91	a	169	91	a
LSD (5%)		7,6	6,3		1,10	9,7		23,1	12,4	
Ø Jahre 2021 bis 2023										
ohne N		45,3	43,9	b	8,2	70,1	c	52,0	31,6	b
AS-HS		103,2	100,0	a	11,6	100,0	ab	164,7	100,0	a
AS-HS + UI		102,5	99,3	a	12,0	102,8	a	167,8	101,9	a
AS-HS + UI + NI		105,5	102,2	a	11,2	96,3	b	162,2	98,5	a
LSD (5%)		6,2	6,1		0,7	6,1		15,8	9,5	

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste

Die NH₃- und N₂O-Messungen erfolgten laut Arbeitsplan jährlich nur in einer Kultur auf der Blockanlage des zentralen Gasmessversuches am Standort Cunnersdorf. Auf dieser Fläche stand im ersten Erntejahr Silomais, im zweiten Erntejahr Winterweizen und im dritten Erntejahr Wintergerste. Der Versuchsaufbau sowie die Methodik der Messungen sind der gemeinsamen Vorhabenbeschreibung zu entnehmen.

NH₃-Ammoniak-Verlustpotenzial der Böden aller WIN-N-Versuchsstandorte

Um ergänzend zu den entsprechenden Feldversuchen das NH₃-Verlustpotenzial der Win-N-Standorte unter Worst-Case-Szenarien einschätzen zu können, wurden die Prüfdünger AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI einem standardisierten Verlustpotenzialtest unterzogen. Dieser sorgte über einen Zeitraum von 14 Tagen und bei Umgebungstemperaturen von konstant 5°C bzw. 20°C für starke und fortwährende NH₃-Verlustbedingungen. Dieser als Ammoniakverflüchtigungstest (AVT) beschriebene Standardtest ist ein robustes Verfahren zur Abschätzung des Verlustpotenzials von Böden unter einem Worst-Case-Verlustszenario. Der AVT hat sich mit verschiedenen Böden und bei verschiedenen Umgebungstemperaturen z.B. im Rahmen von Screenings ureaseinhibierender Substanzen und Verbindungen vielfach bewährt. Er wurde jüngst im Rahmen einer referierten Publikation beschrieben (Ohnemus et al. 2021; siehe Kap. 4: Veröffentlichungen).

Die AVT-Ergebnisse sind der Übersicht in Tabelle 2-5 zu entnehmen. Sie lassen sich wie folgt zusammenfassen: Auf den Standorten Ihinger Hof und Merbitz ist das Ammoniak-Verlustpotenzial nach Applikation von AS-HS unter den gegebenen Worst-Case-Bedingungen relativ gering. Es beträgt bei 5°C nach 7 Tagen < 2 % und nach 14 Tagen < 5 % des Dünger-N. Bei 20°C steigen diese Werte nur noch leicht auf < 6 % bzw. < 7 % an. Im Prüfglied AS-HS+UI werden diese bereits geringen Verlustpotenziale durch die Wirkung des Ureaseinhibitors um 45 bis 80 % reduziert.

Tabelle 2-5: Ergebnisse des Ammoniak-Verlustpotenzial-Tests (AVT) bei konstant 5°C bzw. 20°C Umgebungstemperatur für die Feldversuchsstandorte Cunnersdorf, Dedelow, Merbitz und Ihinger Hof sowie wesentliche Bodenmerkmale dieser Standorte.

AVT (Ammoniak-Verlustpotenzial-Test)	Laufzeit	NH ₃ -Verlustpotenzial (% Dünger-N) bei 5°C			NH ₃ -Verlustpotenzial (% Dünger-N) bei 20°C			Bodenparameter		
		AS-HS	AS-HS+UI	AS-HS+UI+NI	AS-HS	AS-HS+UI	AS-HS+UI+NI	pH	Corg	KAK
Cunnersdorf	7 d	4,6	0,7	0,7	16,1	2,2	3,3	6,4	0,96	6,8
	14 d	14,6	5,5	5,1	20,9	5,3	13,1			
Dedelow	7 d	6,2	0,5	0,5	23,5	1,2	1,3	6,2	0,91	6,6
	14 d	21,3	2,7	2,9	28,5	3,3	5,6			
Merbitz	7 d	1,5	0,5	0,5	5,4	2,0	3,0	7,2	1,63	17,5
	14 d	4,3	2,0	2,3	6,5	3,5	11,3			
Ihinger Hof	7 d	1,3	0,3	0,2	5,2	0,9	1,1	6,9	1,24	14,5
	14 d	3,8	1,0	0,9	6,7	2,5	6,5			

Im Prüfglied AS-HS+UI+NI führt die Kombination von Urease- und Nitrifikationsinhibierung auf den Standorten Ihinger Hof und Merbitz bei 5°C ebenfalls zu einer deutlichen Minderung des Verlustpotenzials. Die Verlustminderung gegenüber der Basisvariante belief sich auf 45 bis 85 %. Bei 20°C bewirkt die verlängerte Ammoniumphase am Standort Ihinger Hof nach 14 Tagen im geprüften Worst-Case-Szenario ungeachtet der Ureaserinhibierung einen Anstieg der Ammoniakverluste auf das Niveau der Variante AS-HS. In Merbitz erreicht das entsprechende Ammoniak-Verlustpotenzial mit ca. 11 % des applizierten Dünger-N sogar das doppelte Niveau der Variante AS-HS.

Für die Standorte Cunnersdorf und Dedelow besteht – vor allem bei fortwährenden Worst-Case-Verlustbedingungen (Exposition > 1 Woche) – ein deutlich höheres Ammoniak-Verlustpotenzial. Es beläuft sich in Cunnersdorf bei 5°C für den Dünger AS-HS auf ca. 4,5 % des applizierten Dünger-N nach 7 Tagen und ca. 15 % nach 14 Tagen. Bei 20°C stiegen diese Werte auf 16 % (7 Tage) bzw. 21 % (14 Tage) an. Die entsprechenden Ammoniak-Verlustpotenziale für den Boden Dedelow liegen in einer Umgebungstemperatur von 5°C bei ca. 6 % nach 7 Tagen und ca. 21 % nach 14 Tagen. Bei 20°C wird bereits nach 7 Tagen ein potenzieller Dünger-N-Verlust von ca. 23 % erreicht. Der entsprechende Wert für eine Expositionsdauer von 14 Tagen beträgt 29 %. Im Prüfglied AS-HS+UI führt die Ureaseinhibierung zu einer sehr starken Minderung dieser Verlustpotenziale. Die Minderungsleistung beträgt bis zu 95 % gegenüber der Basisvariante AS-HS.

Im Gegensatz zu den Standorten mit einem geringen Ammoniak-Verlustrisiko (Merbitz, Ihinger Hof) bewirkt die Kombination von Urease- und Nitrifikationsinhibierung auf den deutlich stärker verlustgefährdeten Standorten Cunnersdorf und Dedelow auch bei 20°C und langer Expositionsdauer eine deutliche Minderung des Verlustpotenzials. Die Minderungsleistung liegt bei 50 bis 95 % gegenüber der Basisvariante AS-HS.

Ergebnisse der NH₃-Messungen im praxisnahen Feldversuch für den Standort Cunnersdorf

Nachfolgend werden zuerst die detaillierten Ergebnisse der Jahre 2021, 2022 und 2023 vorgestellt. Anschließend erfolgt eine Gesamtschau über die ermittelten NH₃-Verluste und Emissionsfaktoren im Projektzeitraum 2021 bis 2023. In jeder Messkampagne erfolgten i.d.R. täglich um 8:00, 11:15 und 15:30 Uhr (plus Abendmessungen, falls ab 11:15 Dünger-N-Emissionen festgestellt wurden) Messungen der NH₃-Flüsse je Flächeneinheit oder die Feststellung ihres Ausbleibens mittels Dräger-Tube-Methode. Parallel wurde täglich der Austausch der Säurefallen vorgenommen, und die adsorbierten NH₃-N-Mengen wurden analytisch ermittelt. Die Messkampagnen (= Messzeiträume nach jeder Düngergabe) wurden jeweils beendet, wenn über mehrere Tage keine aus der Düngung herrührende Ammoniumabsorption mehr festzustellen war. Die Analytik und Auswertung der NH₃-Emissionen am Standort Cunnersdorf ist vollständig abgeschlossen.

Ergebnisse der NH₃-Messungen des Jahres 2021 für den Standort Cunnersdorf

Im Jahr 2021 erfolgten die Messungen der NH₃-Verluste in der Kultur Silomais. Es wurden zwei Messkampagnen zur Erfassung von NH₃-Emissionen nach den Düngungsterminen durchgeführt. Die erste Messkampagne erstreckte sich vom 26. April 2021 bis zum 11. Mai 2021. In dieser wurden in keiner der geprüften Varianten NH₃-Emissionen detektiert. Aufgrund der praxisüblichen Düngereinbeitung in den Boden in Verbindung mit der Maisaussaat war mit geringen bis fehlenden NH₃-Emissionen zu rechnen. Die zweite Messkampagne erstreckte sich vom 09. Juni 2021 bis zum 23. Juni 2021. Insgesamt wurden in dieser Zeit nur sehr geringe NH₃-Emissionen in Höhe von 144 – 834 g NH₃-N ha⁻¹ bzw. von 0,11 – 0,64 % Dünger-N in den Varianten AS-HS+UI bzw. AS-HS detektiert.

Sowohl beim Prüfmerkmal absolute NH₃-Emissionen als auch beim Prüfmerkmal relative NH₃-Emissionen unterscheiden sich alle gedüngten Varianten signifikant voneinander. Negative Emissionen (AS-HS + UI + NI)

ergeben sich aus der Berechnungsvorschrift (Abbildungen 2-1 und 2-2). Durch die alleinige Anwendung des Ureaseinhibitors (AS-HS + UI) wurden die NH_3 -Emissionen signifikant von 0,6 % Dünger-N (AS-HS) auf nur noch 0,1 % reduziert. In der Variante AS-HS + UI + NI, bei der die gesamte N-Düngermenge vollständig zur Aussaat des Mais flächig eingearbeitet wurde, lagen die NH_3 -Emissionen auf dem Niveau der ungedüngten Kontrolle.

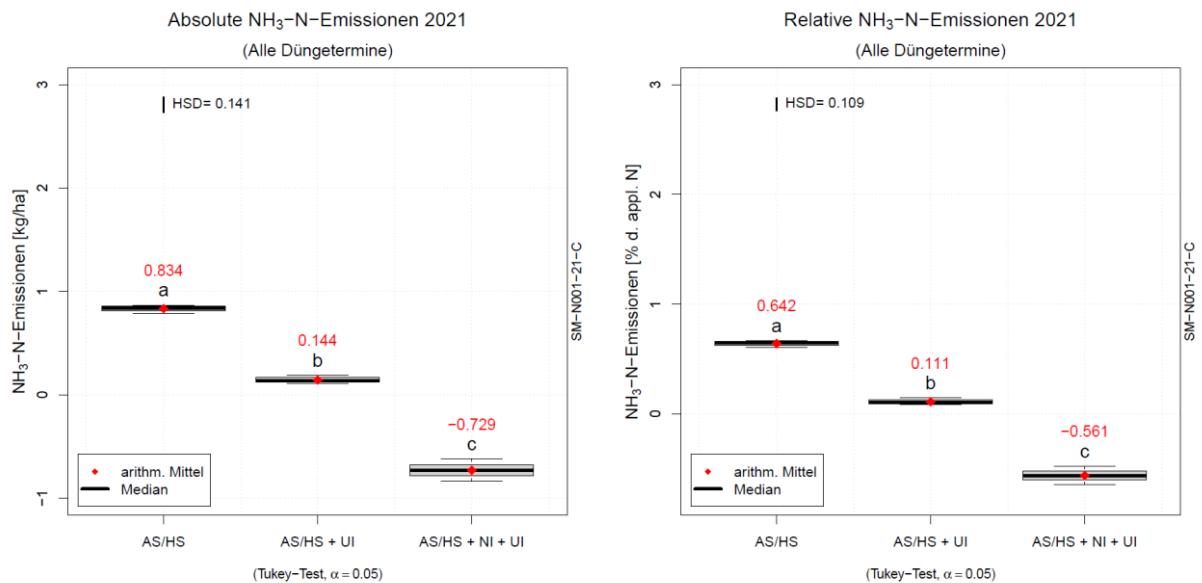


Abbildung 2-1 (links) und Abbildung 2-2 (rechts): Absolute und relative NH_3 -Emissionen bei N-Düngung von Silomais mit AS-HS ohne und mit Inhibitoren am Standort Cunnersdorf im Erntejahr 2021.

Ergebnisse der NH_3 -Messungen des Jahres 2022 für den Standort Cunnersdorf

Aufgrund der praxisüblichen ammoniumstabilisierten Gabenstrategie, bei der die Düngung zusammengefasst, terminlich in frühere und damit meist feuchtere und kühlere Witterungsphasen voverlegt wird, ergaben sich für das NH_3 -Messprogramm im Winterweizen am Standort Cunnersdorf insgesamt die folgenden 5 Messkampagnen (T1 bis T5): Messkampagne T1: 28.02. bis 16.03. – mit der ammoniumstabilisierten Startgabe ($110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; Dünger: AS-HS+UI+NI); T2: 16.03. bis 01.04. – mit der nicht-ammoniumstabilisierten Startgabe ($77 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; Dünger: AS-HS und AS-HS+UI); T3: 02.05. bis 16.05.2022 – mit der nicht-ammoniumstabilisierten Schossergabe ($77 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; Dünger: AS-HS und AS-HS+UI); T4: 16.05. bis 28.05. – mit der ammoniumstabilisierten Schossergabe ($110 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; Dünger: AS-HS+UI+NI); T5: 20.05. bis 28.05. – mit der nicht-ammoniumstabilisierten Ährgabe ($66 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; Dünger: AS-HS und AS-HS+UI).

Das Diagramm in Abbildung 2-3 gibt einen Überblick über die täglichen NH_3 -N-Verluste für alle drei Düngungsvarianten, wie sie auf Basis der Dräger-Tube- und Passivsammler-Messungen berechnet worden sind. Die eingezeichneten Pfeile kennzeichnen die N-Applikationstermine und damit gleichzeitig die Startpunkte der fünf NH_3 -Messkampagnen. Negative Emissionen (AS-HS+UI+NI) ergeben sich aus der Berechnungsvorschrift.

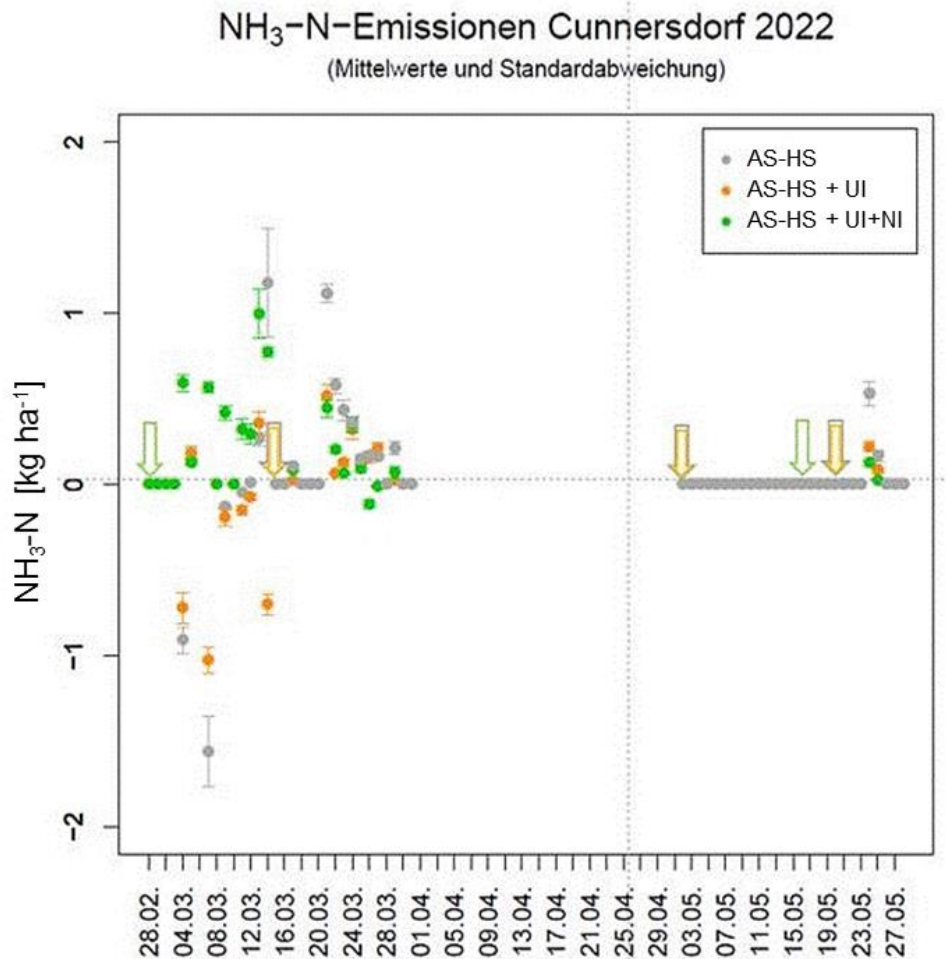


Abbildung 2-3: N-Applikationstermine (Pfeile) sowie Höhe der täglich ermittelten NH₃-Verluste aus AS-HS (graue Punkte), AS-HS+UI (orange Punkte) und AS-HS+UI+NI (grüne Punkte) und die zeitliche Ausdehnung der NH₃-Messkampagnen im Winterweizen im Jahr 2022 am Standort Cunnersdorf.

Entgegen der Erwartungen und ungeachtet natürlicher Umweltbedingungen, die eigentlich für ein sehr geringes Emissionsgeschehen sprachen (kühle Temperaturen, feuchter Boden, gute Dünger-N-Verteilung), wurden die höchsten NH₃-N-Verluste für die frühen Messperioden (nach den Gaben vor bzw. zu Vegetationsbeginn) berechnet. So beliefen sich die berechneten kumulativen Dünger-N-Verluste aus der ersten ammoniumstabilisierten Teilgabe mit AS-HS+UI+NI vor Vegetationsbeginn auf 5,14 kg (4,67 % des applizierten N). Für AS-HS wurden nach der Startgabe zu Vegetationsbeginn 2,95 kg ha⁻¹ (3,83 % des applizierten N) und für AS-HS+UI 2,27 kg ha⁻¹ (2,95 % des applizierten N) ermittelt.

Nach den späteren Gaben ab Schossbeginn ließen sich in allen Varianten nur noch marginale Emissionen und NH₃-Verluste feststellen. So emittierten aus der ammoniumstabilisierten Schossergabe 0,15 kg ha⁻¹ Dünger-N (0,14 % der applizierten N-Menge). Die entsprechenden Werte für AS-HS sowie AS-HS+UI betragen 0,7 kg ha⁻¹ (0,5 % des applizierten N) bzw. 0,3 kg ha⁻¹ (0,2 % des applizierten N).

Alle genannten Verluste bzw. Verlustraten unterschieden sich untereinander signifikant. Dies gilt selbst für die marginalen Werte nach den späten Gaben im Stadium des Schossens und Ährenschiebens. Dieser Befund verdeutlicht die hohe Qualität und Trennschärfe der Passivsammler-Methode, die selbst bei geringsten Emissionen gegeben ist.

Methodendiskussion zu den Messergebnissen 2022

Anhand der hohen Qualität der Passivsammler-Ergebnisse mit großer Trennschärfe zwischen unterschiedlichen Düngungsvarianten und geringen Streuungen innerhalb jeder Variante wird aber auch ersichtlich, dass das Mess- und Berechnungsverfahren der CPS-Methode bei einem sehr geringen Emissionsgeschehen mit NH₃-Flüssen nahe der Nachweisgrenze des Träger-Tube-Systems zu wenig plausiblen NH₃-Verlusten und Verlustraten führen kann. Dies soll an folgendem Beispiel aufgezeigt werden:

In Abbildung 2-4 sind die in den Passivsammlern (= Säurefallen) absorbierten NH_3 / NH_4^+ -Werte für drei Leerungszyklen zwischen 04. März und 07. März 2022 (links, drei Diagramme) sowie die für diesen Zeitraum berechneten täglichen Dünger-N-Verluste (rechts, im roten Rahmen) dargestellt.

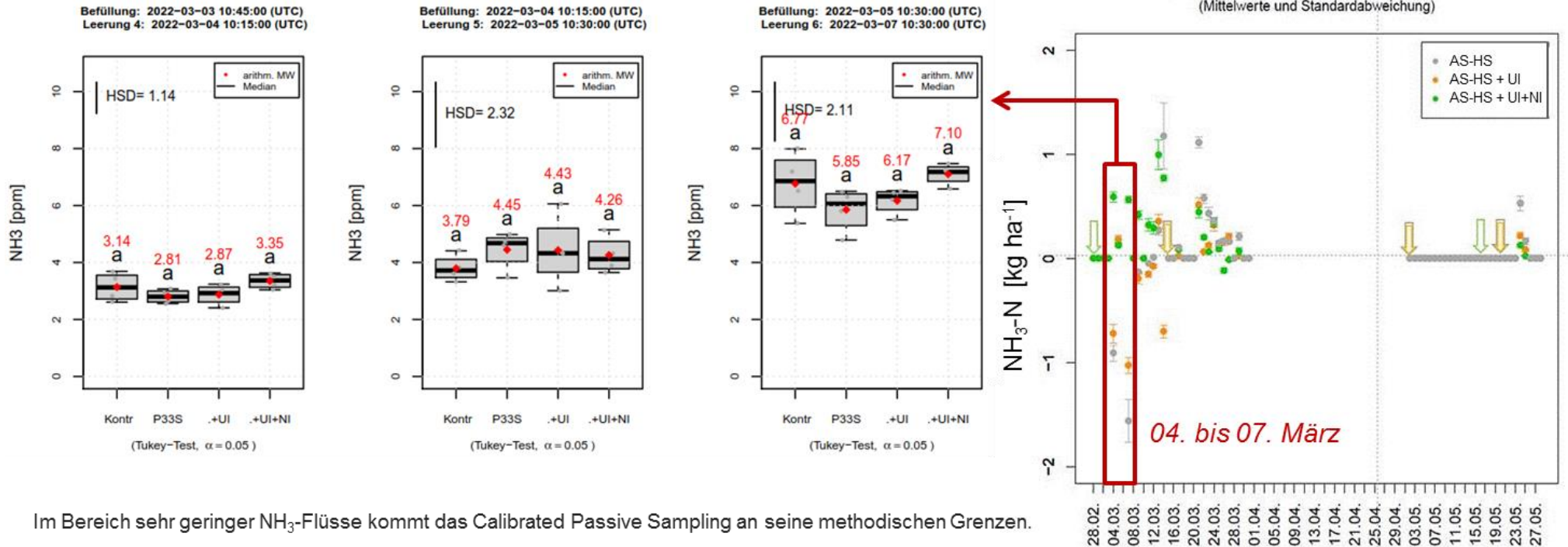
Die Passivsammler zeigen lediglich marginale, nicht signifikante Unterschiede zwischen den Prüfgliedern. Die Absorptionswerte der Düngungsvarianten, von denen im betreffenden Zeitraum lediglich AS-HS+UI+NI bereits eine N-Gabe erhalten hatte, streuen unspezifisch um die Werte der Basisvariante (Kontrolle ohne N), die das Hintergrundrauschen anzeigt. Im Prüfglied AS-HS+UI+NI deutet nichts auf ein deutlich erhöhtes Emissions- und Verlustgeschehen im Vergleich zur Kontrollvariante und den noch nicht gedüngten Prüfgliedern. Dennoch wurden für zwei der drei Leerungszyklen relativ hohe Dünger-N-Verluste (jeweils $> 0,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$) aus AS-HS+UI+NI berechnet (Abbildung 2-4, rechts – roter Rahmen).

Der Grund liegt im Nachweis einer düngerbürtigen Emission aus AS-HS+UI+NI an der Schwelle zur Nachweisgrenze mit dem Dräger-Tube-System. Diese führte laut Berechnungsvorschrift dazu, dass aus jedem Unterschied zwischen Säurefallen-Ergebnissen (und sei er noch so marginal und unspezifisch) ein N-Verlust kalkuliert wurde. Im konkreten Fall entstanden so für AS-HS+UI+NI im betrachteten Zeitraum relativ hohe NH_3 -N-Verluste, während gleichzeitig für die noch gar nicht gedüngten Varianten abwechselnd hohe NH_3 -Aufnahmen aus der Atmosphäre bzw. moderate Verluste berechnet wurden.

Die Methodenanalyse macht deutlich, dass die NH_3 -Verluste aus AS-HS+UI+NI nach der Startgabe im Jahr 2022 wesentlich überschätzt worden sind. Im Fortgang der Messungen ließ sich für die Variante AS-HS auch der umgekehrte Fall beobachten: Während die Säurefallen einen zwar geringe, aber doch signifikante düngungsinduzierte NH_3 -Emission anzeigten, konnten mit dem Dräger-Tube-System keine Differenzen zwischen diesem Prüfglied und der Kontrollvariante festgestellt und somit auch kein Dünger-N-Verlust berechnet werden. In Anbetracht der hohen politischen Relevanz aktueller Studien zu NH_3 -Verlusten aus Mineraldüngern ist ein behutsamer Umgang mit solchen fragwürdigen Ergebnissen einzufordern.

Passivsammler-Ergebnisse
im Zeitraum 04. bis 07. März 2022

Berechnete NH₃-Verluste; im roten Rahmen die
Ergebnisse für den Zeitraum 04. bis 07. März 2022



Im Bereich sehr geringer NH₃-Flüsse kommt das Calibrated Passive Sampling an seine methodischen Grenzen.

Abbildung 2-4: Gegenüberstellung von 3 Passivsammler-Ergebnissen (links; drei Leerungszyklen zwischen 04. und 07. März 2022) und Gegenüberstellung mit den für diesen Zeitraum berechneten NH₃-Verlusten (rechts; der rote Rahmen kennzeichnet die Werte für die drei Leerungszyklen).

Emissionsfaktoren 2022

Ungeachtet der aufgezeigten methodischen Grenzen wurden auch im Jahr 2022 für alle Düngungsvarianten aus den täglichen düngerbürtigen NH_3 -Emissionen ein kumulativer Dünger-N-Verlust bzw. die entsprechende NH_3 -N-Verlustrate (= Emissionsfaktoren) berechnet. Diese Werte sind im Diagramm in Abbildung 2-5 abgebildet.

Es ergibt sich auf Basis der vorliegenden Mess- und Rechenwerte (CPS-Methode) für die Düngung von AS-HS (mit und ohne Inhibitoren) zu Winterweizen im Jahr 2022 am Standort Cunnersdorf folgendes Bild: Aus dem nicht stabilisierten AS-HS gingen ca. 1,7 % bzw. 3,64 kg ha^{-1} des applizierten N in Form von NH_3 verloren. Die Verlustrate liegt weit unter den EMEP-Emissionsfaktoren für Harnstoff, Ammoniumsulfat oder AHL. Durch den Einsatz des Ureaseinhibitors wurde dieser bereits geringe N-Verlust auf ca. die Hälfte reduziert. Im Prüfglied AS-HS+UI betrug die Verlustrate folglich 0,8 % bzw. 1,82 kg ha^{-1} des applizierten N. Trotz dieser Halbierung der Verluste ist die absolute NH_3 -Minderung mit 1,8 kg ha^{-1} bzw. 0,8 % des applizierten N gering. Analog zum Vorjahr erscheint der Einsatz eines Ureaseinhibitors zumindest auf Basis der bisherigen Verlust- und auch Ertragsanalysen aus ökologischer wie ökonomischer Sicht wenig zielführend.

Für die Variante AS-HS+UI+NI wurde aufgrund hoher berechneter Tagesverluste nach der frühen Startgabe im Februar (siehe Methodendiskussion oben) eine NH_3 -N-Verlustrate von 2,4 % ermittelt; das sind 5,29 kg ha^{-1} des applizierten Dünger-N. Erhöhte NH_3 -Verluste für das Prüfglied AS-HS+UI+NI wären aufgrund der verlängerten Ammoniumphase zwar theoretisch möglich, erscheinen aber im vorliegenden Falle wenig plausibel (siehe oben).

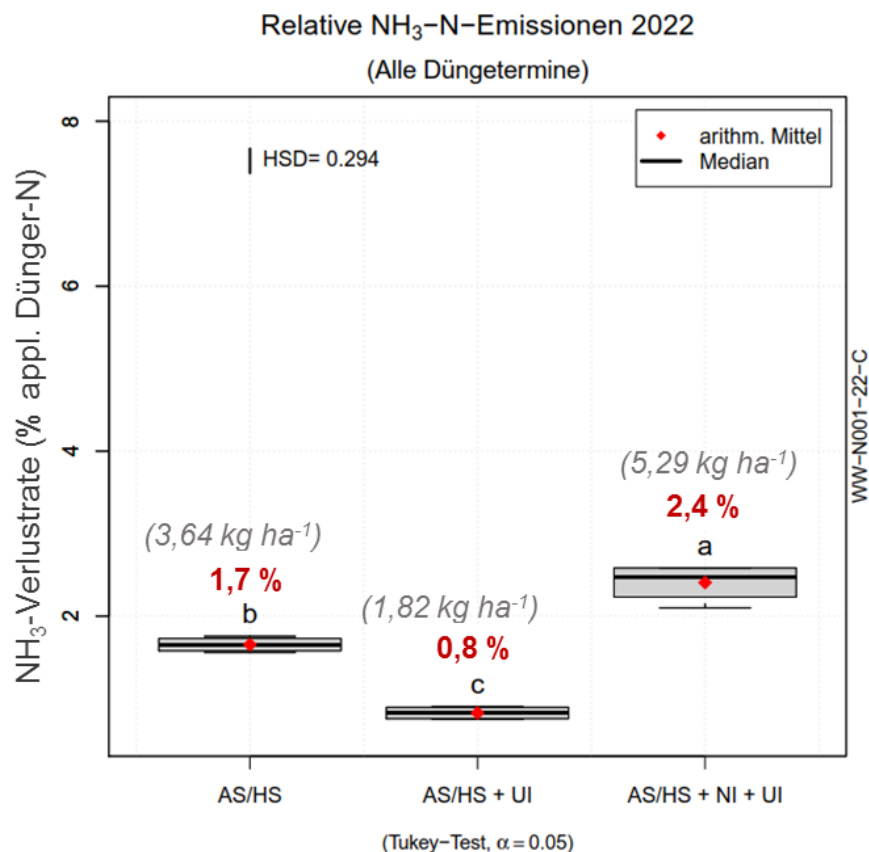


Abbildung 2-5: NH_3 -N-Verlustraten und absolute NH_3 -N-Verluste nach Düngung von AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI zu Winterweizen am Standort Cunnersdorf im Erntejahr 2022.

Ergebnisse der NH_3 -Messungen des Jahres 2023 für den Standort Cunnersdorf

Die Termine und Ergebnisse der NH_3 -Messungen und -Berechnungen im Versuchsjahr 2023 sind den Diagrammen in Abbildung 2-6 zu entnehmen.

In der Kultur Wintergerste ergaben sich entsprechend der planmäßig umgesetzten Düngungsregimes die folgenden drei NH_3 -Messkampagnen (T1 bis T3): Messkampagne T1: 16.02. bis 24.02. – zur ammoniumstabilisierten Startgabe (190 kg ha^{-1} N; Dünger: AS-HS+UI+NI); T2: 21.03. bis 03.04.2023 – zur nicht ammoniumstabilisierten Startgabe (95 kg ha^{-1} N; Dünger: AS-HS und AS-HS+UI); T3: 13.04. bis 18.04.2023 – zur nicht ammoniumstabilisierten Schossergabe (95 kg ha^{-1} N Dünger: AS-HS und AS-HS+UI).

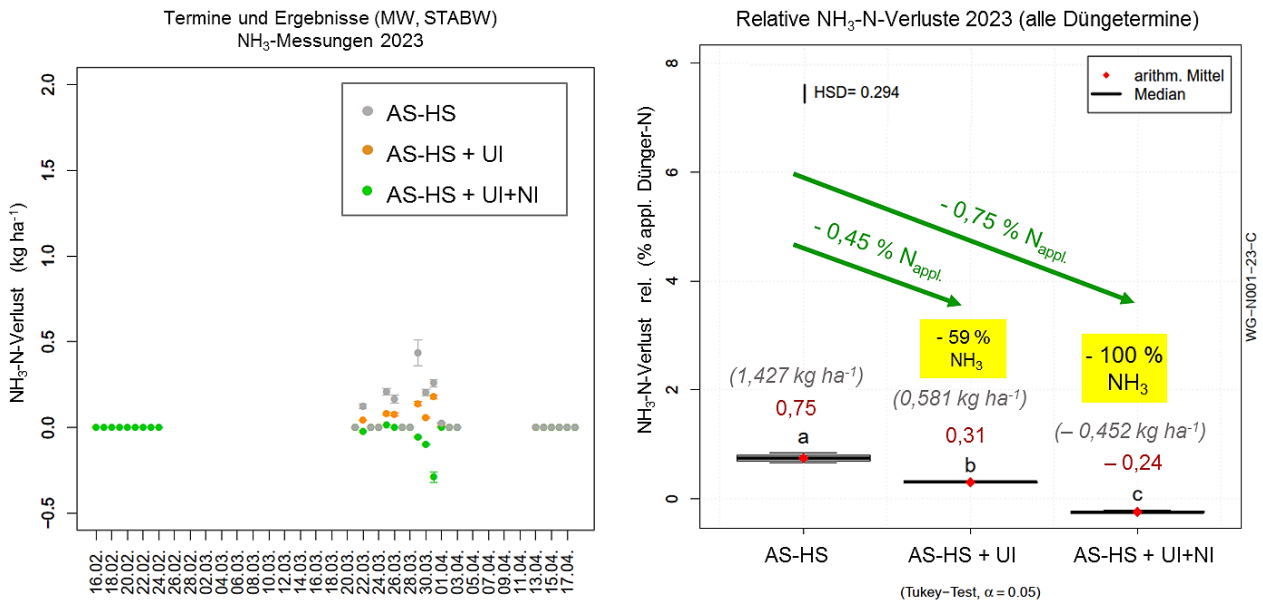


Abbildung 2-6: Termine und Ergebnisse der NH_3 -Messungen im Jahr 2023 in Wintergerste; Standort Cunnersdorf.

Insgesamt betrug der Dünger-N-Verlust aus dem zu Wintergerste gedüngten AS-HS (ohne Inhibitor) im Jahr 2023 ca. $1,43 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$. Das entspricht $0,75 \%$ des applizierten Dünger-N. Im Prüfglied AS-HS+UI wurde dieser Verlust durch den Ureaseinhibitor um ca. 59% auf $0,58 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ bzw. $0,31 \%$ des applizierten Dünger-N gemindert. Für die Variante AS-HS+UI+NI wurde in 2023 kein Dünger-N-Verlust festgestellt. Eher deuten die Messungen eine NH_3 -Aufnahme durch den früh und hoch angedüngten Gerstenbestand an (negativer N-Verlust: $0,45 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$). Zumindest wurden NH_3 -Verluste offensichtlich komplett vermieden.

Ergebnisse der NH_3 -Messungen der Jahre 2021 bis 2023 für den Standort Cunnersdorf

Die im gesamten Projektzeitraum gewonnenen Ergebnisse der NH_3 -Messungen und -Berechnungen sind, sowohl separat für die einzelnen Jahre und Kulturen als auch über den gesamten Versuchszeitraum und die Fruchtfolge betrachtet, in Tabelle 2-6 zusammengefasst. Angegeben werden die berechneten absoluten Dünger-N-Verluste in Form von NH_3 (kg ha^{-1}) und die sich daraus ergebenden Verlustraten (% Dünger-N).

Für die gesamte Fruchtfolge mit Silomais (2021), Winterweizen (2022) und Wintergerste (2023) ergeben sich im Vergleich der geprüften Düngungsvarianten folgende NH_3 -Verlustraten und Dünger-N-Verluste: Der N-Emissionsfaktor (EF) für AS-HS beträgt $0,011$. Dies sind (gemäß CPS-Methode) also lediglich $1,1 \%$ bzw. $5,9 \text{ kg ha}^{-1}$ der insgesamt applizierten 540 kg ha^{-1} Dünger-N verloren gegangen in Form von NH_3 . Im Prüfglied AS-HS+UI konnte dieser geringe EF um 57% auf einen Wert $0,0047$ signifikant gesenkt werden. Das sind $0,14 \%$ bzw. $2,45 \text{ kg ha}^{-1}$ des applizierten Dünger-N. Im Prüfglied AS-HS+UI+NI lag der EF bei $0,0076$. Damit emittierten ca. $0,76 \%$ bzw. $4,1 \text{ kg ha}^{-1}$ des applizierten Dünger-N in Form von NH_3 .

Alle berechneten Verlustraten für AS-HS (ohne Inhibitor) liegen mit $0,65 \dots 1,66 \%$ weit unter den EMEP-Faktoren für HS (ca. 13%) oder AS (ca. $7,5 \%$). Trotz der insgesamt sehr geringen Flüsse und Verlustraten konnte der Ureaserinhibitor im Prüfglied AS-HS+UI die Verluste prozentual erheblich (um 50 bis 83%) senken. Absolut betrachtet ist die Menge des so gewonnenen Dünger-N ($0,7 \dots 1,8 \text{ kg N ha}^{-1}$) aufgrund des durchweg geringen Levels der Emissionen und Verluste als marginal einzuschätzen.

Über die gesamte Fruchtfolge erwies sich auch die Variante AS-HS+UI+NI als signifikant verlustmindernd. In den Jahren 2021 und 2023 konnten nennenswerte NH_3 -Emissionen im Zuge der frühen ammoniumstabilisierten Gaben völlig vermieden werden, und die Messwerte ließen für die wüchsigen Bestände sogar eine aktive NH_3 -Aufnahme aus der Atmosphäre erkennen.

Tabelle 2-6: NH_3 -Messungen am Standort Cunnersdorf; berechnete Dünger-N-Verluste absolut und prozentual in den Einzeljahren 2021 bis 2023 sowie in der Fruchtfolge Silomais – Winterweizen – Wintergerste.

Dünger-N-Verlust in kg ha^{-1}								
Cunnersdorf	Jahr 2021		Jahr 2022		Jahr 2023		2021 bis 2023	
	Silomais		Winterweizen		Wintergerste		Fruchtfolge	
ohne N	0		0		0		0	
AS-HS	0,84	a	3,64	b	1,43	a	5,91	a
AS-HS + UI	0,14	b	1,82	c	0,58	b	2,54	c
AS-HS + UI + NI	-0,73	c	5,30	a	-0,45	c	4,12	b
HSD	0,141		0,646		0,191		0,978	
N-Input (kg ha^{-1}):	130		220		190		540	
Dünger-N-Verlust in % Dünger-N								
Cunnersdorf	Jahr 2021		Jahr 2022		Jahr 2023		2021 bis 2023	
	Silomais		Winterweizen		Wintergerste		Fruchtfolge	
ohne N	0		0		0		0	
AS-HS	0,65	a	1,66	b	0,75	a	1,09	a
AS-HS + UI	0,11	b	0,83	c	0,31	b	0,47	c
AS-HS + UI + NI	-0,56	c	2,41	a	-0,24	c	0,76	b
HSD	0,109		0,294		0,100		0,168	
Effekt UI	-82,9	%	-50,04	%	-59,3	%	-57,0	%
Effekt UI+NI	-186,5	%	45,45	%	-131,7	%	-30,4	%

Lediglich für die frühe Startgabe von AS-HS+UI+NI im Jahr 2022 ergaben sich rechnerisch recht hohe düngungsinduzierte NH_3 -Flüsse, wodurch dieses Prüfglied im betreffenden Jahr mit $5,29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ NH}_3\text{-N}$ (2,4 % Dünger-N) auch insgesamt die höchsten Emissionen aller Prüfglieder aufwies. Ein solcher Verlauf ist aufgrund der verlängerten Ammoniumphase zwar theoretisch möglich, erscheinen aber im vorliegenden Falle wenig plausibel (siehe *Methodendiskussion zu den Messergebnissen 2022*).

Die Berechnungen gehen im Wesentlichen auf marginale, nicht signifikante, extrem stark streuende und in ihrem Ranking nicht logisch erklärbare Säurefallen-Messwerte zurück. Laut Berechnungsvorschrift führten diese bei gleichzeitigen Dräger-Tube-Emissionswerten knapp über der Nachweisgrenze zur Kalkulation erheblicher NH_3 -Verluste.

Ein solches Verlustgeschehen ist, ausgehend vom aktuellen Wissensstand, für den betrachteten Zeitraum wenig plausibel. Nach der N-Düngung herrschte eine relativ kalte und feuchte Witterung vor. Unter solchen Bedingungen erreichen die NH_3 -Emissionen nur einen Bruchteil der bei höheren Temperaturen zu verzeichnenden Verluste.

Es ist – unter anderem aus dem gerade laufenden Projekt NH_3 -Min – bekannt, dass der Einsatz der CPS-Methode im Bereich der methodischen Nachweisgrenze zu nicht plausiblen Verlustberechnungen führen kann. Im Projekt Win-N trat dieser Effekt bereits an anderen Standorten und zu anderen Messungen auf. Die generierten NH_3 -Mess- und Berechnungsdaten wurden wie geplant an das Thünen-Institut übermittelt und in die Win-N-Datenbank eingepflegt.

N₂O-Messungen am Standort Cunnersdorf

Analog zu den NH₃- Messungen erfolgten auch die N₂O-Messungen laut Arbeitsplan jährlich nur in einer Kultur auf einer Blockfläche des zentralen Gasmessversuches am Standorts Cunnersdorf. Der Versuchsaufbau ist der gemeinsamen Vorhabenbeschreibung zu entnehmen. Auf dieser Fläche standen im ersten Erntejahr Silomais, im zweiten Erntejahr Winterweizen und im dritten Erntejahr Wintergerste. Die Messungen und Berechnungen der N₂O-Emissionen sowie die Analyse und Übermittlung der erhobenen Emissionswerte an das Thünen-Institut erfolgten planmäßig seitens der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg (siehe Teilvorhaben 5). Der Projektpartner SKWP unterstützte die Feldmessungen personell und stellte Transport- und Lagerkapazitäten zur Verfügung.

Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung am Standort Cunnersdorf

Das primäre Daten-Management (Erhebung, Dokumentation, Aggregation etc.) erfolgte nach den GEP- und GUTcert/EMAS-zertifizierten Standards der Landwirtschaftlichen Anwendungsforschung der SKWP. Alle in den oben beschriebenen Arbeitspaketen generierten Daten wurden an TI-AT übermittelt. Dort erfolgte eine Zusammenführung der Daten in einer relationellen Datenbank, um die Implementierung von redundanzfreien, konsistenten Datenmodellen sowie eine mengenorientierte Datenverarbeitung zu ermöglichen. Darüber hinaus dienen die generierten Daten am TI-AT zum einen der Berechnung der N-Bilanz und N-Effizienz nach der gemeinsam im Projekt festgelegten Methodik und andererseits der integrierten Bewertung der Varianten aus AP 1 auf Lebenszyklus-Basis mittels Ökoeffizienz-Analyse.

Teilvorhaben 3: Messung gasförmiger N-Verluste in On-Farm-/Inkubationsversuchen

1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Das Gesamtziel des Verbundvorhabens besteht darin, die Wirkung von urease- und nitrifikationsinhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS) im Vergleich zu nicht-inhibiertem AS-HS in Bezug auf Verluste von Stickstoff (N) und damit auf die N-Nutzungseffizienz beim Rohstoffpflanzenanbau zu untersuchen. Im Rahmen vom Teilvorhaben 3 erfolgt dabei in Form eines On-Farm-Versuchs (Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland) die Bemessung der gasförmigen N-Verluste an einem der 5 Standorte des Verbundvorhabens. Darüber hinaus soll in Inkubationsversuchen (Heliuminkubationsanlage) die N_2 -Dynamik nach Düngerapplikation untersucht werden.

Im Rahmen von AP1 des Teilvorhabens 3 erfolgte dies in Form eines On-Farm-Versuchs (Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland), innerhalb dessen der Anbau von Rohstoffpflanzen in einer vorab abgestimmten Fruchtfolge (Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge) bemessen wurde. Im Jahr 2021 erfolgte gemäß Antrag die Anlage des On-Farm-Versuchs auf einer Fläche (Abbildung 3-1) der Firma Agrarprodukte Dedelow GmbH nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland ($53^{\circ}19'03.0''N$; $13^{\circ}40'41.4''E$). Die vier Düngervarianten wurden im Streifendesign realisiert (4x15x100 m Streifen). Der Boden am Standort Naugarten wird als Calcic-Luvisol klassifiziert (Sand: 67%, Schluff: 12%, Ton: 21%; CICef: 2,94 cmol kg^{-1} ; Basensättigung: 83,6%).

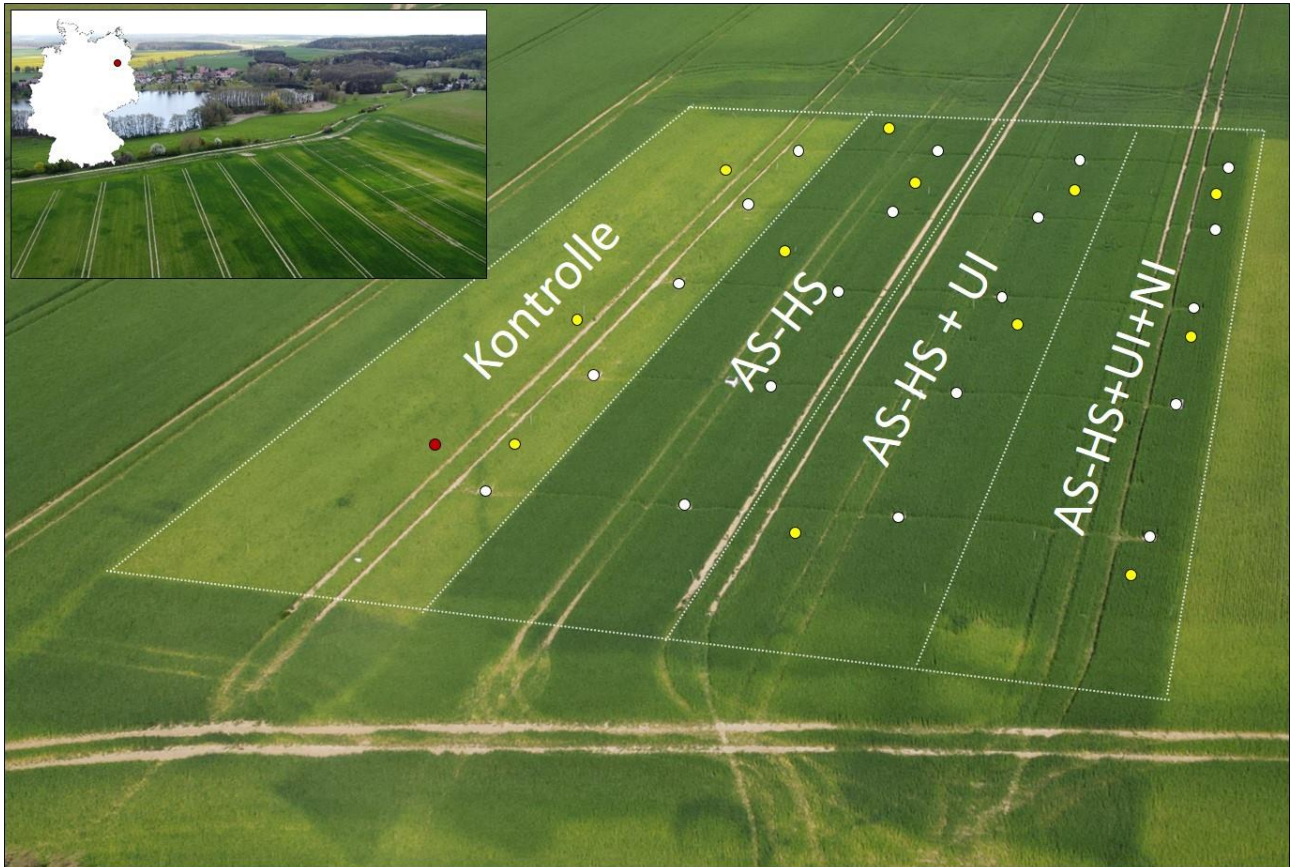


Abbildung 3-1: Anlage des On-Farm-Versuchs nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland ($53^{\circ}19'03.0''N$; $13^{\circ}40'41.4''E$) im Streifen design (4x15x100 m). Von links nach rechts liegen die Versuchsstreifen für die ungedüngte Kontrolle (Control), Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS), AS-HS+Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und AS-HS+UI+Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI). Weiße Punkte markieren die für die Erfassung spektraler Pflanzenindizes (z.B., NDVI und RVI) und des Gasaustauschs (N_2O und CO_2) installierten Standard-Messrahmen (n=20). Gelbe Punkte markieren zusätzlich installierte minirahmen (n=12) zur besseren Erfassung der räumlichen Heterogenität gemessener N_2O -Emissionen. Der rote Punkt markiert die Position der installierten Wetterstation. Die wöchentliche Boden- (N_{min}) und Pflanzenbeprobung erfolgte jeweils randomisiert im gesamten Streifen der jeweiligen Düngervariante.

Neben der im Antrag dargelegter ereignis-/statusorientierten Bonituren und Bodenprobeentnahmen (N_{min}) wurden wöchentlich Pflanzenhöhe, Biomasse- und Bodenproben (zusätzlich zu den N_{min} -Tiefenbeprobungen vor Vegetationsbeginn bzw. nach Düngung und Ernte) zur Validierung der Messungen spektraler Vegetations-Indizes (Abbildung 3-2) bzw. zur Erfassung des Biomasse-C/N-Gehalts und N_{min} so-wie Bodenkohlenstoffgehalts genommen und im Zentrallabor des ZALF analysiert.

2. Bearbeitete Arbeitspakete

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Bei dem On-Farm-Versuch im Umfeld der Forschungsstation des ZALF wurde auf einer Praxisfläche der Agrarprodukte Dedelow GmbH nur jeweils eine Feldfrucht pro Jahr, in der Fruchtfolge Mais-Winterweizen-Wintergerste (SM-WW-WG), untersucht. Auf der Praxisfläche wurden die folgenden gedüngten Varianten untersucht:

- Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS)
- AS-HS mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI)
- AS-HS mit UI sowie Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI)

Das Düngeregime wurde einmalig anhand des standortspezifischen N-Bedarfs für jede Kultur festgelegt. Außerdem wurden die Anwendungsempfehlungen für N-stabilisierte Dünger berücksichtigt. Die jährliche Ermittlung des konkreten Düngedarfs (N-Bedarf minus Boden- N_{\min} vor Vegetationsbeginn) erfolgte gemäß guter fachlicher Praxis (DüV, 2017). Das Düngesplitting erfolgte über alle Standorte gleich, für die Düngeterminierung wurden einheitlich wachstumsbezogene Zeitfenster (EC Stadien) definiert. An den Standorten wurden regelmäßig meteorologische Parameter erfasst und N_{\min} Bodenproben genommen.

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste

Im Rahmen von AP2 des Teilvorhabens 3 erfolgte dies in Form eines On-Farm-Versuchs (Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland), innerhalb dessen der Anbau von Rohstoffpflanzen in einer vorab abgestimmten Fruchtfolge (Mais-Winterweizen-Wintergerste) und daraus resultierende gasförmige N-Verluste bemessen wurden. Darüber hinaus sollte in Inkubationsversuchen (Heliuminkubationsanlage) die N_2 -Dynamik nach Düngerapplikation untersucht werden.

Die N_2O - und NH_3 -Messungen erfolgten in-situ für den On-Farm-Versuch (Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland), und die vorab abgestimmte Fruchtfolge (Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge) in eine wöchentlichen (N_2O) bzw. eventbasiertem Rhythmus (NH_3 ; nach Düngung). Zusätzlich erfolgte die Erfassung von CO_2 -Austauschraten und Boden- CO_2 -Emissionen zur Abschätzung der u. U. weitreichenden Auswirkungen die Verwendung von UI und NI auf den N-, C- und Wasserkreislauf, als auch entsprechender ökologischer als auch agronomischer Implikationen.

Die in-situ Messungen unterstützend wurden ferner im Labor (Helium-)Inkubationsversuche durchgeführt. Diese ergaben sich u.a. aus, aus den Feldmessungen gewonnen Erkenntnissen zum Einfluss von N_2O -Triggerevents wie Frost-Tauzyklen oder Starkregenereignissen (beides resultierte im On-Farm-Versuch in dezidierten N_2O Emissionen) auf die fruchtspezifischen N_2O Emissionen (siehe 2.1). Zur besseren Erfassung relevanter Triggerevents der hochratischen N_2O Emissionen wurden daher Versuche zum Einfluss wiederholter Frost-Tauzyklen auf die N_2O und CO_2 Emissionen aus Bodenproben der ungedüngten Variante als auch der Varianten AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI vorgenommen. Mittels Heliuminkubationsmethode wurden zudem simultan zur N_2O -Freisetzung aus Nitrifikation/Denitrifikation die Dynamik und der reale Umfang der N_2 -Freisetzung unter dem Einfluss der N-Stabilisierung (ungedüngte Kontrolle, AS-HS, AS-HS+UI, AS-HS+UI+NI) über einen Zeitraum von 4 Wochen bis zum Abklingen der N_2 -Gasflüsse erfasst. Verwendet wurden dazu ungestörte Bodenproben der Feldversuchsstandorte. Neben der Stabilisierung wurde zudem die Wirkung von Temperatur und Bodenfeuchte untersucht.

Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung

Die im Rahmen der obigen Arbeitspakete generierten Daten wurden an TI-AT übermittelt. Dort erfolgte eine Zusammenführung der Daten in einer relationellen Datenbank, um die Implementierung von redundanzfreien, konsistenten Datenmodellen und eine mengenorientierte Datenverarbeitung zu ermöglichen. Darüber hinaus dienten die generierten Daten am TI-AT 1) der Berechnung der N-Bilanz und der N-Effizienz nach der gemeinsam im Projekt festgelegten Methodik sowie 2) der integrierten Bewertung der Varianten aus AP 1 auf Lebenszyklus-Basis mittels Ökoeffizienz-Analyse.

3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Wesentliche Ergebnisse von Arbeitspaket (AP) 1 in Teilvorhaben 3:

Der vorliegende Abschnitt bietet eine Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse von AP1 im Teilvorhaben 3, welcher sich mit dem Anbau von Rohstoffpflanzen (Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge) im angelegten Streifenversuch nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland (53°19'03.0"N; 13°40'41.4"E) befasst. Besonderes Augenmerk liegt auf dem Einfluss der getesteten Urase(UI)- und Nitrifikationsinhibitoren (NI), auf die Pflanzenentwicklung und die damit verbundenen agronomischen Parameter. Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse präsentiert, die während des Verlaufs des Projektes gewonnen wurden, und Implikationen für die Praxis und mögliche Richtungen für zukünftige Forschung erlauben.

2.1 Witterungsbedingungen:

Witterungsbedingungen wie Bodenfeuchte (0-10cm), Bodentemperatur (0-10cm) und Niederschlag, sind von entscheidender Bedeutung für den N-Kreislauf in landwirtschaftlichen Systemen. Die Bodenfeuchte beeinflusst die Verfügbarkeit von N für die Aufnahme durch Pflanzen sowie die Aktivität bodenbürtiger Mikroorganismen, die an N-Umsatzprozessen beteiligt sind. Die Bodentemperatur wiederum reguliert die Geschwindigkeit enzymatischer Reaktionen im Boden, einschließlich der N-Mineralisierung und -immobilisierung. Niederschläge können den Transport von gelöstem organischem und anorganischem N im Boden sowie dessen Verlust durch Auswaschung beeinflussen. Abbildung 3-2 bildet die Witterungsbedingungen mit Fokus auf die Bodentemperatur, Bodenfeuchte und den Niederschlag über den gesamten Untersuchungszeitraum ab. Datenlücken in der Bodentemperatur und Bodenfeuchte resultieren aus dem Ausbau der Bodensensoren im Zeitraum zwischen Ernte und neuerlicher Saatbettbereitung.

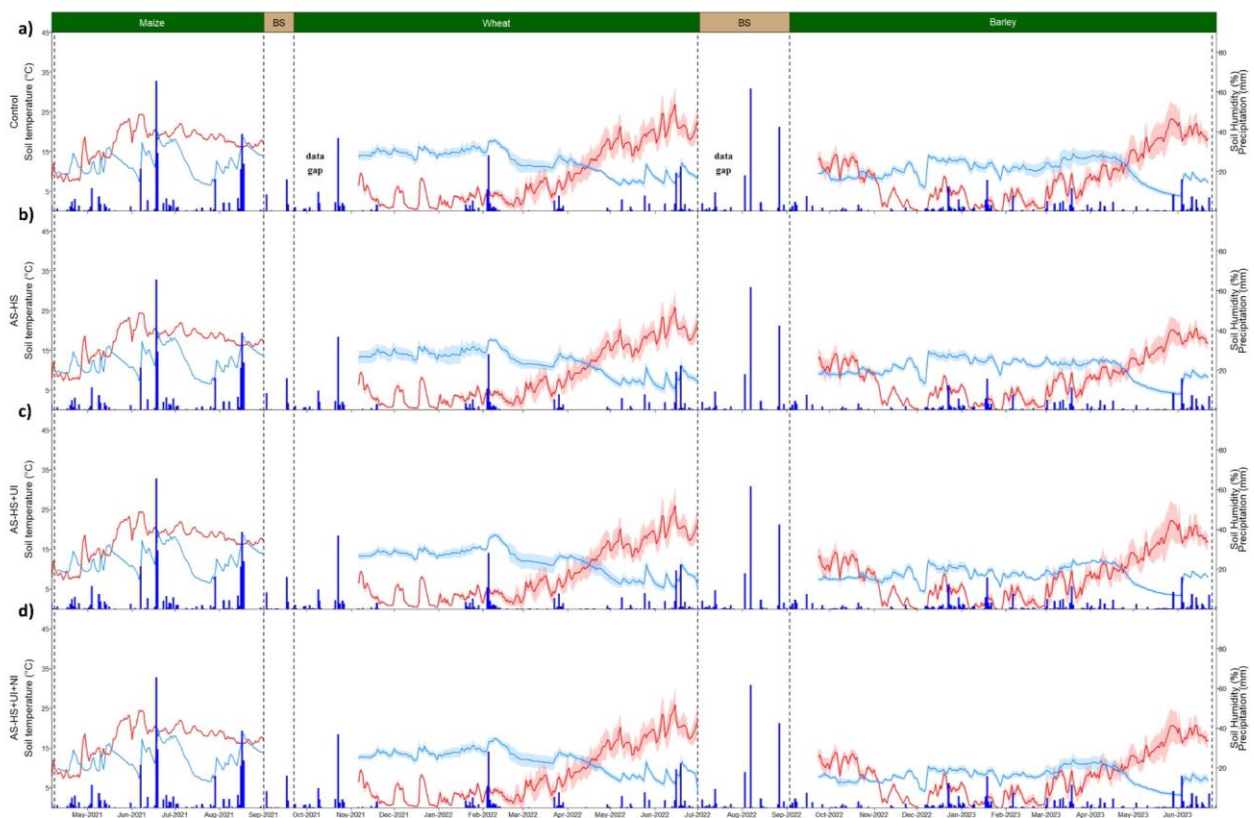


Abbildung 3-2: Dynamik mittlerer täglicher Bodentemperaturen (rote Linie), Bodenfeuchten (blaue Linie) und Niederschläge im Untersuchungszeitraum für die vier untersuchten Düngevarianten a) Kontrolle, b) AS-HS, c) AS-HS+UI und d) AS-HS+UI+NI. Schattierte Bereiche kennzeichnen ± 1 Standardabweichung. Datenlücken resultieren aus der Managementbedingten Deinstallation der Bodensensoren.

Im Vergleich zur langjährigen durchschnittlichen Lufttemperatur und Niederschlagsmenge (9,1°C bzw. 505 mm; 2005 bis 2020, ZALF) am Standort Dedelow (Uckermark) waren alle drei Messjahre deutlich wärmer. Mit Ausnahme des ersten Messjahres 2021, das generell feuchter war, waren die Messjahre 2022 und 2023 zudem eher durchschnittlich bis unterdurchschnittlich feucht. Dies galt jedoch aufgrund der stark erratischen Niederschlagsverteilung nicht in gleicher Weise für die drei Anbauphasen. Insbesondere während des Maisanbaus waren die Bedingungen durchweg feucht bis sehr feucht, während höhere Niederschläge im späteren Verlauf des Winterweizen- und Wintergerstenanbaus hauptsächlich außerhalb der eigentlichen Anbauphasen fielen. So fielen in den 5 Monaten des Maisanbaus 65% (330 mm) der langjährigen mittleren Niederschläge (505 mm), während in den knapp 11 Monaten mit Winterweizen und der Wintergerste lediglich

49% (248 mm) und 42% (217 mm) des langjährigen mittleren Niederschlags erfolgten. Zu einem gewissen Teil lag dies auch an den unterschiedlichen Erntemonaten zwischen der Sommer- (Mais) und den Winterfrüchten (Weizen und Gerste), wodurch die regenreichen Sommermonate Juli und August beim Winterweizen und der Wintergerste hauptsächlich außerhalb der Wachstumsphase (nach Ernte) lagen.

Im Verlauf des dreijährigen Untersuchungszeitraum zeigte sich bezüglich der mittleren Bodenfeuchte und Bodentemperatur je Düngevariante ein geringfügig jedoch klarer Gradient (Kontrolle > AS-HS > AS-HS+UI > AS-HS+UI+NI) mit höchsten Bodentemperaturen (8,5°C) und Bodenfeuchten (11,3%) bei der ungedüngten Kontrolle und niedrigsten Bodentemperaturen (8,1°C) und Bodenfeuchten (9,9%) bei AS-HS+UI+NI. Die genannten Differenzen waren jedoch tendenziell größer in den Monaten des Hauptpflanzenwachstums (April bis September). Diese Beobachtungen legen nahe, dass das Pflanzenwachstum eine bedeutende Rolle bei der Regulierung des lokalen Mikroklimas spielte. Vermutlich führte das verstärkte Pflanzenwachstum zwischen der Kontroll- und der zweifach inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI) zu einer verstärkten Beschattung des Oberbodens, was zu geringeren Oberbodentemperaturen beitrug. Gleichzeitig nahm jedoch aufgrund des verstärkten Pflanzenwachstums (siehe dynamische Pflanzenentwicklung) auch die Wasseraufnahme durch die Pflanzen zu, was zu einer generellen Verringerung der Bodenfeuchte führte.

2.2 Korn- und Biomasseerträge:

In Abbildung 3-3 sind die mittleren Korn- und Biomasseerträge (dt ha⁻¹ 86% DM) für alle drei Früchte der Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge in Abhängigkeit zur jeweiligen N-Düngevariante dargestellt. In allen drei Messjahren erzielte die ungedüngte Variante mit Abstand die geringsten Erträge.

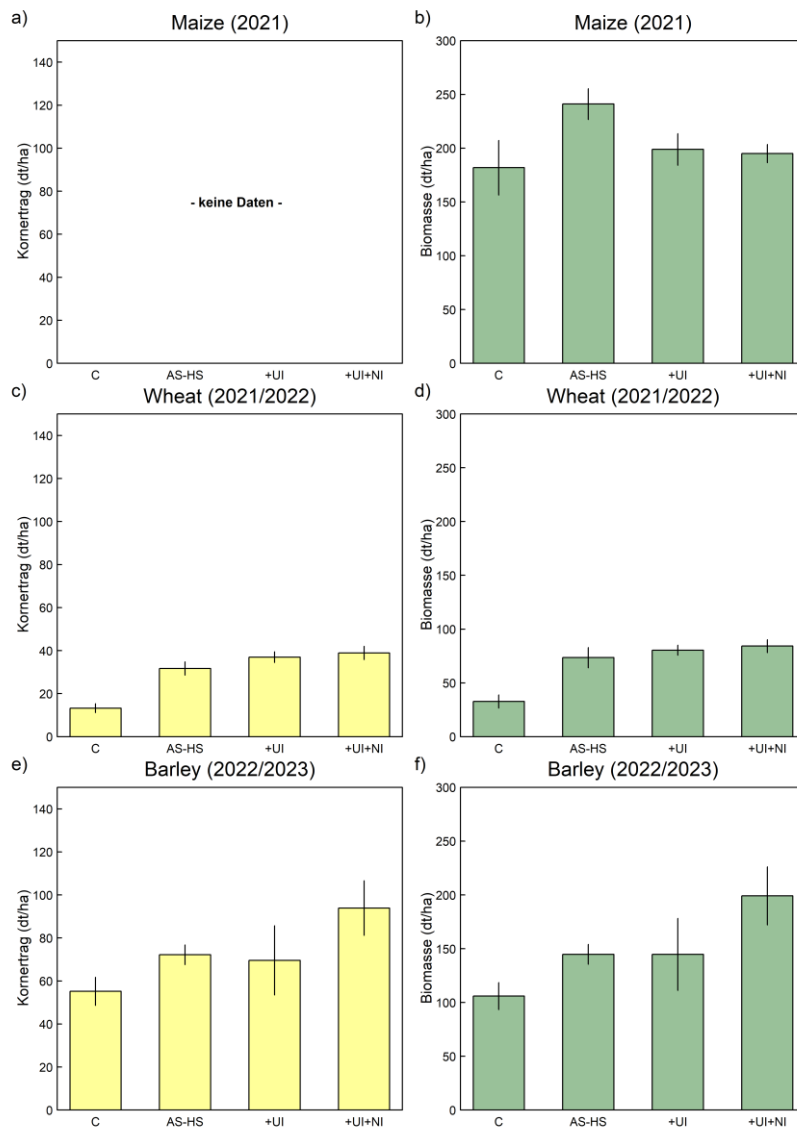
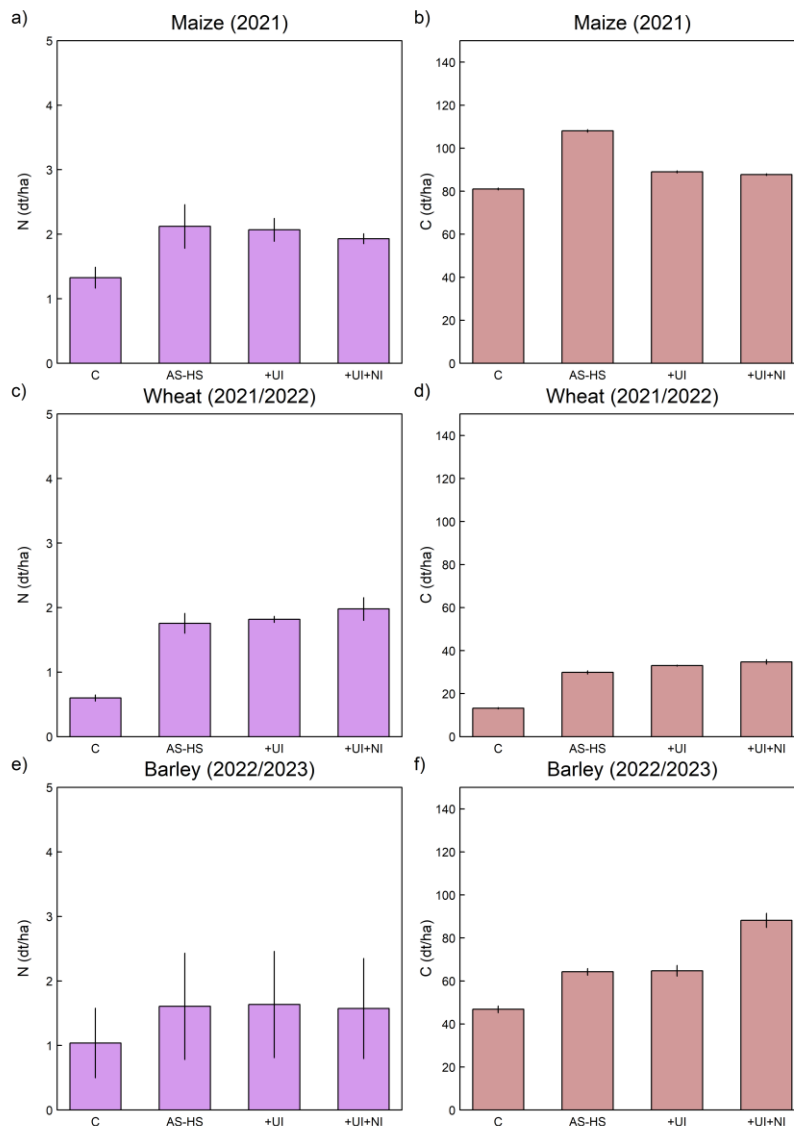


Abbildung 3-3: Korn- und Biomasserträge (dt/ha) für die ungedüngte Kontrolle (Control), Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS), AS-HS+Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und AS-HS+UI+Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI) für Mais (2021), Winterweizen (2021/2022) und Wintergerste (2022/2023) des On-Farm-Versuchs nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland (53°19'03.0"N; 13°40'41.4"E). Da der Fokus bei Silagemais auf der Gesamtbiomasseproduktion liegt, erfolgte keine Korntragsbestimmung.

Die Applikation der Inhibitoren bei der einfach (AS-HS+UI) und doppelt inhibierten Variante (AS-HS + UI + NI) zeigte für die Sommer- und Winterfrucht unterschiedliche Ergebnisse. Im Vergleich zur reinen AS-HS Variante konnte für den Mais keine, und für den Winterweizen und die Wintergerste eine nur geringe Ertragswirkung festgestellt werden. Tendenziell fielen für die Jahre mit Winterfrucht, die Erträge der doppelt inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI) im Vergleich zur einfach inhibierten sowie zur nicht inhibierten Variante jedoch geringfügig höher aus. Ein ähnliches Bild zeigte sich auch bei der N- und C-Aufnahme durch die Pflanzen (Abbildung 3-4). Auch hier konnten lediglich zwischen den gedüngten und ungedüngten jedoch nicht innerhalb der drei gedüngten Varianten signifikante Unterschiede festgestellt werden. Dies gilt insbesondere für die N-Aufnahme

Abbildung 3-4: N- und C-Aufnahme (dt/ha) für die ungedüngte Kontrolle (Control), Ammoniumsulfat-Harnstoff



(AS-HS), AS-HS+Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und AS-HS+UI+Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI) für Mais (2021), Winterweizen (2021/2022) und Wintergerste (2022/2023) des On-Farm-Versuchs nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland (53°19'03.0"N; 13°40'41.4"E).

2.3 Dynamische Pflanzenentwicklungen im On-Farm-Versuch:

Im Folgenden werden Ergebnisse zur räumlichen wie zeitlichen Dynamik der Pflanzenentwicklung im On-Farm-Versuch am Standort Naugarten, und damit unter realen landwirtschaftlichen Bedingungen für die gesamte Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge abgebildet.

2.3.1 Zeitliche Dynamik

Die Analyse der dynamischen Pflanzenentwicklung mittels spektraler Pflanzenindizes wie dem Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) ermöglicht wertvolle Einblicke in das Wachstum und die Gesundheit der Pflanzen während des Anbaus. Im Rahmen von AP1 in Teilvorhaben 3 wurde der NDVI als Schlüsselindikator

herangezogen, um die zeitliche Veränderung der Vegetationsdichte und -aktivität für die Kontrolle, AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI über die gesamte Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge zu verfolgen. Dies zielte primär darauf ab, etwaige Muster in der dynamischen Pflanzenentwicklung für die verschiedenen Düngewarienten zu identifizieren (z.B. als Folge einer reduzierten N-Verfügbarkeit direkt nach Düngung). Abbildung 3-5 zeigt die Ergebnisse der erfolgten wöchentlichen Messungen der spektralen Pflanzenindizes (hier beispielhaft für den NDVI) für den gesamten Untersuchungszeitraum.

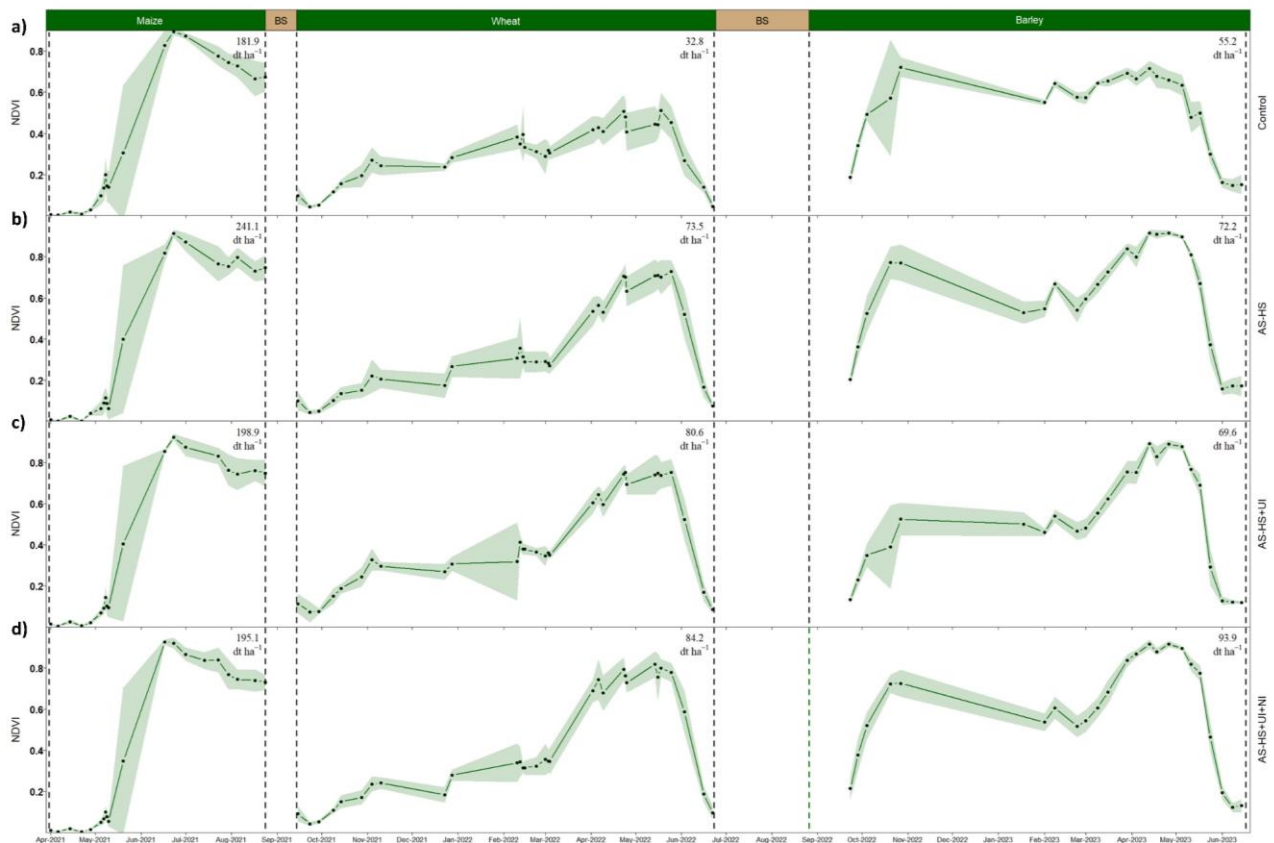


Abbildung 3-5: Ergebnisse wöchentlicher NDVI-Messungen (schwarze Punkte) als Proxy für die dynamische Pflanzenentwicklung im On-Farm-Versuch Naugarten für die vier untersuchten Düngewarienten a) Kontrolle, b) AS-HS, c) AS-HS+UI und d) AS-HS+UI+NI. Grün schattierte Bereiche kennzeichnen ± 1 Standardabweichung der durchgeführten NDVI-Messungen ($n=4$). Ernteerträge (Trockenbiomasse) je Frucht und Düngewarient sind als dt/ha gegeben. Gestrichelte vertikale Linien markieren Einsaat und Ernte der jeweiligen Frucht.

Unter den untersuchten Kulturen - Mais, Winterweizen und Wintergerste - wies Mais den schnellsten und stärksten Anstieg im NDVI auf. Winterweizen und Wintergerste zeigten bereits kurz nach der Aussaat im Herbst einen Anstieg im NDVI, der während der Ruhephase des Winters stagnierte. Mit dem Einsetzen der neuen Wachstumsphase im darauffolgenden Frühjahr und der beginnenden Triebstreckung nahm der NDVI weiter zu. Im Vergleich zwischen Winterweizen und Wintergerste zeigte sich, dass Wintergerste im Herbst einen deutlich stärkeren Anstieg aufwies. Die beobachteten, fruchtspezifischen Unterschiede in der dynamischen Pflanzenentwicklung lassen sich hauptsächlich durch die jeweiligen Wachstums- und Entwicklungsmerkmale von Mais, Winterweizen und Wintergerste, als auch Witterungsunterschiede in den drei Jahren des Untersuchungszeitraums erklären. Mais, eine schnell wachsende und hochproduktive Kultur, zeigt tendenziell einen schnelleren und stärkeren Anstieg im NDVI, da er in der Lage ist, rasch Biomasse zu produzieren und somit eine deutlich größere Vegetationsdichte erreicht. Dies zeigt sich nicht zuletzt in den erzielten Trockenbiomasseerträgen. Im Jahr 2021 wurde dies zudem durch günstigere Wachstumsbedingungen, wie deutlich höhere Niederschläge und eine daraus resultierende höhere Bodenfeuchte verstärkt. In beiden darauffolgenden Jahren waren die Bedingungen im Anbauzeitraum generell gesehen deutlich trockener. Winterweizen und Wintergerste hingegen weisen einen langsameren Anstieg im NDVI auf, da sie typischerweise durch eine längere Anlaufphase nach Herbsteinsaat charakterisiert sind. Der Anstieg im NDVI im Herbst deutet auf das Anfangswachstum der Pflanzen hin, während die Stagnation während der Wintermonate auf die Ruhephase und das geringere Wachstum der Pflanzen zurückzuführen ist. Der deutlich stärkere Anstieg des NDVI bei Wintergerste im Herbst im Vergleich zu Winterweizen lässt sich wahrscheinlich auf bessere Wachstumsbedingungen im Herbst 2022 zurückführen. Bereits im Spätsommer

2022 erfolgten zahlreiche höhere Niederschläge (in einem ansonsten eher Niederschlagsarmen Jahr), was zusammen mit einer deutlich erhöhten Temperatur im Herbst 2022 zu optimaleren Wachstumsbedingungen für die Wintergerste führte.

Erwartungsgemäß zeigte nicht gedüngte Kontrolle für alle drei Früchte der untersuchten Mais-Winterweizen-Wintergerste Fruchtfolge die geringsten NDVI Messwerte. In der nicht gedüngten Kontrolle erhielten die Pflanzen weniger Nährstoffe, insbesondere Stickstoff, was sich unmittelbar auf ihre Vitalität auswirkte. Aufgrund des Nährstoffmangels waren die Pflanzen weniger aktiv und zeigten eine reduzierte Wachstumsrate sowie eine geringere Dichte im Vergleich zu den gedüngten Varianten. Die begrenzte Verfügbarkeit von Stickstoff hemmte die Synthese von Proteinen und Chlorophyll, was wiederum die Photosyntheserate beeinträchtigte und zu einer verminderten Biomasseproduktion führte. Somit resultierte aus der fehlenden Düngung ein deutlicher Rückgang der gesamten Pflanzenentwicklung, sowohl in Bezug auf Höhe als auch auf die Ausdehnung des Pflanzenbestandes. Im Vergleich dazu zeigten alle gedüngten Varianten stetig höhere NDVI Messwerte. Wenngleich deutlich geringer als Unterschiede zwischen der ungedüngten und den gedüngten Varianten, zeigten jedoch auch die gedüngten Varianten untereinander signifikante Unterschiede in der erfassten dynamischen Pflanzenentwicklung. So waren mit Ausnahme des ersten Mesjahres (Mais) die NDVI Werte für die doppelt inhibierte Düngevariante höher als für die einfachinhibierte bzw. nicht inhibierte Düngevariante.

Generell können bei der Verwendung von UI und NI unter bestimmten Bedingung Entwicklungsverzögerungen auftreten, welche sich im NDVI widerspiegeln würden. UI reduziert die Aktivität des Enzyms Urease im Boden, das Harnstoff in Ammonium umwandelt, was eine Stickstoffquelle für Pflanzen darstellt. Wenn die Verfügbarkeit von Ammonium aufgrund der Hemmung der Ureaseaktivität verringert ist, können Pflanzen eine verzögerte Aufnahme von Stickstoff erfahren, was sich negativ auf ihr Wachstum auswirken kann, insbesondere in frühen Entwicklungsstadien. NI verlangsamt den Prozess der Nitrifikation, bei dem Ammonium zu Nitrit und anschließend zu Nitrat oxidiert wird. Dadurch kann wiederum die Umwandlung von Ammonium in Nitrat und somit die Verfügbarkeit von Nitrat für Pflanzen verlangsamt werden. Wenn Pflanzen nicht ausreichend mit Nitrat versorgt werden, kann dies schlussendlich zu einer Verzögerung im Wachstum führen, da Nitrat ein wichtiger Stickstoffnährstoff ist, welcher insbesondere für die Proteinsynthese und das allgemeine Pflanzenwachstum erforderlich ist. Eine daher u.U. mögliche Entwicklungsverzögerung im Pflanzenaufwuchs im Vergleich zur nicht inhibierten Düngevariante (AS-HS) wurde jedoch für keine der drei Früchte in der untersuchten Fruchtfolge, weder bei Verwendung des AS-HS+UI noch bei Verwendung des AS-HS+UI+NI, festgestellt. Vielmehr zeigten sich bei AS-HS+UI+NI sowohl bei Winterweizen als auch Wintergerste höhere NDVI Messwerte und Trockenbiomasseerträge, was für eine u.U. höhere Effizienz der Düngung spricht (siehe auch Arbeitspaket 2 Teilvorhaben 3), da die Verwendung von AS-HS+UI und/oder AS-HS+UI+NI über den gesamten Wachstumszeitraum zu einer verbesserten Stickstoffverfügbarkeit führen kann, welche wiederum die Pflanzenentwicklung zusätzlich fördert und in einem höheren NDVI resultiert. Dessen ungeachtet könnten jedoch auch dem Streifenversuch zugrundeliegende kleinräumige Bodenunterschiede zu den erfassten Differenzen in der dynamischen Pflanzenentwicklung beigetragen haben.

Generell korrelierte der gemessene NDVI stark mit den erzielten Trockenbiomasseerträgen und reflektierte somit gut die dynamische Pflanzenentwicklung im On-Farm-Versuch für die im Untersuchungszeitraum gemessene Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge.

2.3.2 Kleinräumige Heterogenität

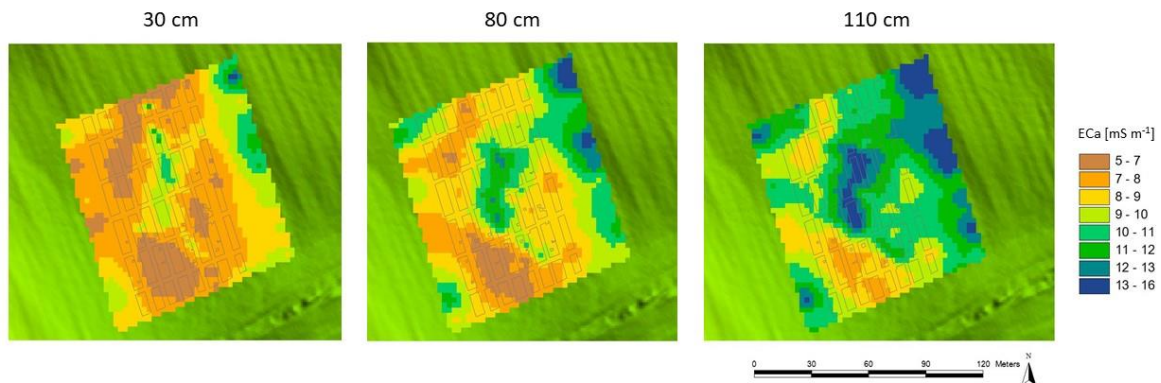
Zur Charakterisierung der lokalen Bodenheterogenität wurde die Versuchsfläche des On-Farm-Versuchs zum einem mit dem geophysikalischen Messgerät „CMD Mini Explorer“ befahren. Zum anderen erfolgte an ausgewählten Reliefpositionen eine Bohrstockaufnahme bis 1 m Tiefe und die Befliegung mittels UAV.

Aufgrund der relativ geringen Reliefenergie war auf der ausgewählten Fläche lediglich eine geringe Erosionsbeeinflussung festzustellen. Auf der Versuchsfläche dominieren Parabraunerden aus Geschiebemergel (mit C-Horizont tiefer als 1m); es traten keine Pararendzinen auf. Eine stärkere kolluviale Beeinflussung beschränkte sich auf den südwestlichen Teil des Versuches. Die scheinbaren elektrischen Leitfähigkeiten (ECa) - ein Proxy für den Tongehalt - nehmen in der Regel vom Oberboden (Ap, AI) zum Unterboden (Bt, Cv) hin zu (Abbildung 3-6), was typisch für Böden mit Tonverlagerung ist. Die räumliche Verteilung der Messwerte lässt jedoch scharfe Grenzen in größeren Tiefen erkennen, d.h. klar abgrenzbare Zonen mit niedrigerer und höherer Leitfähigkeit/Tongehalte. Die Zonen hoher Tongehalte weisen eine höheres Wasserhaltevermögen und damit bessere Wuchsbedingungen auf. Insbesondere der südwestliche, aber auch

einzelne Parzellen des nordwestlichen Teils der Versuchsfläche, zeigen hingegen niedrige Tongehalte bis in größerer Tiefe, d.h. eine deutlich ungünstigere Wasserversorgung für die angebauten Kulturen.

Abbildung 3-6: Muster der scheinbaren, elektrischen Leitfähigkeit (ECa) in verschiedenen Bodentiefen, gemessen mit dem „CMD Mini Explorer“

Abbildung 3-7 zeigt die Ergebnisse der zusätzlich zum Messprogramm erfolgten, UAV gestützte, kleinräumig



hochaufgelösten Ermittlung des Kornertrags für Winterweizen 2021/2022 und des erweiterten Vegetationsindex (EVI) für Wintergerste im Messjahr 2022/2023 für den On-Farm-Versuch Naugarten (aufgrund bestehender Einschränkungen durch die COVID-19 Pandemie erfolgte keine Befliegung für Mais im Sommer 2021).

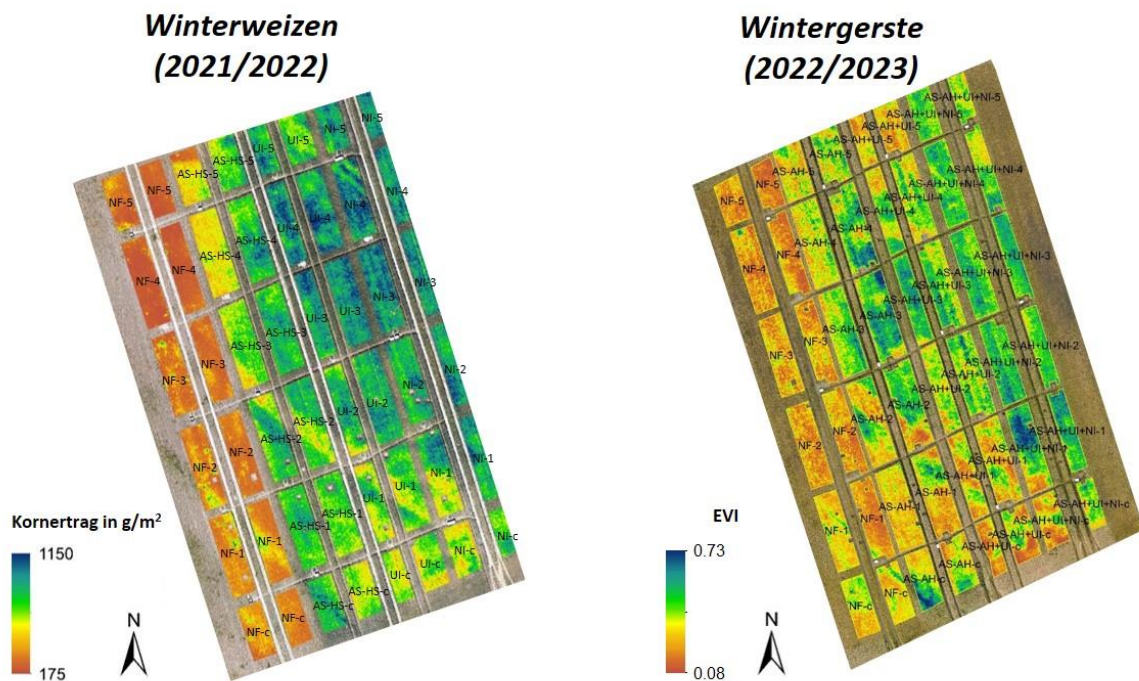


Abbildung 3-7: UAV gestützte Ermittlung des Kornertrags für Winterweizen 2021/2022 und erweiterter Vegetationsindex (EVI) für Wintergerste im Messjahr 2022/2023 für den on-Farm-Versuch Naugarten. Von links nach rechts liegen die Versuchsstreifen für die ungedüngte Kontrolle (Control), Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS), AS-HS+Ureaseinhibitor (AS-HS+UI) und AS-HS+UI+Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI).

Durch die detaillierte Erfassung von Biomasse, Vegetationsindizes und anderen Wachstumsparametern können UAV-Daten helfen, kleinräumige Heterogenität im Pflanzenwuchs innerhalb eines Feldes zu identifizieren und zu charakterisieren, was wiederum Einblicke in die Ursachen und Auswirkungen dieser Heterogenität ermöglicht. Dies ist insofern wichtig, da kleinräumige Heterogenität generell eine große Herausforderung bei der Auswertung von On-Farm-Versuchen darstellen kann. Natürliche Variationen von Bodeneigenschaften, Mikroklima und Wachstumsbedingungen der Pflanzen innerhalb eines Versuchsfeldes, können u.a. durch Faktoren wie Bodenart, Bodenstruktur, Relief, Wasserverfügbarkeit, Mikroklima und

landwirtschaftliche Praktiken verursacht werden. Für eine korrekte Interpretation und spätere Generalisierung von Messergebnissen ist es daher entscheidend, kleinräumige Heterogenität bestmöglich zu erfassen und ihren Einfluss auf die verschiedenen Messgrößen sorgfältig zu berücksichtigen. Nur auf diese Weise können potenzielle Effekte der in landschaftlich komplexen Systemen nahezu immer vorhandenen kleinräumigen Heterogenität minimiert werden.

Im Rahmen der UAV-Befliegungen für Winterweizen (23.06.2022) und Wintergerste (15.06.2023) zur Erfassung des Kornetrags und des erweiterten Vegetationsindex in den Jahren 2022 und 2023 zeigten sich klare Unterschiede zwischen der nichtgedüngten Kontrolle und AS-HS, AS-HS+UI sowie AS-HS+UI+NI. Generelle Unterschiede zwischen den drei gedüngten Streifen, waren hingegen nicht eindeutig erkennbar. Dies ist konsistent mit den in 2.2 und 2.3 gezeigten Ergebnissen zur dynamischen Pflanzenentwicklung (speziell NDVI) als auch zum Korn- und Biomasseertrag für die jeweiligen Düngevarianten und entspricht vollends der zu erwartenden Wirkung von N-Düngung auf das Pflanzenwachstum, wobei gedüngte Streifen tendenziell höhere Kornträge und einen stärkeren Vegetationsindex aufweisen.

In beiden Jahren zeigten sich zudem deutliche kleinräumige Heterogenität in den drei gedüngten Streifen, wobei im nordöstlichen Teil des Feldes ein deutlich besserer Pflanzenwuchs als im südlichsten und westlichen Feldabschnitt festgestellt wurde. Dies könnte auf lokale Unterschiede in Bodeneigenschaften, Mikroklima oder anderen Umweltfaktoren zurückzuführen sein, die das Pflanzenwachstum nachhaltig beeinflussen und deckt sich mit Ergebnissen der im Feld verteilten Bodenfeuchtesensoren, welche ebenfalls tendenziell leicht höhere Bodenfeuchten für den nordöstlichen Feldabschnitt zeigten. Obwohl daher die Variante AS-HS+UI+NI in beiden Jahren tendenziell höhere Erträge aufwies, was auf eine mögliche höhere N-Verfügbarkeit hindeutet, haben die komplexen Interaktionen zwischen Bodeneigenschaften, Mikroklima und anderen Umweltfaktoren dazu geführt, dass die Effekte der unterschiedlichen Düngevarianten in den Ergebnissen der UAV-Befliegungen nicht eindeutig erkennbar sind.

Unterschiede zwischen den zwei UAV-Befliegungen hingegen, mit deutlich stärker ausgeprägter kleinräumiger Heterogenität im Pflanzenwuchs im Winterweizen 2022, lassen sich hauptsächlich auf den Termin der Befliegung und die zu diesem Zeitpunkt bestehende Pflanzenentwicklung zurückführen. So erfolgte die Befliegung im Jahr 2023 zwar eine Woche früher, aufgrund der generell trockeneren Bedingungen im Mai war die Wintergerste jedoch bereits in einem fortgeschrittenen Stadium der Abreife, wodurch kleinräumige Unterschiede in der Pflanzenentwicklung weniger stark zutage traten.

Wesentliche Ergebnisse von AP 2 in Teilvorhaben 3:

Der vorliegende Abschnitt bietet eine Zusammenfassung der wesentlichen Ergebnisse von AP2 im Teilvorhaben 3, welcher sich mit der Erfassung gasförmiger N-Verluste (NH_3 , N_2O und N_2) sowie der Einschätzung der mikrobiellen Aktivität unter Verwendung von UI und UI+NI beschäftigte. Messungen von NH_3 , N_2O und CO_2 -Austauschraten erfolgten im angelegten On-Farm-Versuch nahe Naugarten, Uckermark, NO-Deutschland (53°19'03.0"N; 13°40'41.4"E). Besonderes Augenmerk liegt auf dem Einfluss der getesteten Inhibitorenkombination (UI und UI+NI) sowohl auf die Dynamik der gasförmigen N-Verluste als auch daraus resultierende kumulative Emissionen (N-Volatilization). Im Folgenden werden die wichtigsten Ergebnisse präsentiert, die während des Verlaufs des Projektes gewonnen wurden, und Implikationen für die Praxis und mögliche Richtungen für zukünftige Forschung erlauben.

2. Gasförmige N-Verluste und mikrobielle Aktivität (CO_2 Austauschraten) im On-Farm-Versuch:

Die mittels N_2O -, NH_3 - und CO_2 -Austauschraten ermöglicht wertvolle Einblicke in den Stickstoffkreislauf und die Bodengesundheit während einer Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge. In diesem On-Farm-Versuch wurden verschiedene Düngevarianten, einschließlich einer ungedüngten Kontrolle, mineralisch gedüngten Varianten und solchen mit zusätzlichem Einsatz von Ureaseinhibitoren und/oder Nitrifikationsinhibitoren, untersucht, um die Auswirkungen auf die gasförmigen N-Verluste und die mikrobielle Aktivität im Boden zu analysieren. Die Messungen dieser Gasflüsse ermöglichen eine detaillierte Bewertung der N-Dynamik und der bodenmikrobiellen Prozesse in Bezug auf unterschiedliche Düngepraktiken und tragen somit zur Optimierung der Stickstoffnutzungseffizienz und zur Minimierung von Umweltauswirkungen bei.

2.1 Dynamische N_2O Emissionen und CO_2 Austauschraten

Im Folgenden werden Ergebnisse zur räumlichen wie zeitlichen Dynamik der erhobenen N_2O Emissionen im On-Farm-Versuch am Standort Naugarten, und damit unter realen landwirtschaftlichen Bedingungen für die gesamte Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge abgebildet.

2.1.1 Zeitliche Dynamik

Im Rahmen von AP2 in Teilvorhaben 3 wurden N₂O-Emissionen als ein Hauptbestandteil gasförmiger N Emissionen aus der Landwirtschaft gemessen. Zusätzlich erfolgte die Erfassung von CO₂ Austauschraten zur Abschätzung des potentiellen Einflusses von UI und NI auf die mikrobielle Aktivität.

Die Analyse der dynamischen Entwicklung gemessener N₂O Emissionen ermöglicht nicht nur Einblicke in die zeitliche Variation der N₂O Emissionen, sondern erlaubt auch Rückschlüsse auf die Validität der über den gesamten Anbauzeitraum hinweg kumulierten N₂O-Emissionen. So können aufgrund des stark erratischen Charakters von N₂O Emissionen, einzelne Emissionereignisse, nicht nur bzw. hauptsächlich auf Managementmaßnahmen wie Düngung und Bodenbearbeitung zurückgeführt werden, sondern eben auch auf natürliche Witterungsbedingungen wie Starkregenereignisse oder wiederholte Frost-Tau-Zyklen. Die Berücksichtigung dieser management- wie witterungsbedingten Triggerevents ist von zentraler Bedeutung für eine korrekte Interpretation und spätere Generalisierung von Messergebnissen zum N₂O-Emissionsreduktionspotential der eingesetzten Inhibitoren (z.B., im Vergleich von AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI zu AS-HS).

Die Erfassung von CO₂ Austauschraten hingegen ermöglicht nicht nur eine Abschätzung der mikrobiellen Aktivität, sondern auch die Bewertung der dynamischen Pflanzenentwicklung und Veränderungen im Bodenkohlenstoffvorrat. Dadurch ist es möglich, die Auswirkungen der Verwendung von UI und NI auf Agroökosystemen umfassender zu untersuchen.

Zwischen April 2021 und Juli 2023 erfolgte in insgesamt 173, oft mehrtägigen Messkampagnen, bei über ~2.200 NFT-NSS Haubenmessungen die Entnahme von >10.000 Gasproben und anschließende Analyse im GC-Labor des ZALF (zusätzlich zu >10.000 Gasproben welche für den Projektpartner und Standort Nossen analysiert wurden). Darüber hinaus wurden im Gesamtprojektzeitraum >4.000 manuelle FT-NSS Haubenmessungen zur Erfassung der CO₂ Austauschraten und Evapotranspiration (ET) durchgeführt.

Generell folgten die N₂O Emissionen über alle drei Messjahre trotz ihres eher erratischen Charakters einer ausgeprägten und nachvollziehbaren Dynamik und Saisonalität (Abbildung 3-8). Die N₂O Emissionen fielen insgesamt eher gering aus. Einzige Ausnahme hierbei ist die Sommerfrucht 2021 (Mais). Die höheren Wassergehalte in der Anbauphase 2021 könnten vermehrt zur Ausbildung anaerober Bedingungen und somit zu einer höheren N₂O-Freisetzung während der Denitrifikation geführt haben. Diese Annahme wird nicht nur durch die Rahmengenauen Bodenfeuchtemessungen, sondern auch die starke Ausprägung variantenbedingter, als auch kleinräumiger Heterogenität im On-Farm-Versuch bestätigt. Dessen ungeachtet zeigte sich in allen drei Anbauphasen in direkter Folge von Düngeterminen fast ausnahmslos ein klarer Anstieg der N₂O Emissionen. Außerhalb dieser erhöhten, düngedingten N₂O Emissionen lagen gemessenen N₂O Emissionen weitestgehend nahe Null. Dennoch konnten, aufgrund der wöchentlichen und eventbasiert organisierten Messkampagnen, auch zusätzlich hohe N₂O Emissionen als Folge von Starkregenereignissen (z.B., Mitte Juni 2021) und Frost-Tau (z.B., Anfang Januar 2023) erfasst werden. Die höchsten Flüsse wurden dabei bei der Ammoniumsulfat-Harnstoff-Variante (AS-HS) gemessen. Durch den Einsatz von UI und UI+NI konnte die N₂O Emissionen im Vergleich zur Variante ohne Hemmstoff (AS-HS) in ihrer Amplitude deutlich reduziert werden.

Zudem zeigte sich im Falle des Mais im Messjahr 2021 mit Verwendung von UI und UI+NI auch eine teilweise Verzögerung der N₂O Emissionsdynamik. Die, gemäß der Projektbeschreibung mittels der kalibrierten Passivsammler-Methode nach GERICKE et al. (2011) und PACHOLSKI et al. (2018) ermittelten düngerbasierte NH₃ Emissionen fielen, vergleichbar zu den N₂O Emissionen, tendenziell eher gering aus, was hauptsächlich auf die ungünstigen, trockenen und zur Düngung meist eher kühlen Witterungsverhältnisse zurückgeführt werden kann. Messkampagnen erfolgten unmittelbar nach jedem der Düngetermine und beinhalteten mehrmals täglich Messungen mit der Dräger-Tube-Methode sowie parallel dazu den täglichen Austausch der Säurefallen für einen Zeitraum von bis zu 14 Tagen nach Düngung, sowie die analytische Ermittlung der NH₃-N-Gehalte in diesen. Tendenzuell traten die höchsten Düngerbasierte NH₃-Emissionen in der AS-HS Variante auf, gefolgt von der einfach (AS-HS+UI) und doppelt inhibierten Variante (AS-HS+UI+NI), sowie der ungedüngten Kontrolle. Die Analytik und Auswertung der NH₃ Emissionen am Standort Naugarten ist vollständig abgeschlossen. Die generierten Daten wurden an das Thünen-Institut übermittelt.

Die als Proxy für die mikrobielle Aktivität am Standort Naugarten/Dedelow gemessenen CO₂ Austauschraten (Boden (R_{soil}) und Bestand (GPP, R_{eco} und NEE)) zeigten eine ausgeprägte zeitliche Dynamik, klare, stark ausgeprägte Saisonalität mit tendenziell höheren CO₂ Flüssen mit verstärkten Pflanzenaufwuchs sowohl für R_{soil} als auch R_{eco} und GPP. Generell folgten GPP, R_{eco} und NEE in der Hauptsache der Pflanzenentwicklung am Standort, was sich nicht zuletzt mit stark ansteigenden Flüssen mit der Bestockung und einer verringerten Amplitude der CO₂ Austauschraten mit Beginn der Blüte zeigte. Die stärksten Unterschiede in der Emissionsdynamik traten auch bei den CO₂ Austauschraten zwischen der ungedüngten und den gedüngten, nicht jedoch zwischen der nicht-inhibierten (AS-HS) und den einfach (AS-HS+UI) bzw. zweifach inhibierten Varianten (AS-HS+UI+NI) auf. Generell folgten die CO₂ Austauschraten auch beim Vergleich zwischen den Düngevarianten in erster Linie dem Pflanzenwuchs (mehr Biomasse = höhere CO₂ Austauschraten).

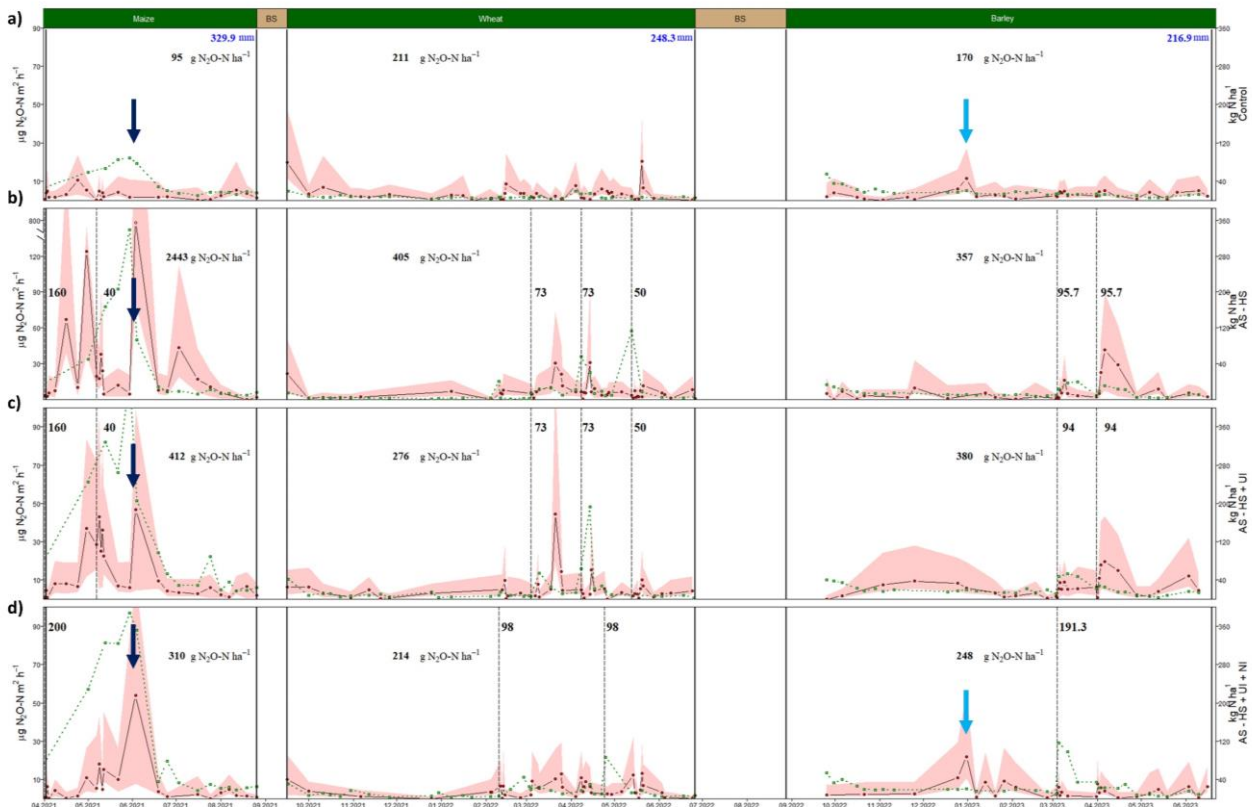


Abbildung 3-8: Ergebnisse wöchentlicher und eventbasiert höher aufgelöster N_2O Emissionsmessungen mittels manueller, NFT-NSS, geschlossener Haubensysteme (rote Punkte; schwarze Linie) im On-Farm-Versuch Naugarten für die vier untersuchten Düngevarianten a) Kontrolle, b) AS-HS, c) AS-HS+UI und d) AS-HS+UI+NI. Ebenfalls dargestellt sind wöchentlich erfasste Dynamiken im Oberboden Nmin (grüne Punkte; gestrichelte Linie). Düngetermine sind in Form gestrichelter vertikaler Linien, Einsaat und Ernte in Form grüner und roter vertikaler Linien gekennzeichnet. Zusätzlich gekennzeichnet sind N -Düngemenge je Düngetermin, kumulierte N_2O Emissionen und Niederschlag je Anbauphase. Schattierte Bereiche kennzeichnen die Fehlerrahmenabschätzung ($\alpha=0.1$) der durchgeführten N_2O Emissionsmessungen. Dunkelblaue Pfeile markieren N_2O Emissionen als Folge von Starkregeneignissen, hellblaue Pfeile N_2O Emissionen als Folge von Frost-Tau.

2.1.2 Räumliche Heterogenität

Die Nutzung von UAV-Daten zur Generierung räumlich hochaufgelöster Kornträge für Weizen auf dem On-Farm-Versuch Naugarten im Messjahr 2021/2022 ermöglichte einen detaillierten Einblick in die heterogene Ertragsverteilung. Nach einem Abgleich mit manuell erfassten Biomasseerträgen sowie N_2O und CO_2 Emissionen für die installierten Messrahmen offenbarte sich eine bemerkenswert gute, düngevariantenspezifische Korrelation. Diese Korrelation bestand nicht nur, wie zu erwarten war, zwischen den abgeleiteten Kornträgen und den manuell gemessenen Biomasseerträgen bzw. CO_2 Emissionen, sondern auch zwischen den Kornträgen und den N_2O Emissionen (Abbildung 3-9).

Die gute Übereinstimmung zwischen den UAV-generierten Kornträgen und den manuell gemessenen Biomasseerträgen kann als Indiz gewertet werden, dass die UAV generierten Daten generell eine zuverlässige Schätzung der Ernteerträge darstellen. Interessanterweise bestand diese gute Korrelation im Falle der Biomasseerträge auch über alle Düngevarianten hinweg, was weder für die Korrelation zwischen den UAV generierten Kornträgen und den gemessenen CO_2 Emissionen noch N_2O Emissionen der Fall war. Dies ist ein klarer Beleg dafür das ermittelte Unterschiede bezüglich der kumulativen N_2O und CO_2 Emissionen zwischen den Düngevarianten – Kontrolle, AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI – nicht massgeblich auf die am Standort präsente kleinräumige Heterogenität zurückgeführt werden können, sondern vielmehr den Einfluss der Verwendung von UI und UI+NI widerspiegeln.

Die in AP2 von Teilvorhaben 3 gewonnenen Erkenntnisse haben wichtige Implikationen für das Verständnis der Zusammenhänge zwischen Düngung, Bodenheterogenität und N_2O Emissionen in landwirtschaftlichen Systemen. Über die Kombination von punktuellen N_2O Messungen und UAV generierten räumlich hochaufgelösten Datensätzen, könnten sie zur flächenhaft genauer Erfassung von N_2O Emissionen auch für die in der Mehrheit heterogenen Agroökosysteme beitragen. Nur auf diese Weise können potenzielle Effekte der in landschaftlich komplexen Systemen nahezu immer vorhandenen kleinräumigen Heterogenität auf zu interpretierende Managementmaßnahmen minimiert werden. Dies ermöglicht nicht zuletzt auch die Integration von standortspezifischen Daten in Modelle zur Vorhersage und Bewertung von N_2O -Emissionen auf größeren räumlichen Skalen, was zur Entwicklung effektiverer Strategien Optimierung des N-Kreislaufs und Minimierung klimaschädlicher N_2O Emissionen beiträgt.

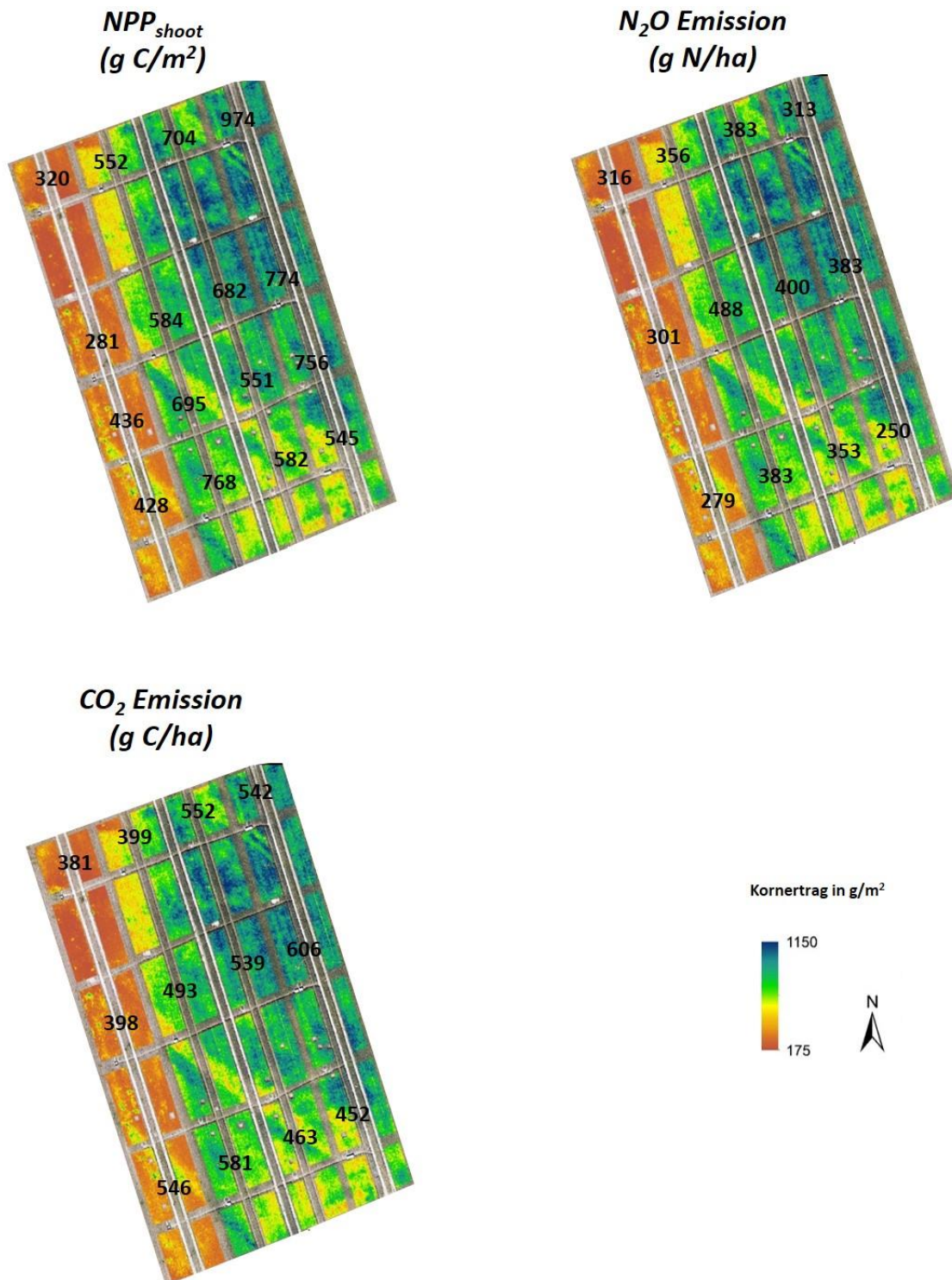


Abbildung 3-9: Ergebnisse wöchentlicher und eventbasiert höher aufgelöster N_2O Emissionsmessungen mittels manueller, NFT-NSS, geschlossener Haubensysteme (rote Punkte; schwarze Linie) im On-Farm-Versuch Naugarten für die vier untersuchten Düngevarianten a) Kontrolle, b) AS-HS, c) AS-HS+UI und d) AS-HS+UI+NI. Ebenfalls dargestellt sind wöchentlich erfasste Dynamiken im Oberboden N_{min} (grüne Punkte;

gestrichelte Linie). Düngetermine sind in Form gestrichelter vertikaler Linien, Einsatz und Ernte in Form grüner und roter vertikaler Linien gekennzeichnet. Zusätzlich gekennzeichnet sind N-Düngemenge je Düngetermin, kumulierte N₂O Emissionen und Niederschlag je Anbauphase. Schattierte Bereiche kennzeichnen die Fehlerrahmenabschätzung (alpha=0.1) der durchgeführten N₂O Emissionsmessungen. Dunkelblaue Pfeile markieren N₂O Emissionen als Folge von Starkregenereignissen, hellblaue Pfeile N₂O Emissionen als Folge von Frost-Tau.

2.2 Kumulative gasförmige N-Verluste, N-Aufnahme und ANUE

Die von April 2021 bis Juli 2023 gemessenen und für die drei Anbauphasen der Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge kumulierten N₂O Emissionen schwanken zwischen 0,17 kg N₂O-N ha⁻¹ (Wintergerste ungedüngte Variante) und 2,4 kg N₂O-N ha⁻¹ (Mais AS-HS; Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Düngevariante spezifische Werte für Ernte- und Kornertrag, Pflanzen-N-Gehalte und – Aufnahmen, N-Düngemengen, gasförmige N Emissionen sowie ANUE für die drei Anbauphasen sowie die gesamte Mais-Winterweizen-Wintergerste-Fruchtfolge auf dem On-Farm-Versuch nahe Naugarten. Das Symbol ± bezieht sich auf Unsicherheiten (Standardabweichung) in den Werten.

Crop	Parameter	Einheit	ungedüngt	AS-HS	AS-HS+UI	AS-HS+UI+NI
Mais	Biomasse	dt ha ⁻¹	181,89 ± 25,40	241,09 ± 14,38	198,89 ± 14,68	195,10 ± 8,51
	Kornertrag	dt ha ⁻¹	NA	NA	NA	NA
	N Düngung	kg ha ⁻¹	0,00	200,00	200,00	200,00
	N Pflanzengehalt	%	0,73 ± 0,09	0,88 ± 0,14	1,04 ± 0,09	0,99 ± 0,04
	N Pflanzenaufnahme	kg ha ⁻¹	132,78	212,16	206,85	193,15
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,09 ± 0,01	2,44 ± 0,48	0,41 ± 0,02	0,31 ± 0,02
Winterweizen	Biomasse	dt ha ⁻¹	32,76 ± 6,06	73,51 ± 9,38	80,43 ± 4,73	84,23 ± 6,07
	Kornertrag	dt ha ⁻¹	13,27 ± 2,08	31,72 ± 3,08	36,98 ± 2,53	38,93 ± 3,12
	N Düngung	kg ha ⁻¹	0,00	196,00	196,00	196,00
	N Pflanzengehalt	%	1,83 ± 0,07	2,39 ± 0,09	2,26 ± 0,02	2,35 ± 0,09
	N Pflanzenaufnahme	kg ha ⁻¹	59,94	175,84	182,02	198,16
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,21 ± 0,02	0,41 ± 0,05	0,27 ± 0,02	0,21 ± 0,02
Wintergerste	Biomasse	dt ha ⁻¹	106,04 ± 12,61	144,83 ± 9,28	144,68 ± 33,54	199,24 ± 26,98
	Kornertrag	dt ha ⁻¹	55,20 ± 6,57	72,20 ± 4,63	69,60 ± 16,14	93,90 ± 12,72
	N Düngung	kg ha ⁻¹	0,00	191,40	188,00	191,10
	N Pflanzengehalt	%	0,98 ± 0,51	1,11 ± 0,57	1,13 ± 0,57	0,79 ± 0,39
	N Pflanzenaufnahme	kg ha ⁻¹	54,10	80,14	78,65	74,18
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,17 ± 0,01	0,36 ± 0,02	0,38 ± 0,03	0,25 ± 0,02
Gesamt	Biomasse	dt ha ⁻¹	320,69 ± 29,00	459,43 ± 19,52	424,00 ± 36,92	478,57 ± 28,94
	Kornertrag	dt ha ⁻¹	68,47 ± 6,89	103,92 ± 5,56	106,58 ± 16,34	132,83 ± 13,10
	N Düngung	kg ha ⁻¹	0,00	587,40	584,00	587,10
	N Pflanzengehalt	%	1,18 ± 0,52	1,46 ± 0,59	1,48 ± 0,58	1,38 ± 0,40
	N Pflanzenaufnahme	kg ha ⁻¹	246,82	468,14	467,52	465,49
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,48 ± 0,03	3,21 ± 0,48	1,07 ± 0,04	0,77 ± 0,03
	NH ₃ -N	kg ha ⁻¹	NA	11,71 ± 0,69	1,82 ± 0,11	5,35 ± 0,39
	ANUE	kg DM kg N ⁻¹	NA	23,55 ± 3,03	17,79 ± 4,77	27,21 ± 12,18

Über alle drei Anbauphasen hinweg zeigte die einfach wie zweifach inhibierte Düngevariante (AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI) im Vergleich zu AS-HS deutlich reduzierte N₂O Emissionen. Gleiches galt zumindest für AS-HS+UI+NI auch für die einzelnen Anbauphasen. Überstiegen im ersten Jahr die N-Aufnahme für AS-HS noch die N-Düngung, relativierte sich dies in Jahr zwei und drei, sodass schlussendlich über die gesamte Fruchtfolge keine Unterschiede mehr zwischen der N-Aufnahme der drei verschiedenen Düngevarianten feststellbar war. Aufgrund dieses potentiellen „Legacy“-Effektes war die ANUE trotz relativ hoher N₂O und NH₃ Emissionen (verglichen mit den Folgejahren) für Mais in 2021 noch deutlich höher als für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI. Auch dies relativierte sich in den folgenden relativ trockenen Anbauphasen für Winterweizen und Wintergerste, sodass über die gesamte Fruchtfolge hinweg die zweifachinhibierte Düngevariante zusammen

mit den höchsten Biomasse- und Kornträgen (siehe AP1 Teilvorhaben 3) die mit Abstand höchste ANUE zeigte.

3. Einfluss von UI und NI auf den Stickstoff-, Kohlenstoff- und Wasserkreislauf im Weizen:

Die Verwendung von UI und NI kann weitreichende Auswirkungen auf den N-, C- und Wasserkreislauf haben, die sowohl ökologische als auch agronomische Implikationen haben. Veränderungen des N-Kreislaufs durch Nutzung von UI und NI können direkte Auswirkungen auf den C- und Wasserkreislauf im System Boden-Pflanze haben. Der Einfluss auf den C-Kreislauf ergibt sich insbesondere aus der engen Verknüpfung zwischen N und der mikrobiellen Zersetzung organischer C-Verbindungen im Boden.

Tabelle 3-2: Messrahmenspezifische Werte für Ernteertrag, N-, C- und Wasserkreislauf sowie GWP während der Weizen-Anbauperiode im Messjahr 2021/2022. Das Symbol \pm bezieht sich auf Unsicherheiten in den Werten.

Kreislauf	Parameter	Unit	ungedüngt	AS-HS	AS-HS+UI	AS-HS+UI+NI
Erträge	Biomasse (86% DM)	g m ⁻²	268 \pm 38	500 \pm 50	509 \pm 36	622 \pm 33
	Korn	g m ⁻²	32,12 \pm 10,26	59,49 \pm 13,69	60,28 \pm 9,27	74,49 \pm 8,07
Stickstoff	N Düngegabe	kg ha ⁻¹	0,00	196,00	196,00	196,00
	N Gehalt Pflanzen	%	1,83 \pm 0,07	2,39 \pm 0,09	2,26 \pm 0,02	2,35 \pm 0,09
	N Aufnahme Pflanzen	kg ha ⁻¹	59,94 \pm 0,04	175,84 \pm 0,09	182,02 \pm 0,04	198,16 \pm 0,06
	N ₂ O-N	kg ha ⁻¹	0,21 \pm 0,02	0,41 \pm 0,05	0,27 \pm 0,02	0,21 \pm 0,02
	NH ₃ -N	kg ha ⁻¹	NA	9,51 \pm 0,61	1,24 \pm 0,09	0,87 \pm 0,06
	Nmin Veränderung im Boden	kg ha ⁻¹	-5,88 \pm 0,11	3,61 \pm 1,35	-5,27 \pm 1,08	-1,99 \pm 0,50
	ANUE	kg DM kg N ⁻¹	NA	11,84	12,31	18,06
Kohlenstoff	C Gehalt	%	40,41 \pm 0,41	40,70 \pm 0,44	40,13 \pm 0,13	41,33 \pm 0,55
	Reco	g m ⁻²	606,88 \pm 32,96	735,38 \pm 37,53	669,69 \pm 34,63	814,12 \pm 72,14
	R _{soil}	g m ⁻²	346,99 \pm 93,12	369,96 \pm 13,17	393,79 \pm 20,78	436,05 \pm 17,26
	GPP	g m ⁻²	882,00 \pm 44,10	1187,62 \pm 47,49	1161,60 \pm 51,97	1347,31 \pm 51,50
	NEE	g m ⁻²	169,27 \pm 2,07	-329,67 \pm 2,82	-307,88 \pm 3,29	-457,08 \pm 3,34
	CH ₄ -C	g m ⁻²	-0,01 \pm 0,03	-0,02 \pm 0,02	-0,05 \pm 0,03	-0,04 \pm 0,02
	NPP	g m ⁻²	220,99 \pm 4,61	394,81 \pm 9,21	381,97 \pm 9,15	478,28 \pm 11,05
	CUE	%	48,91	51,50	53,45	53,71
	NECB	g m ⁻²	51,70 \pm 5,06	65,12 \pm 9,63	74,03 \pm 9,72	21,16 \pm 11,55
	Wasser	Evapotranspiration	mm	232,94 \pm 2,70	266,38 \pm 2,96	232,91 \pm 1,93
Evaporation		mm	103,23 \pm 0,53	110,36 \pm 0,63	117,70 \pm 0,76	161,06 \pm 0,87
Transpiration		mm	129,71 \pm 2,75	156,02 \pm 3,03	115,21 \pm 2,08	92,72 \pm 2,31
WUE		g DM m ⁻² mm ⁻¹	1,15	1,88	2,18	2,45
GWP	GWP	g CO ₂ eq m ⁻²	57,87 \pm 5,06	77,04 \pm 9,63	81,04 \pm 9,72	26,62 \pm 11,55
	GWP pro Korntrag	g CO ₂ eq g grain ⁻¹	1,80	1,29	1,34	0,36

N ist ein Schlüsselement für die Aktivität der Bodenmikrobiota, die für den Abbau organischen Materials verantwortlich ist. Durch die Veränderung der N-Verfügbarkeit können UI und NI die Zusammensetzung und Aktivität der Bodenmikrobiota daher verändern. Diese Veränderungen beeinflussen wiederum den Abbau von organischen C-Verbindungen und somit direkt die Freisetzung von CO₂ als heterogene Respiration (R_h). Darüber hinaus können UI und NI die Wassernutzungseffizienz (WUE) der Pflanzen verbessern, indem sie die Stickstoffaufnahme und -nutzung optimieren. Ein effizienter N-Kreislauf ermöglicht es den Pflanzen, N effektiver zu nutzen, was wiederum das Wachstum und die Produktivität steigert. Ein erhöhtes Pflanzenwachstum wiederum kann direkt zu einem erhöhten C Gasaustausch (R_{eco}, GPP und NEE) führen. Zudem kann eine verbesserte N-Aufnahme und -nutzung (NUE) auch zu einer erhöhten Trockentoleranz der Pflanzen führen, da sie dazu beitragen, die Effizienz der Wassernutzung (WUE) zu maximieren und den Wasserverlust durch Transpiration zu reduzieren. Diese Verbesserungen in der WUE können insbesondere in Trockenperioden oder in Regionen mit begrenztem Wasserangebot von entscheidender Bedeutung sein, um eine nachhaltige Pflanzenproduktion zu gewährleisten. Ein Tatbestand der von besonderer Relevanz für den Standort des On-Farm-Versuchs ist. Der Standort Naugarten liegt in der Nordostdeutsche Jungmoränenlandschaft, einer traditionell landwirtschaftlich intensiv genutzten Postglazial-Landschaft mit begrenzter Wassernachführung über Niederschläge von gerade einmal 500mm im Jahr. Ein tiefgreifendes Verständnis der komplexen Auswirkungen von UI und NI auf nicht nur den N- sondern auch den C- und Wasserkreislauf ist daher von entscheidender Bedeutung, um landwirtschaftliche Praktiken zu verbessern und die langfristige Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Nutzung zu fördern. Im Rahmen von AP2 im Teilvorhaben 3 wurde daher exemplarisch für den Weizen im Versuchsjahr 2021/2022 eine detaillierte Untersuchung der Interaktionen zwischen dem N-, C- und Wasserkreislauf vorgenommen. Die im Folgenden gezeigten

Daten/Grafiken bilden die Basis der ersten wissenschaftlichen Publikation des in Teilvorhaben 3 angestellten Doktoranden. Tabelle 3-2 fasst die Ergebnisse zu den einzelnen Komponenten des N-, C- und Wasserkreislaufs für die Weizenanbauperiode im Messjahr 2021/2022 zusammen. Abbildung 3-10 stellt die zeitliche Dynamik des für den N-, C- und Wasserkreislauf besonders relevanten Gasaustauschraten für N_2O , CO_2 (R_{eco} , R_h und GPP) und ET (E und T) dar.

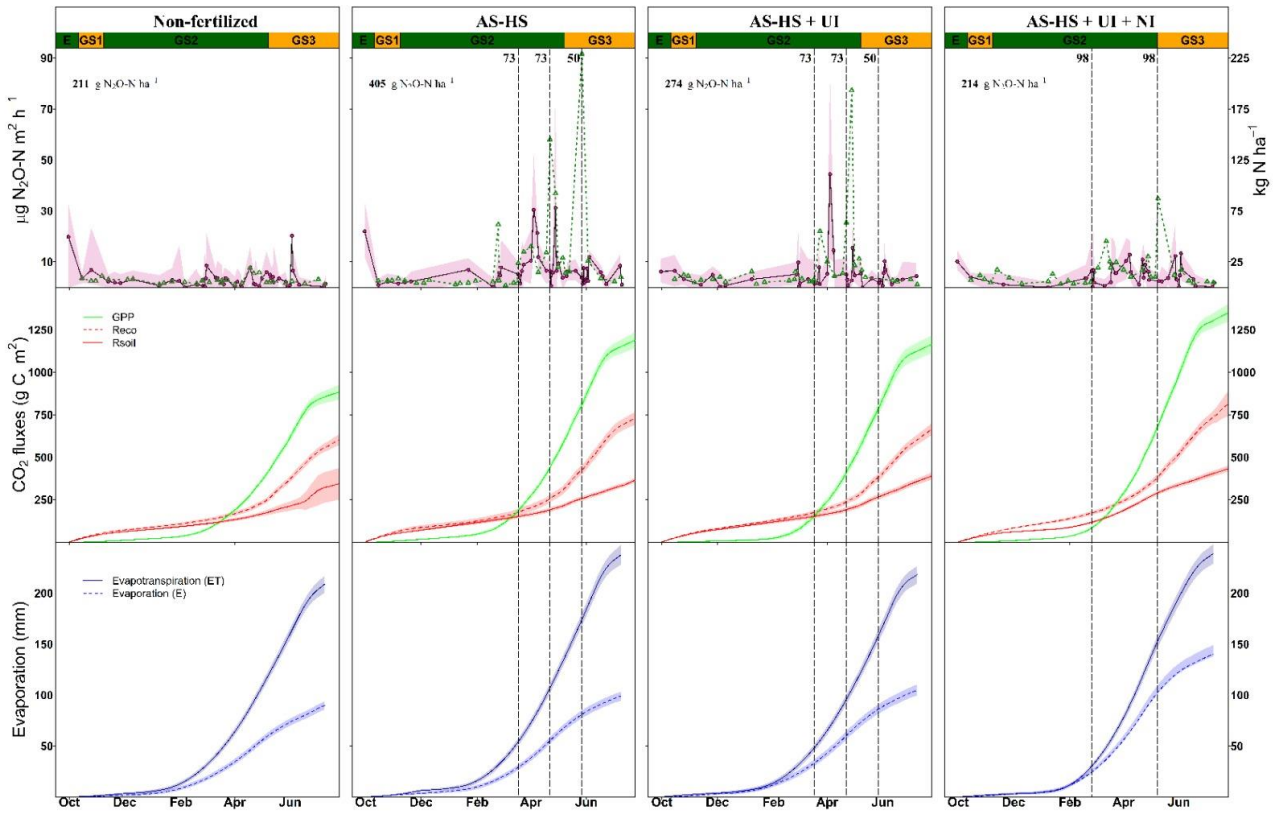


Abbildung 3-10: Zeitliche Dynamik der Gasaustauschraten des N- (N_2O), C- (R_{eco} , R_h und GPP; kumulativ) und Wasserkreislaufs (ET und E; kumulativ) für Weizen im Versuchsjahr 2021/2022. Vertikale gestrichelte Linien repräsentieren Düngereignisse in den verschiedenen Düngevarianten. Schattierten Bereiche markieren das jeweilige 95% Konfidenzintervall.

3.1 Einfluss von UI und NI auf den Stickstoffkreislauf

Untersuchungen in AP2 des Teilvorhabens 3 konnten zeigen, dass die Verwendung von AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI in der Anbauphase des Winterweizens 2021/2022 im Vergleich zu AS-HS zu geringeren N_2O - und NH_3 -Emissionen führte. Zugleich erhöhte sich die N-Aufnahme über die Pflanzen, was schlussendlich die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) erheblich verbesserte. Als wahrscheinlichste Erklärung dient hierfür die Tatsache das NI die Umwandlung von Ammonium in Nitrat hemmt, wodurch weniger N für den Nitrifikationsprozess zur Verfügung steht, welcher bekanntermaßen eine Hauptquelle für N_2O Emissionen darstellt. Darüber hinaus verlangsamt die Hemmung der Urease durch UI die Umwandlung von Harnstoff zu Ammonium, was zu einer reduzierten Freisetzung von Ammoniak führt und in geringeren NH_3 Emissionen resultiert. Zeitgleich deutet die erhöhte N-Aufnahme über die Pflanzen unter AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI auf eine effizientere Nutzung (NUE) des vorhandenen N, was auf eine optimierte N-Verfügbarkeit im Boden schließen lässt. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Nutzung von UI und NI in Verbindung mit mineralischer Düngung beim Weizenanbau im On-Farm-Versuch Naugarten den N-Kreislauf optimierte, indem sie die Emissionen NH_3 und N_2O verringerte und die NUE verbesserte. Diese Ergebnisse unterstützen bisherige Studien welche das Potenzial von Inhibitoren, den N-Kreislauf in landwirtschaftlichen Systemen zu optimieren und die Umweltauswirkungen der N-Düngung zu minimieren hervorheben. Durch die Reduzierung von N_2O - und NH_3 -Emissionen tragen sie dazu bei, den Klimawandel zu verlangsamen und die Luft- und Bodenqualität zu verbessern. Darüber hinaus kann die verbesserte NUE dazu beitragen, den Bedarf an mineralischem N-Dünger zu reduzieren und damit die Kosten für die Landwirte zu senken. Für eine weitreichendere Generalisierung der Ergebnisse ist es jedoch wichtig zu beachten, dass die Wirksamkeit der Inhibitoren von verschiedenen Faktoren wie Bodentyp, Klimabedingungen und Anwendungsmethoden abhängig ist. Auch innerhalb der nur dreijährigen Untersuchungen am On-Farm-Versuch Naugarten, welche in Teilvorhaben 3 vorgenommen wurden, unterlag der Einfluss von UI und UI+NI auf den N-Kreislauf erheblichen Schwankungen, welche aller Wahrscheinlichkeit nach auf weitreichende Witterungsunterschiede und nicht zuletzt die unterschiedlichen Früchte zurückzuführen waren.

3.2 Einfluss von UI und NI auf den Kohlenstoffkreislauf

Die Nutzung von UI und NI in Agroökosystemen kann auch den C-Kreislauf auf direkt wie indirekt entscheidend beeinflussen.

Zum einen kann eine verbesserte NUE das Pflanzenwachstum befördern was zu deutlich höheren pflanzenbürtigen CO_2 -Gasaustauschraten führt. Dies zeigt sich exemplarisch in den für 2021/2022 durchgeführten Messungen der Ökosystematmung (R_{eco}), Bruttoprimärproduktion (GPP) und dem Netto-Ökosystem- CO_2 -Austausch (NEE). Alle drei fielen für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI deutlich höher als für AS-HS aus und korrelieren stark mit der erhöhten Biomasseproduktion. Auch können UI und NI über ihren Einfluss auf die Wurzelarchitektur und das Wachstum der Pflanzen die Menge an organischen C-Verbindungen, die durch Wurzelexsudate in den Boden gelangen, beeinflussen. Zwar wurden diese im On-Farm-Versuch nicht direkt gemessen, dennoch weisen geringere Ökosystem-C-Verluste (in Form eines geringeren NECB) in diese Richtung.

Zum anderen kann über die Veränderung der N-Verfügbarkeit im Boden, die Aktivität und Zusammensetzung der Bodenmikrobiota beeinflusst werden. Die Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaft kann den Abbau von organischen C-Verbindungen im Boden beeinflussen, da N ein Schlüsselement für die mikrobielle Zersetzung von organischem Material ist. Zum anderen hemmt NI die Nitrifikationsprozesse, bei denen Ammonium zu Nitrit und dann zu Nitrat oxidiert wird. Nitrat kann in den Boden gelangen, wo es von mikrobiellen Organismen denitrifiziert wird, wodurch es zu einer Freisetzung von N_2 und CO_2 kommt. Wenn die Nitrifikation durch NI gehemmt wird, wird weniger Nitrat produziert, was die denitrifizierenden Prozesse verringert und somit auch die CO_2 -Emissionen aus dem Boden reduziert. Eine erhöhte N-Verfügbarkeit kann zudem die mikrobielle Aktivität stimulieren und somit den Abbau organischen Materials beschleunigen, was zu einer verstärkten Freisetzung von CO_2 führen kann. Umgekehrt kann eine verringerte N-Verfügbarkeit die mikrobielle Aktivität hemmen und den Abbau organischen Kohlenstoffs verlangsamen, was zu einer reduzierten CO_2 -Freisetzung führt. Darauf basierend kann demnach die Verwendung von AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI insgesamt zu einer Reduktion der heterotrophen Bodenatmung (R_h) führen. Zeitgleich kann jedoch ein gefördertes Pflanzenwachstum und eine erhöhte Biomasseproduktion über eine erhöhte autotrophe Atmung (R_a) die Bodenatmung insgesamt verstärken. Dies zeigte sich auch in den 2021/2022 durchgeführten Bodenatmungsmessungen, welche für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI tendenziell höher ausfielen. Dennoch zeigt sich in Abbildung 3-5 das zu Beginn der Wachstumsphase, also zu einem Zeitpunkt da die Bodenatmung weitestgehend durch R_h dominiert wird, diese für AS-HS+UI und insbesondere für AS-HS+UI+NI geringer ausfällt. Erst mit einem stärkeren aufwachsen der Pflanzen und einem verstärkten Einfluss von R_a auf die Bodenatmung übersteigt diese insgesamt jene von AS-HS.

Letztendlich könnte durch die Verwendung von AS-HS+UI und/oder AS-HS+UI+NI im Vergleich zu AS-HS auch die C-Senkenfunktion von Agroökosystemen gesteigert werden. Eine Annahme welche zumindest für die Anbauphase 2021/2022 durch die geringere NECB gestützt wird. Dies unterstreicht die Bedeutung einer ganzheitlichen Betrachtung der Interaktionen zwischen N- und C-Kreislauf in landwirtschaftlichen Systemen.

3.3 Einfluss von UI und NI auf den Wasserkreislauf

Die Verwendung von NI- und UI bei der mineralischen Düngung kann den Wasserkreislauf in Agroökosystemen, erheblich beeinflussen. Durch die Verlangsamung der Umwandlung von Ammonium zu Nitrat und Harnstoff zu Ammoniak kann die N-Verfügbarkeit im Boden beeinflusst werden wodurch sich die Dynamik der Wasseraufnahme der Pflanzen verändern kann. Diese veränderte N-Verfügbarkeit kann zu Verschiebungen in der Wurzel- und Pflanzenentwicklung, der Wasserretentionskapazität und den Transpirationsraten (T) führen. Veränderungen im Pflanzenwachstum können zudem das Mikroklima nachhaltig beeinträchtigen was wiederum zur Veränderung von Evaporationsraten (E) führen kann. Durch ihren potentiell indirekten Einfluss auf Wasseraufnahme, E und T (und somit ET) kann die Verwendung von UI und NI letztendlich den Gesamtwasserhaushalt und die Feuchtigkeitsdynamik innerhalb des Boden-Pflanze-Atmosphäre-Kontinuums signifikant beeinflussen. Die Untersuchung der Auswirkungen von NI und UI auf den Wasserkreislauf ist daher von entscheidender Bedeutung, da nur über ein Verständnis der Komplexität der Wechselwirkungen zwischen N-Dynamik und Wasserverfügbarkeit die Entwicklung von nachhaltigen landwirtschaftlichen Praktiken, die sowohl die Erträge als auch die Ressourceneffizienz optimieren vorangetrieben werden kann. Dies gilt umso mehr für wasserlimitierte, regengespeiste Agroökosysteme wie den On-Farm-Versuch im Nordosten Deutschlands.

Für den Winterweizen im Untersuchungsjahr 2021/2022 offenbarten durchgeführte Untersuchungen zum Einfluss von UI und UI+NI auf den Wasserkreislauf einen substantiellen Einfluss der verwendeten Inhibitoren auf speziell den gasförmiger Wasseraustausch (E, T und ET) sowie die Wassernutzungseffizienz (WUE). So zeigten die vier verschiedenen Düngungsvarianten – ungedüngt, AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI – trotz höherer Erträge in den Varianten mit UI und UI+NI Nitrifikationsinhibitor im Vergleich zur rein mineralisch gedüngten Variante (AS-HS > AS-HS+UI > AS-HS+UI+NI) geringere kumulative Transpirationsraten (AS-HS < AS-HS+UI < AS-HS+UI+NI). Im Gegensatz dazu waren die Evaporationsraten mit NI und NI+UI leicht erhöht.

Insgesamt war der kumulative ET für AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI dadurch nur geringfügig geringer. Dennoch führten höhere Erträge und reduzierter kumulativer ET zu einer insgesamt substantiellen Steigerung und Verbesserung der WUE (AS-HS < UI < UI+NI) im relativ trockenen Anbaujahr 2021/2022. Eine mögliche Erklärung für dieses Phänomen könnte darin liegen, dass durch die höhere Retention im Boden der N Gehalt in der Pflanze steigt was wiederum die Photosynthesekapazität (z.B., durch mehr Rubisco etc.) steigert. Hierdurch können die Pflanzen trotz erhöhter Photosynthese ihre Stomata dennoch stärker kontrollieren und somit speziell in Trockenphasen aktiv Wasser sparen. Durch die geringere Transpiration hingegen erhöht sich im Oberboden wiederum die Feuchteretention was insgesamt zu höherer Evaporation führt. Da dies die niedrigere T scheinbar nicht komplett kompensiert bleibt ET jedoch etwas geringer.

4. Inkubationsversuche:

4.1 Einfluss von Frost-Tau-Zyklen auf die N₂O Freisetzung in der Nichtwachstumsphase

Im Falle von Winterweizen (2021/2022) und Wintergerste (2022/2023) entfielen 37% bis 75% der N₂O Emissionen auf den Zeitraum außerhalb der Wachstumsphase. Lag dies für den Winterweizen hauptsächlich an höheren Emissionen im Spätsommer/Herbst 2021 und warm-feuchten Bedingungen welche die Mineralisierung der während der Saatbettbereitung eingearbeiteten Maisstoppeln beförderten, traten in der Wintergerste vereinzelt höhere N₂O Emissionen im Zuge von Frost-Tau-Zyklen auf. Während Frostperioden kommt es zur Einfrierung organischer Materialien im Boden, was eine Hemmung der Aktivität von Mikroorganismen und somit der Mineralisierung bewirkt. Mit dem Einsetzen von Tau setzen Zersetzungsprozesse wieder ein, begleitet von einer verstärkten mikrobiellen Aktivität. Dies kann zu einem beschleunigten Abbau organischer Substanzen und zur Freisetzung von Stickstoff führen, wodurch die Voraussetzungen für erhöhte Emissionen von N₂O und CO₂ geschaffen werden. Die Interaktionen zwischen Frost und Tau in Agrarökosystemen bergen daher das Potenzial für zeitlich begrenzte, jedoch signifikante Emissionsereignisse. Bei den Messungen im On-Farm-Versuch Naugarten fiel darüber hinaus besonders auf, dass erhöhte N₂O Emissionen, nur in Folge des ersten größeren Frost-Tau-Zyklus (Dezember 2022), nicht aber bei wiederholten Frost-Tau-Zyklen (Februar und März 2023) auftraten (Abbildung 3-2).

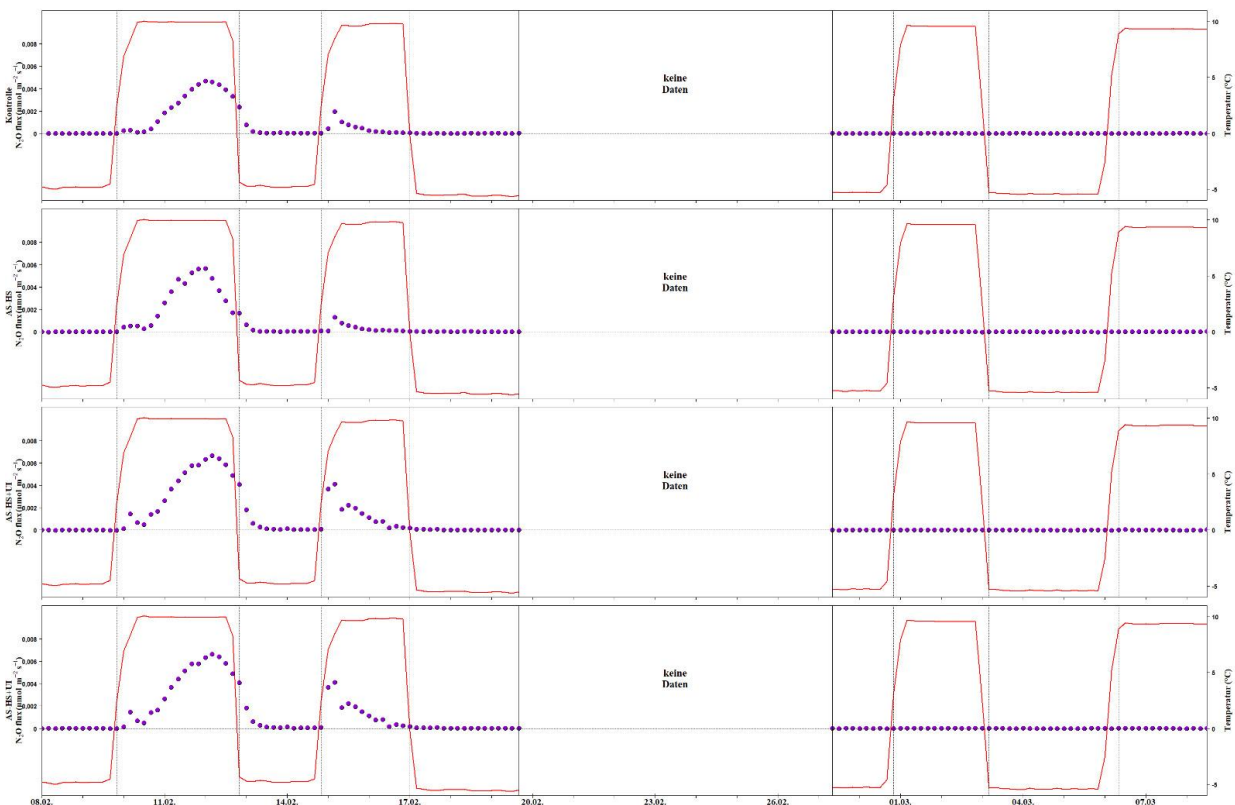


Abbildung 3-11: Zeitliche Dynamik mittels Multigassensor hochfrequent gemessener N₂O Emissionen (violette Punkte) vor, während und nach periodischen Frieren und Auftauen genommener Bodenproben aller vier Düngervarianten (Kontrolle, AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI). Der Temperaturverlauf während des mehrwöchigen Inkubationsversuches ist als rote Linie dargestellt. Die Datenlücke resultierte aus einem stromausfallbedingten Datenverlust.

Um dieses Phänomen genauer zu untersuchen, wurde im Rahmen von AP2 von Teilvorhaben 3 unter Nutzung eines Multigassensors ein Inkubationsversuch durchgeführt. Dessen Ziel war es über die hochfrequente

Erfassung von N₂O und CO₂ Emissionen unter kontrollierten Umweltbedingungen, das Emissionspotenzial von Frost-Tau-Zyklen besser abzuschätzen. Zwecks Versuchsdurchführung erfolgte im Winter 2022/2023 die Entnahme von Bodenproben am Standard. Diese wurden nicht zusätzlich manipuliert, sondern umgehend inkubiert und einer Abfolge von Frost-Tau-Ereignissen ausgesetzt (Einfrieren bei -5°C, Auftauen bei 10°C; siehe Abbildung 3-11 und 3-12). Die Ergebnisse dieses Inkubationsversuchs werden in Form einer Masterarbeit an der Brandenburgisch-Technischen Universität Cottbus-Senftenberg ausgewertet und erlauben wertvolle Einblicke in die Bedeutung von nicht-düngebedingten Emissionsereignissen auf die kumulierten N₂O Emissionen sowie potentielle dahinterliegende Mechanismen.

Abbildung 3-9 und 3-10 bilden die Ergebnisse dieser Untersuchung für N₂O und CO₂ ab. Tabelle 3-3 zeigt die kumulierten N₂O und CO₂ Emissionen je Tauzyklus. Dabei zeigte sich, dass die durch das Auftauen getriggerten N₂O Emissionen mit jedem wiederholten Frost-Tauzyklus stark abnahmen, sodass bereits ab dem dritten Frost-Tauzyklus keine erhöhte N₂O Emission mehr feststellbar war. Auch fielen die N₂O Emissionen deutlich höher bei den einfach- (AS-HS+UI) und zweifachinhibierten (AS-HS+UI+NI) Düngevarianten als der AS-HS Düngevariante aus. Die geringsten Emissionen zeigten sich wieder bei der nicht-gedüngten (im vorhergehenden Sommer!) Kontrolle. Diese Entwicklung deckt sich mit den für den bemessenen Boden ermittelten Nmin Gehalten, welche für AS-HS+UI und besonders AS-HS+UI+NI höher ausfielen. Dies spricht für ein generell höheres Emissionspotential dieser Düngevarianten in den Zeiträumen außerhalb der Wachstumsphase, im Vergleich zu AS-HS.

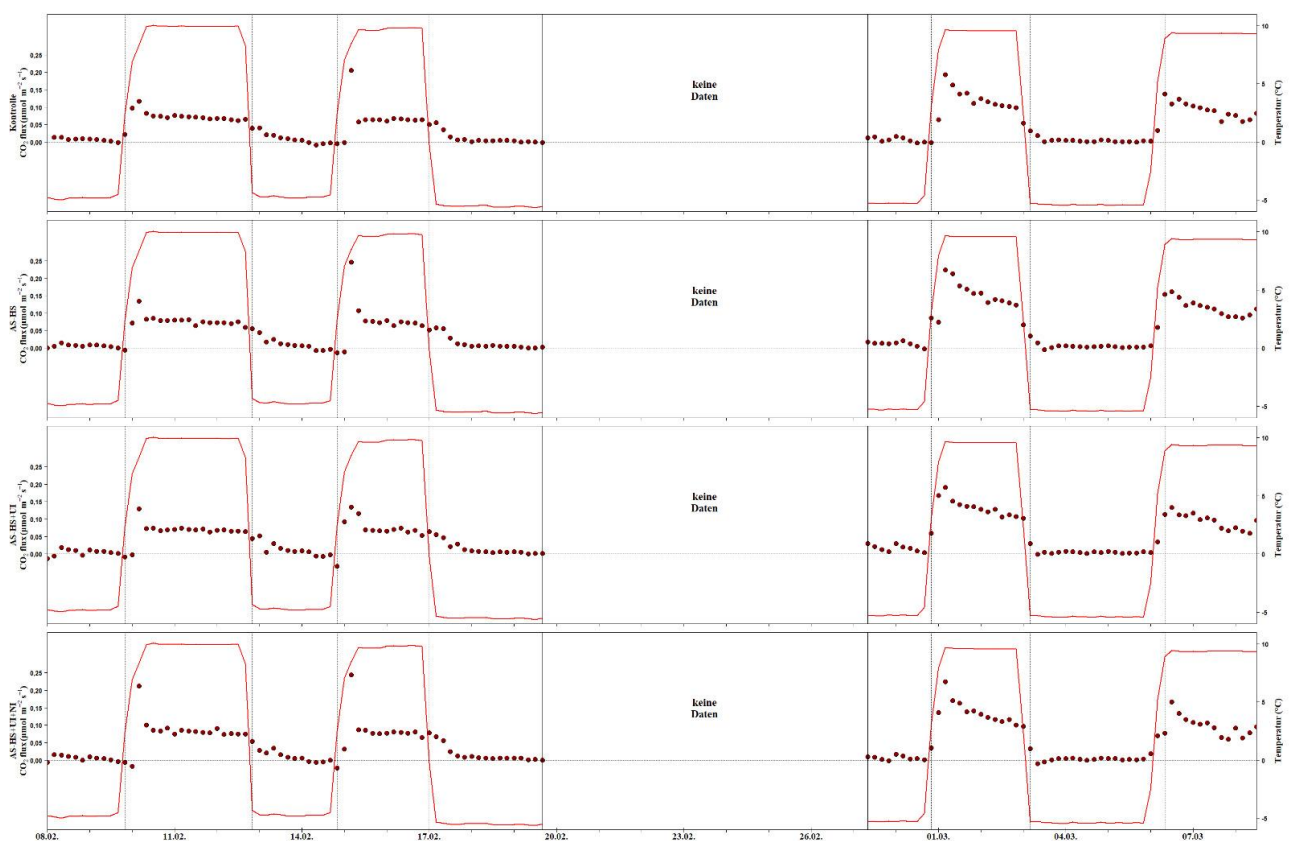


Abbildung 3-12: Zeitliche Dynamik mittels Multigasensor hochfrequent gemessener CO₂ Emissionen (dunkelrote Punkte) vor, während und nach periodischen Frieren und Auftauen genommener Bodenproben aller vier Düngevarianten (Kontrolle, AS-HS, AS-HS+UI und AS-HS+UI+NI). Der Temperaturverlauf während des mehrwöchigen Inkubationsversuches ist als rote Linie dargestellt. Die Datenlücke resultierte aus einem stromausfallbedingten Datenverlust.

Tabelle 3-3: Kumulative N₂O und CO₂ Emissionen für wiederholte Frost-Tau-Zyklen, basierend auf einem mehrwöchigen Inkubationsversuch

#Tau-Zyklus	N ₂ O-N in µg m ⁻² Bodenkern ⁻¹				CO ₂ -C in µg m ⁻² Bodenkern ⁻¹			
	AS-HS+UI+NI	AS-HS+UI	AS-HS	Kontrolle	AS-HS+UI+NI	AS-HS+UI	AS-HS	Kontrolle
I	26,7	19,6	15,0	12,9	440,4	357,6	412,4	400,7
II	1,2	5,8	1,3	1,9	321,9	281,2	303,4	257,9
III	0,0	0,0	0,0	0,0	558,2	555,4	614,5	469,4
IV	0,0	0,0	0,0	0,0	441,5	421,6	524,9	407,7
Gesamt	27,9	25,6	16,3	14,9	1762,0	1615,7	1855,1	1535,7

Kein substantieller Unterschied konnte für die im selben Zeitraum getriggerten CO₂ Emissionen festgestellt werden, wenngleich diese für AS-HS+UI+NI und AS-HS+UI geringer als für AS-HS ausfielen. Zwar zeigte sich auch bei diesen ein geringer initialer Anstieg der CO₂ Emissionen nach auftauen, doch folgten diese schnell wieder der generellen Temperaturentwicklung (Abbildung 3-10).

4.2 N₂ Freisetzung (Potential Denitrifikation):

Zur Erfassung der N₂ Freisetzung (Potential Denitrifikation) sollten unter kontrollierten Bedingungen im Labor am ZALF mittels der sogenannten Heliuminkubationsmethode simultan zur N₂O Freisetzung aus Nitrifikation/Denitrifikation die Dynamik und der reale Umfang der N₂ Freisetzung unter dem Einfluss der N-Stabilisierung (ungedüngte Kontrolle, AS-HS, AS-HS-UI, AS-HS-NI+UI) über einen Zeitraum von mehreren Wochen bis zum Abklingen (der N₂ Emissionen) gemessen werden. Parallel dazu galt es auch die Wirkung von Bodensubstrat und Bodenfeuchte zu erfassen. Zu diesem Zweck wurden Bodenproben von den Untersuchungsstandorten zunächst in jeweils eines von sechs parallel untersuchten, gasdichten Inkubationsgefäße überführt. Die Inkubationsgefäße wurden ständig von einem Gasgemisch durchströmt, in dem normale, durch einem N₂ Gehalt von ca. 78% geprägte Atmosphäre weitestgehend durch Helium ersetzt wurde. Im ständig strömenden Gasgemisch erfolgte am Gefäßeingang und Ausgang fortlaufend unter Verwendung spezieller Detektoren die Messung der Konzentration von N₂O und N₂ an zwei kombinierten Gaschromatographen. Die Rate der N₂O und N₂ Freisetzung ergab sich aus der Differenz der Gaskonzentrationen zwischen Gefäßausgang und Gefäßausgang, bezogen auf den Volumenstrom des verwendeten Gasgemisches. In Abbildung 3-13 ist die eingesetzte Heliuminkubationsanlage schematisch dargestellt.

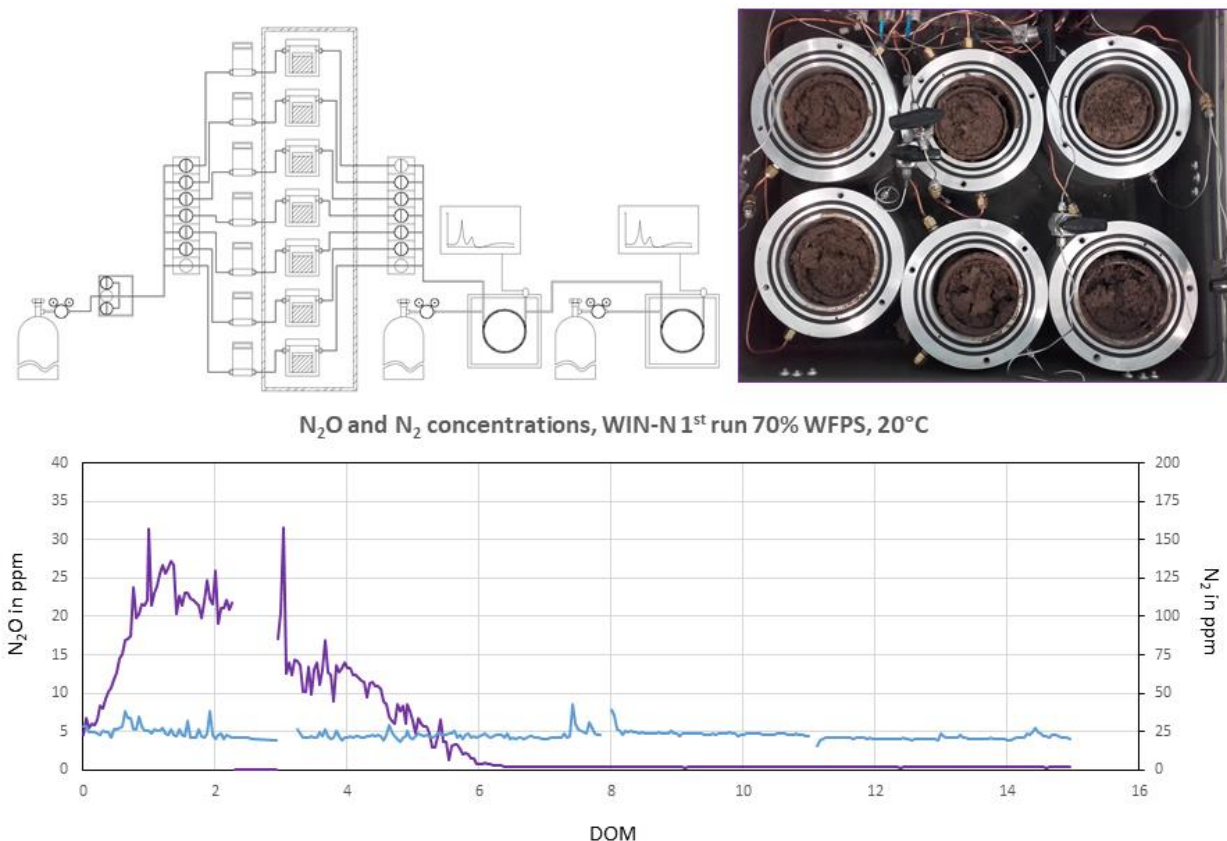


Abbildung 3-13: Aufbau der Heliuminkubationsanlage mit automatischen Gaswechsellmesssystem am ZALF, sowie mit deren Hilfe gewonnene, erste Ergebnisse zum Einfluss der Faktoren Düngung (55 mg Harnstoff), Temperatur (20 °C) und Bodenwassergehalt (100 %) auf die N₂O und N₂ Freisetzung.

Die Durchführung der Untersuchungen gestaltete sich wegen wiederholter technischer Störungen an der Heliuminkubationsanlage schwieriger als erwartet. Das betraf vor allem die Gewährleistung einer ständig niedrigen N₂ Diffusion von außen in die Inkubationsgefäße hinein als Grundvoraussetzung für die unverfälschte Erfassung der N₂ Emissionsrate. Zudem gab es auf Seiten des Zulieferers Linde (Gasmischung als Trägergas zur Durchführung der Inkubationsmessungen) sowohl im Zuge der Corona-Pandemie als auch mit Beginn der russischen Invasion der Ukraine teils Lieferengpässe. So erfolgte eine Bestellung der Gasmischung im September 2023. Der Liefertermin für diese wurde jedoch bereits viermal verschoben (anfänglich November 2023, nun Juli 2024). Dadurch resultierten erhebliche zeitliche Verzögerungen bei der

Durchführung der Untersuchungen. Inzwischen liegen aber nun genügend Untersuchungsergebnisse vor (Standort Hohenheim und Dedelow (Naugarten)), um die Wirkungen der Untersuchungsfaktoren auf die potentielle Denitrifikation eindeutig einschätzen zu können. Das soll nachfolgend am Beispiel der Ergebnisse der Untersuchungen von Bodensubstraten der Standorten Dedelow (Naugarten) und Hohenheim demonstriert werden. Ergebnisse für die anderen Untersuchungsstandorte werden den Projektpartnern nach Lieferung der Gasmischung und Beendigung aller Messungen zur Verfügung gestellt.

Dazu wurden vorher gesiebte und getrocknete Bodenproben von den Untersuchungsstandorten leicht mit Wasser angefeuchtet und mit einer Lagerungsdichte von $1,4 \text{ g cm}^{-3}$ in Stechzylinder (250 cm^3) eingefüllt. Danach ist mithilfe weiterer Wassergaben der wassergefüllte Porenraum (WFPS) bei den Substraten beider Standorte auf 60% des gesamten Porenvolumens eingestellt worden. Mit dieser vergleichsweise niedrigen Bodenfeuchte sollten vor allem zunächst die trockenen Witterungsbedingungen widerspiegelt werden, die während der Untersuchungen im Freiland auf allen Standorten vorherrschten. Im Fall der Varianten mit N-Düngung wurden mit dem Wasser die gleichen N-Formen und die gleiche N-Düngerate pro Flächeneinheit wie bei den Feldversuchen in die Stechzylinder verabreicht. Im Anschluss erfolgte der Transfer der Stechzylinder in die Inkubationsgefäße und die Messung der N_2O und N_2 Freisetzung über drei Wochen bei 20°C in dem Helium-Gasgemisch.

Es zeigte sich, dass die N_2O Emission weitestgehend dem gleichen Muster wie in den Feldversuchen folgte (siehe z.B. Ergebnisse AP2 Teilvorhaben 3). So zeigten die ungedüngten Kontrollen bei beiden Substraten die niedrigsten N_2O Emissionen. Die im Mittel höchsten N_2O Emissionen traten bei der AS-HS und AS-HS+UI Variante. D.h. die Variante mit Ueraseinhibitor lag auf dem gleichen Niveau wie AS-HS, folglich war keine Hemmung der N_2O Freisetzung zu verzeichnen. Gleiches galt in-situ inter-alia am Standort Naugarten für die Wintergerste im Messjahr 2022/2023. Im Gegensatz dazu bewirkte die Kombination von UI und NI bei beiden Substraten ebenso wie im Freiland eine zuverlässig starke Verminderung der N_2O Emissionen (Abbildung 3-12).

Die N_2 Emissionen sind trotz der niedrigen Bodenfeuchte recht unerwartet und im Schnitt zwei- bis zehnmal höher ausgefallen als die N_2O Emissionen. Denn in der Regel treten höhere N_2 Verluste erst dann auf, wenn der Anteil des wassergefüllten Porenvolumens mehr als 80% beträgt. Abgesehen davon reagierte die N_2 Freisetzung ähnlich wie die N_2O Freisetzung auf die unterschiedlichen N-Düngevarianten. Die niedrigsten Emissionen traten bei den ungedüngten Kontrollen und die höchsten Emissionen bei den AS-HS-Varianten auf. Anders als bei N_2O bewirkte die Zugabe des Ueraseinhibitors bereits einen deutlichen Rückgang der N_2 Emissionen. Dieser Effekt war allerdings erneut in der Kombination von UI+NI bei beiden Substraten viel stärker ausgeprägt (Abbildung 3-14).

Insgesamt lässt sich aus diesen Befunden ableiten, dass vor allem die kombinierte Zugabe von UI+NI eine effektive Möglichkeit nicht nur zur Verringerung der N_2O Verluste, sondern der augenscheinlich deutlich höher ausfallenden N_2 Verluste darstellt.

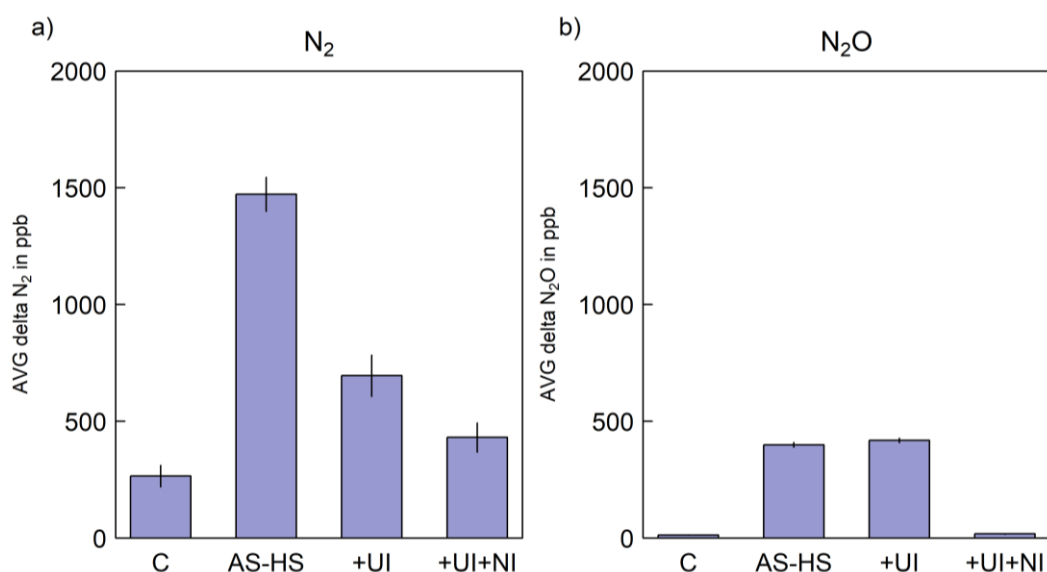


Abbildung 3-14: Einfluss der N-Düngermenge und der N-Düngerform auf die summarische N_2 und N_2O Freisetzung, hier dargestellt anhand des Mittelwertes des Anstiegs der N_2O und N_2 Konzentration während des Zeitraums der Untersuchung an der Heliuminkubationsanlage für Bodenproben aus Hohenheim und dedelow (Naugarten) (Angaben jeweils in ppb)

Teilvorhaben 4: Einfluss von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren auf die Spurengasfreisetzung einer Fruchtfolge am Standort Ihinger Hof

1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Das Ziel des Teilvorhabens ist die Ermittlung des Einflusses von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren bei der Düngung mit Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS) auf die gasförmigen N-Verluste. Hierbei soll speziell der Einfluss auf die Ammoniak- und Lachgasemissionen in den Kulturen Silomais, Winterweizen und Wintergerste untersucht werden. Die Untersuchungen werden im Rahmen eines dreijährigen Fruchtfolgeversuchs im Freiland (Standort: Ihinger Hof) ermittelt. Die Emissionsmessungen für N₂O erfolgen über das gesamte Jahr in mindestens wöchentlicher Auflösung. NH₃-Emissionen wurden während der Vegetationsperiode nach der Düngung täglich gemessen. Um die Stickstoffnutzungseffizienz zu berechnen, wurden die Ertragsparameter der jeweiligen Kulturen erfasst. Als Besonderheit wurden in diesem Teilvorhaben in jedem Versuchsjahr Emissionsmessungen in allen drei Kulturen durchgeführt.

2. Bearbeitete Arbeitspakete

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenbau

Am Standort Ihinger Hof wurde die Fruchtfolge Silomais – Winterweizen – Wintergerste (SM-WW-WG) untersucht, wobei die drei Kulturen an dem Versuchsstandort in jedem Versuchsjahr nebeneinander standen. Auf den Versuchsflächen wurden jeweils vier Varianten untersucht:

- Ungedüngte Kontrolle
- Gedüngt mit Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS)
- AS-HS mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI)
- AS-HS mit UI sowie Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI)

Das Düngeregime wurde einmalig anhand des standortspezifischen N-Bedarfs für jede Kultur festgelegt. Außerdem wurden die Anwendungsempfehlungen für N-stabilisierte Dünger berücksichtigt. Die jährliche Ermittlung des konkreten Düngebedarfs (N-Bedarf minus Boden-N_{min} vor Vegetationsbeginn) erfolgte gemäß guter fachlicher Praxis (DüV, 2017). Das Düngesplitting erfolgte über alle Standorte gleich, für die Düngeterminierung wurden einheitlich wachstumsbezogene Zeitfenster (BBCH-Stadien) definiert. An den Standorten wurden regelmäßig meteorologische Parameter erfasst und N_{min} Bodenproben genommen.

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Ammoniak und Lachgas)

Am Standort der Universität Hohenheim wurde die NH₃-Messung für alle Feldfrüchte in allen Jahren für alle Varianten durchgeführt, so dass an diesem Standort nicht nur die Varianten untereinander verglichen werden, wie an den anderen Standorten, sondern auch am gleichen Standort unter gleichen Wetterbedingungen der Einfluss der Fruchtarten in jedem Jahr untersucht werden konnte. Die Behandlungen sind auf allen Standorten einheitlich.

Analog zu den Ammoniak-Messungen erfolgen die N₂O-Messungen im Rahmen der Fruchtfolgeversuche in allen drei Kulturarten. In der Kultur Silomais wurden in jeder Behandlung N₂O-Messungen durchgeführt. Bei den Kulturen Winterweizen und Wintergerste waren N₂O-Messungen nur in der AS-HS-Behandlung vorgesehen. Um eine tiefer gehende Untersuchung der Behandlungen und dem Vergleich zwischen den Kulturen zu ermöglichen, wurde zusätzlich zum im Projektantrag vorgesehenen Untersuchungsprogramm in den Kulturen Winterweizen und Wintergerste auch in der doppelt-inhibierten Düngervariante (AS-HS+UI+NI) sowie in der ungedüngten Kontrolle N₂O-Messungen durchgeführt. Das Untersuchungsprogramm auf dem Standort ist einheitlich zu dem Untersuchungsregime der anderen Feldversuchsstandorte.

Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung

Die im Rahmen der obigen Arbeitspakete generierten Daten wurden an TI-AT übermittelt. Dort erfolgte eine Zusammenführung der Daten in einer relationellen Datenbank, um die Implementierung von redundanzfreien, konsistenten Datenmodellen und eine mengenorientierte Datenverarbeitung zu ermöglichen. Darüber hinaus dienten die generierten Daten am TI-AT 1) der Berechnung der N-Bilanz und der N-Effizienz nach der gemeinsam im Projekt festgelegten Methodik sowie 2) der integrierten Bewertung der Varianten aus AP 1 auf Lebenszyklus-Basis mittels Ökoeffizienz-Analyse.

3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Im Nachfolgenden erfolgt eine detailliertere graphische Darstellung und tabellarische Zusammenfassung der im Rahmen des Teilprojekts generierten Ergebnisse. Beschreibungen sowie Diskussionen der Ergebnisse sind im Kapitel „II Ausführliche Darstellung der Ergebnisse“ zu finden.

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenbau

Wetterdaten

Tabelle 4-1: Mittlere Monatstemperatur (2 m über Boden) sowie monatliche Gesamtniederschlagsmenge während der Versuchsjahre 2021 – 2023 am Feldversuchsstandort Ihinger Hof (Quelle: Deutscher Wetterdienst, Daten von 2021 – 2023 ergänzt durch Agrarmeteorologie Baden-Württemberg).

		Monat	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Gesamt
Jahr															
Niederschlag (mm)	1991-2023	39.6	34.9	40.1	53.1	49.0	74.7	77.8	76.8	51.0	57.6	67.9	64.3	686.6	
	2021	37	37	30	31	64	111	122	95	21	34	30	60	672.0	
	2022	35	44	13	91	24	85	24	46	99	78	65	53	657.0	
	2023	42	18	70	51	28	31	85	94	28	61	123	88	720.1	
Temperatur (°C)	1991-2023	1.2	2.9	5.1	7.4	12.6	18.0	18.6	18.3	14.8	10.9	4.8	2.5	9.7	
	2021	0	3	4	6	10	18	17	16	15	9	3	3	8.6	
	2022	1	4	5	8	14	19	20	21	13	13	7	2	10.5	
	2023	3	3	6	8	13	19	19	19	18	12	5	4	10.8	

Düngerapplikation

Tabelle 4-2: Aufteilung der Düngerteilgaben während den Versuchsjahren 2021 – 2023 in den jeweiligen Kulturen Silomais, Winterweizen und Wintergerste und Behandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) sowie jeweils applizierte Teilmengen an Stickstoff (N) je Düngergabe (in kg N ha⁻¹) und deren Anteil an der jährlich applizierten Gesamtstickstoffmenge.

Jahr	Kultur	Behandlung	Düngetermin					Applizierte Gesamt-N-menge (kg N ha ⁻¹)
			T1 (Vegetationsbeginn)	T2 (zur Aussaat)	T3 (BBCH 14)	T4 (BBCH 32)	T5 (BBCH 45)	
			Applizierte Teilmenge (kg N ha ⁻¹) und relativer Anteil an Gesamt-N (in %)					
2021	SM	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	-	122.5 (70 %)	52.5 (30 %)	-	-	175
		+UI	-	122.5 (70 %)	52.5 (30 %)	-	-	175
		+UI+NI	-	175 (100 %)	-	-	-	175
	WW	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	110 (50 %)	-	-	55 (25 %)	55 (25 %)	220
		+UI	110 (50 %)	-	-	55 (25 %)	55 (25 %)	220
		+UI+NI	132 (60 %)	-	-	88 (30 %)	-	220
	WG	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	90 (50 %)	-	-	90 (50 %)	-	180
		+UI	90 (50 %)	-	-	90 (50 %)	-	180
		+UI+NI	180 (100 %)	-	-	-	-	180
2022	SM	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	-	122.5 (70 %)	52.5 (30 %)	-	-	175
		+UI	-	122.5 (70 %)	52.5 (30 %)	-	-	175
		+UI+NI	-	175 (100 %)	-	-	-	175
	WW	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	110 (50 %)	-	-	55 (25 %)	55 (25 %)	220

		+UI	110 (50 %)	-	-	55 (25 %)	55 (25 %)	220
		+UI+NI	132 (60 %)	-	-	88 (30 %)	-	220
	WG	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	90 (50 %)	-	-	90 (50 %)	-	180
		+UI	90 (50 %)	-	-	90 (50 %)	-	180
		+UI+NI	180 (100 %)	-	-	-	-	180
2023	SM	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	-	122.5 (70 %)	52.5 (30 %)	-	-	175
		+UI	-	122.5 (70 %)	52.5 (30 %)	-	-	175
		+UI+NI	-	175 (100 %)	-	-	-	175
	WW	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	90 (50 %)	-	-	45 (25 %)	45 (25 %)	180
		+UI	90 (50 %)	-	-	45 (25 %)	45 (25 %)	180
		+UI+NI	108 (60 %)	-	-	72 (30 %)	-	180
	WG	Kontrolle	-	-	-	-	-	0
		AS-HS	90 (50 %)	-	-	90 (50 %)	-	180
		+UI	90 (50 %)	-	-	90 (50 %)	-	180
		+UI+NI	180 (100 %)	-	-	-	-	180

Stickstoffabfuhr

Die Ergebnisse des ersten Versuchsjahres (2021) wurden bereits in der ausführlichen Darstellung des Gesamtprojekts aufgeführt. Anbei erfolgt eine Darstellung des zweiten sowie dritten Versuchsjahrs.

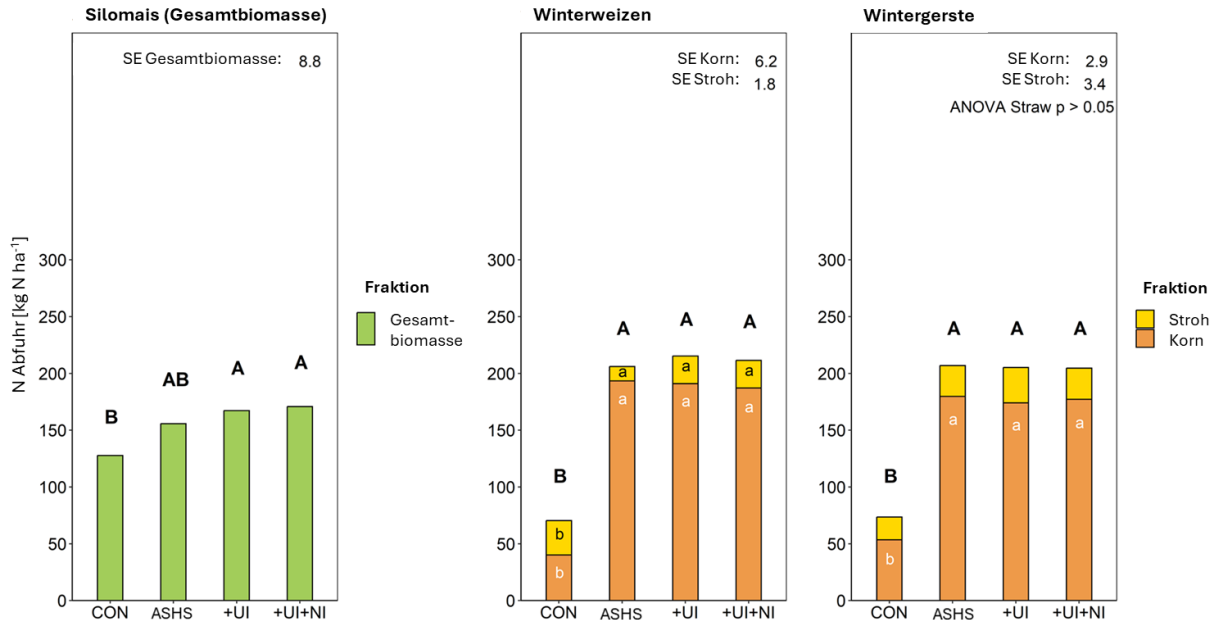


Abbildung 4-1: Stickstoffabfuhr bei Silomais, Winterweizen und Wintergerste (fraktioniert in Korn und Stroh) in Abhängigkeit der Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmerstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmerstoff (+UI+NI)) im zweiten Versuchsjahr (2022). Behandlungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb einer Kultur nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, $n = 4$). Großbuchstaben beziehen sich auf Gesamtmenge (Korn + Stroh), Kleinbuchstaben zur jeweiligen Fraktion (Korn bzw. Stroh).

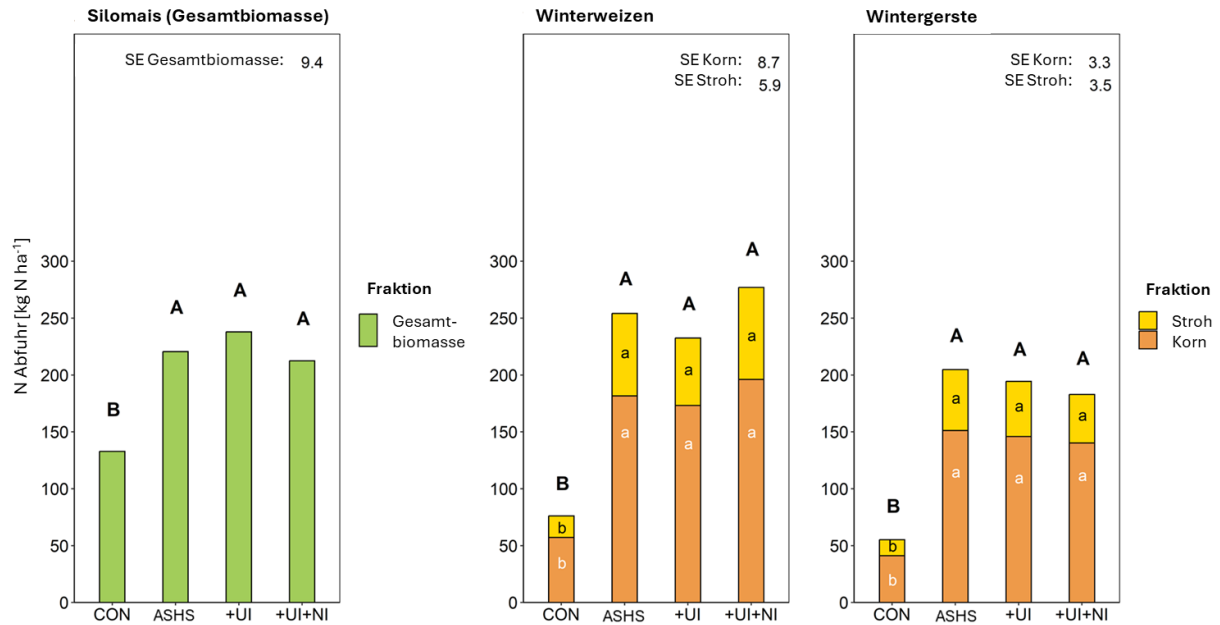


Abbildung 4-2: Stickstoffabfuhr bei Silomais, Winterweizen und Wintergerste (fraktioniert in Korn und Stroh) in Abhängigkeit der Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) im dritten Versuchsjahr (2023). Behandlungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb einer Kultur nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, $n = 4$). Großbuchstaben beziehen sich auf Gesamtmenge (Korn + Stroh), Kleinbuchstaben zur jeweiligen Fraktion (Korn bzw. Stroh).

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Ammoniak und Lachgas)

Lachgasflussraten

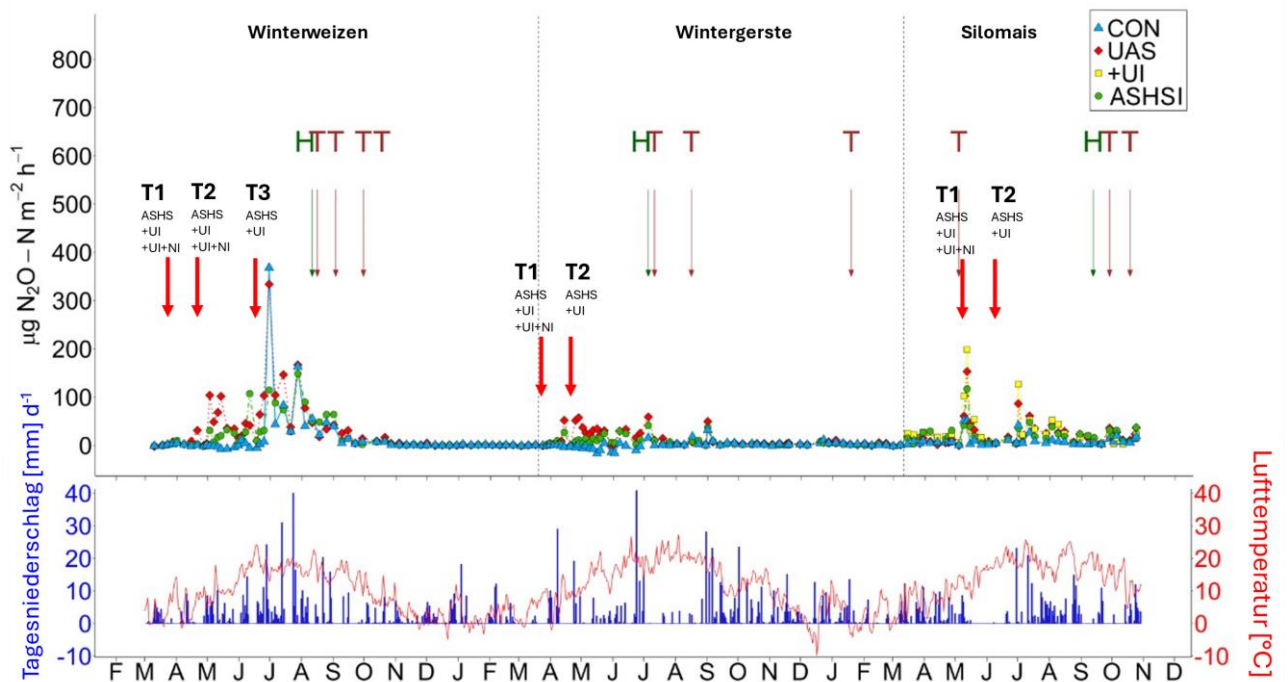


Abbildung 4-3: Mittlere Lachgasflüsse der Düngerbehandlungen ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI) gemessen in Großparzelle Nr. 2 (Fruchtfolge: 2021 Winterweizen – 2022 Wintergerste – 2023 Silomais) im Zeitraum von März 2021 bis Oktober 2023, sowie Mittlere Tagestemperatur (in rot, °C) und Tagesniederschlagssummen (in blau, mm d^{-1}). Grüne und braune Pfeile zeigen Zeitpunkte der Ernte (H) der Kultur bzw. Bodenbearbeitungsmaßnahmen (T), ($n = 4$).

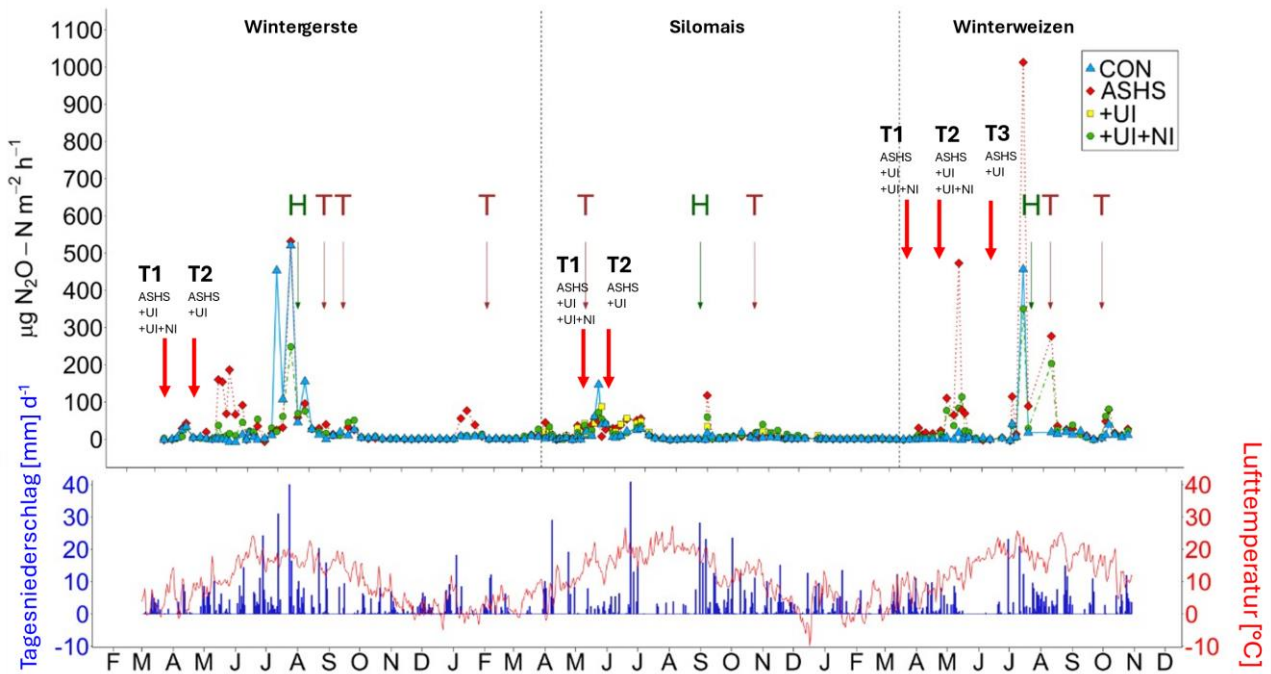


Abbildung 4-4: Mittlere Lachgasflüsse der Düngerbehandlungen ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI) gemessen in Großparzelle Nr. 3 (Fruchtfolge: 2021 Wintergerste – 2022 Silomais – 2023 Winterweizen) im Zeitraum von März 2021 bis Oktober 2023, sowie Mittlere Tagestemperatur (in rot, $^{\circ}\text{C}$) und Tagesniederschlagssummen (in blau, mm d^{-1}). Grüne und braune Pfeile zeigen Zeitpunkte der Ernte (H) der Kultur bzw. Bodenbearbeitungsmaßnahmen (T), ($n = 4$).

Kumulative Lachgasemissionen

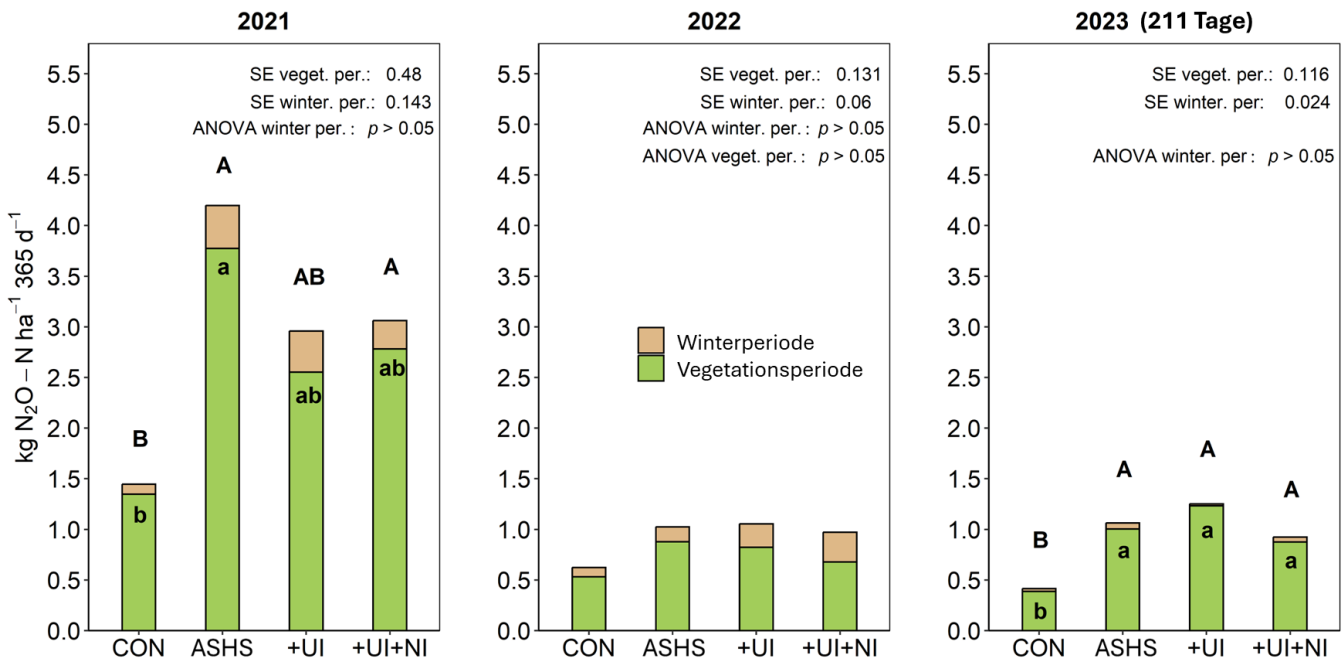


Abbildung 4-5: In Silomais (2021-2023) gemessene mittlere kumulative Lachgasemissionen während der Vegetationsperiode (Vegetationsbeginn Mitte März bis Mitte Oktober) und Winterperiode (Mitte Oktober bis Vegetationsbeginn Mitte März) gemessen in den jeweiligen Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)). Behandlungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb eines Jahres nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, $n = 4$). Großbuchstaben = Vergleich der Gesamtemission, Kleinbuchstaben Vergleich innerhalb Emissionen in Winter- bzw. Vegetationsperiode).

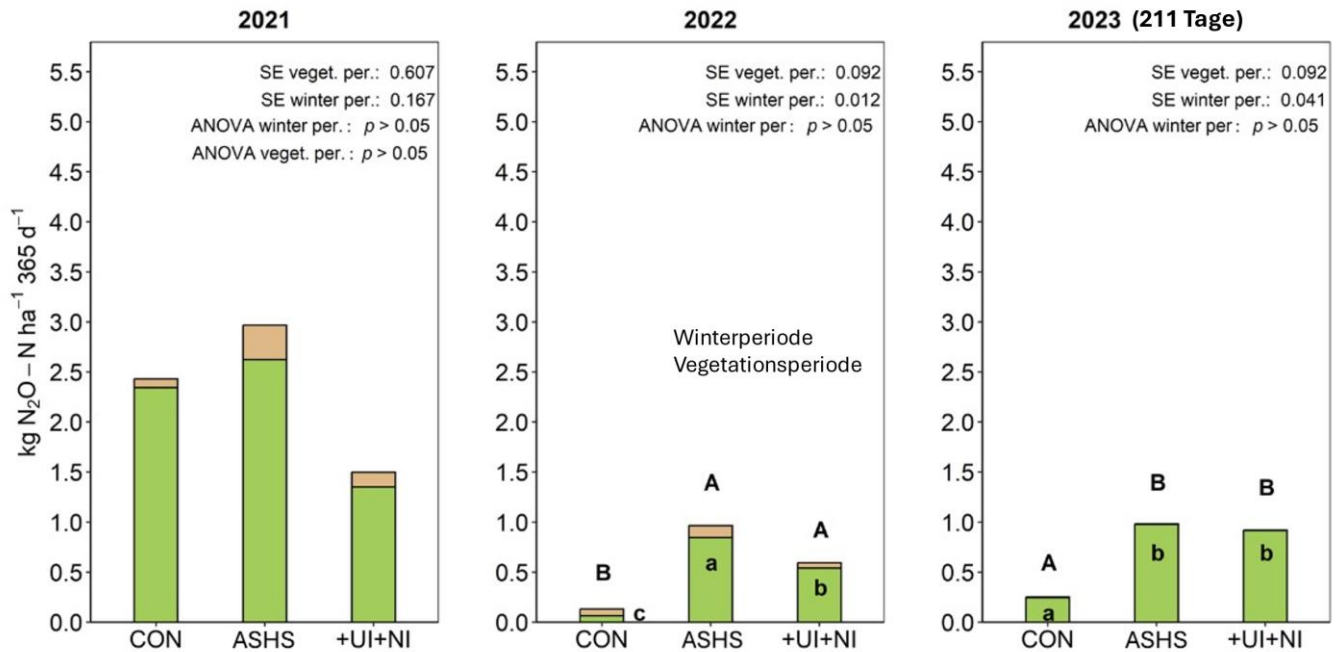


Abbildung 4-6: In Wintergerste (2021-2023) gemessene mittlere kumulative Lachgasemissionen während der Vegetationsperiode (Vegetationsbeginn Mitte März bis Mitte Oktober) und Winterperiode (Mitte Oktober bis Vegetationsbeginn Mitte März)) gemessen in den jeweiligen Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)). Behandlungen, mit demselben Buchstaben, sind innerhalb eines Jahres nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, $n = 4$). Großbuchstaben = Vergleich der Gesamtemission, Kleinbuchstaben Vergleich innerhalb Emissionen in Winter- bzw. Vegetationsperiode).

Ertragsbezogene Lachgasemissionen

Setzt man die in den einzelnen Versuchsjahren und Kulturen ermittelten Lachgasemissionen der Behandlungen in Relation zum geernteten Pflanzenertrag (bei Silomais Gesamtbiomasse bzw. Korn bei Winterweizen und Wintergerste), so erhält man die ertragsbezogene Lachgasemission ($\text{kg N}_2\text{O-N dt Ertrag}^{-1}$). Die ertragspezifischen Lachgasemission je Ertragseinheit der Kulturen Silomais, Winterweizen bzw. Wintergerste sind in Abbildung 4-7, 4-8 bzw. 4-9 zu finden.

Allgemein beliefen sich die ertragsbezogenen Lachgasemissionen zwischen 0,075 und 0,005 $\text{kg N}_2\text{O-N dt Ertrag}^{-1}$. Die höchsten, bzw. niedrigsten Emissionen wurden demnach beim Anbau von Wintergerste ohne N-Düngung (CON) registriert. Allgemein zeigen die Ergebnisse, dass bei der Düngung mit doppelt-inhibiertem AS-HS (+UI+NI) die resultierenden Emissionen \leq der festgestellten Emissionen bei der Düngung mit nicht-inhibiertem AS-HS waren. Beim Anbau von Winterweizen und Wintergerste führte die N-Düngung mit doppelt-inhibiertem AS-HS (+UI+NI) nicht zu einer signifikanten Erhöhung der ertragspezifischen Lachgasemissionen.

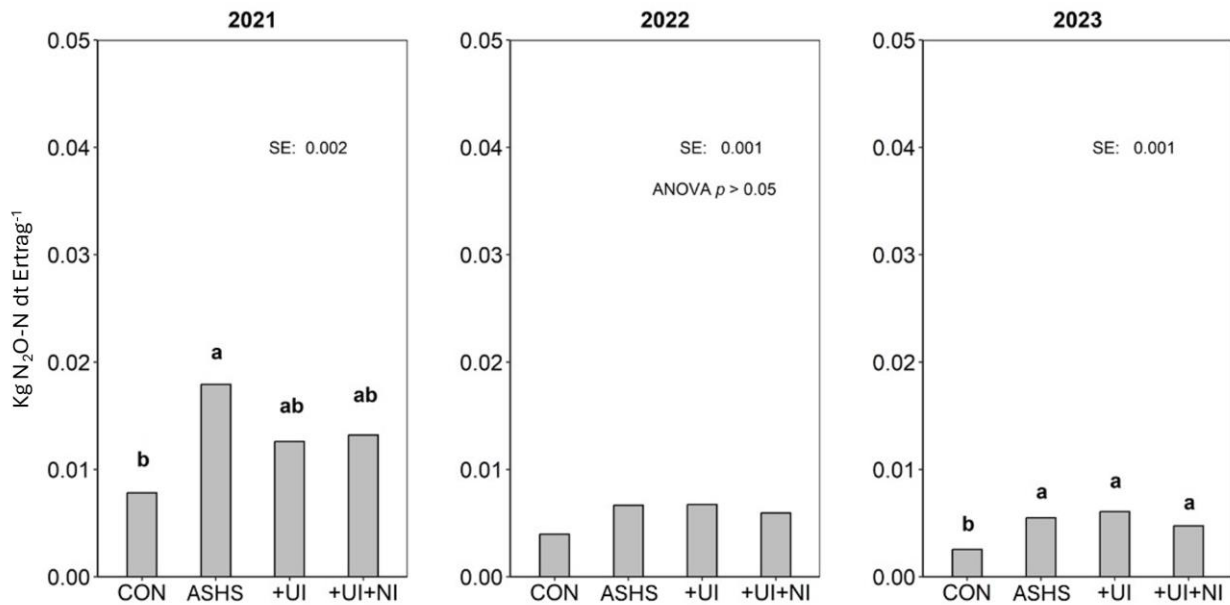


Abbildung 4-7: Mittlere kumulative Lachgasemissionen in Relation zu geerntetem Ertrag (in kg N₂O-N dt⁻¹ Ertrag) der jeweiligen Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) in Silomais in den Versuchsjahren 2021 – 2023. Behandlungen innerhalb eines Versuchsjahres mit gleichem Buchstaben innerhalb einer Kultur sind nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, SE = Standardfehler, $n = 4$).

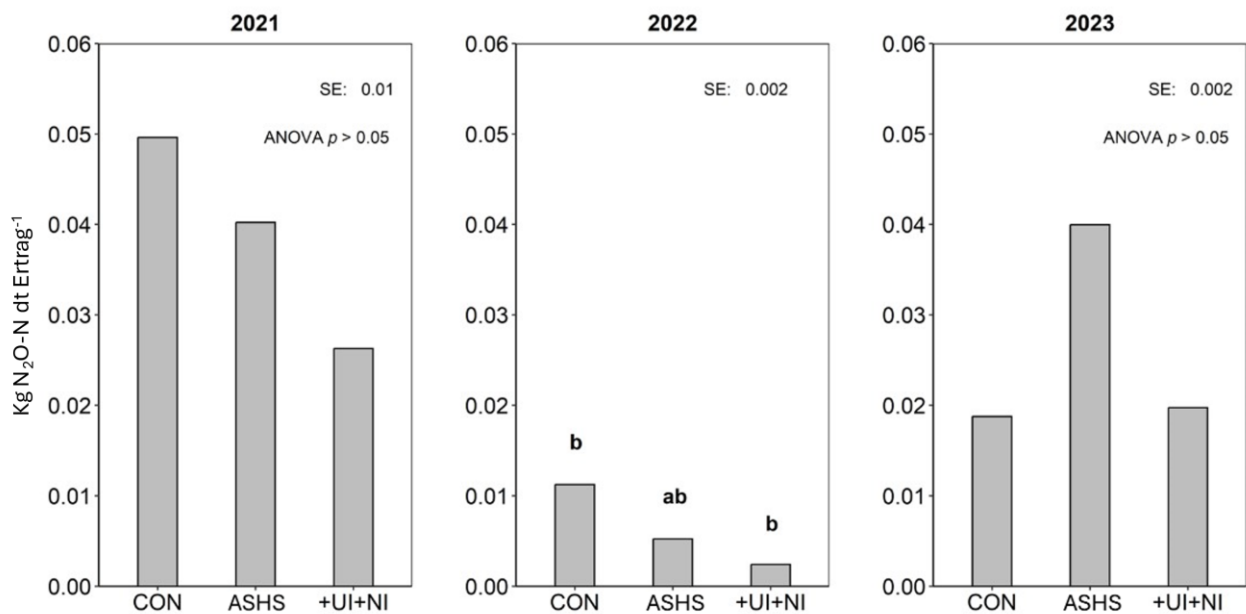


Abbildung 4-8: Mittlere kumulative Lachgasemissionen in Relation zu geerntetem Ertrag (in kg N₂O-N dt⁻¹ Ertrag) der jeweiligen Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) in Winterweizen in den Versuchsjahren 2021 – 2023. Behandlungen innerhalb eines Versuchsjahres mit gleichem Buchstaben innerhalb einer Kultur sind nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, SE = Standardfehler, $n = 4$).

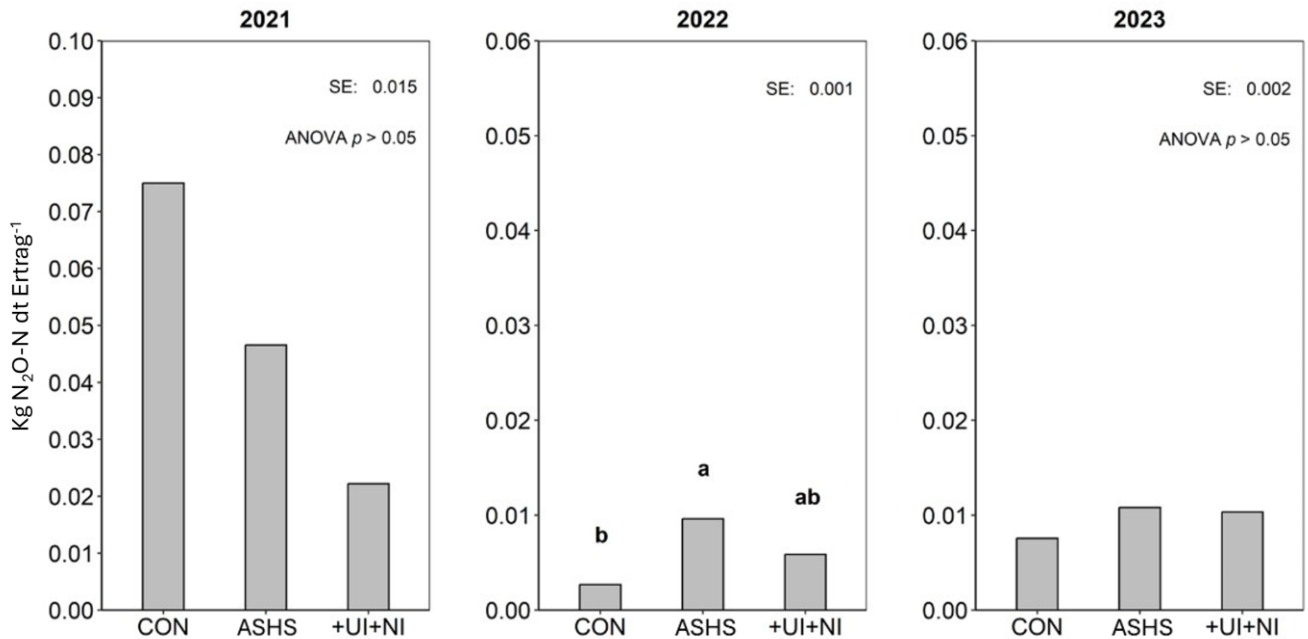


Abbildung 4-9: Mittlere kumulative Lachgasemissionen in Relation zu geerntetem Ertrag (in kg N₂O-N dt⁻¹ Ertrag) der jeweiligen Düngerbehandlungen (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) in Wintergerste in den Versuchsjahren 2021 – 2023. Behandlungen innerhalb eines Versuchsjahres mit gleichem Buchstaben innerhalb einer Kultur sind nicht signifikant voneinander verschieden (ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5%, SE = Standardfehler, $n = 4$).

Ammoniakemissionen

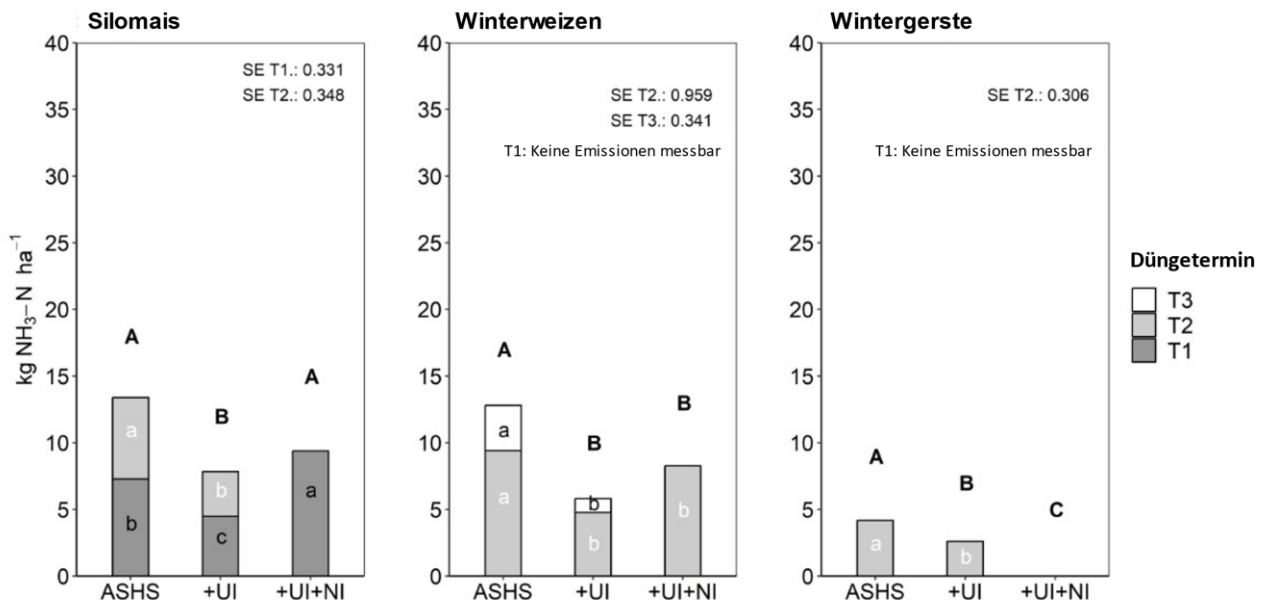


Abbildung 4-10: Mittlere Ammoniakemissionen (in kg NH₃-N ha⁻¹) von Silomais, Winterweizen und Wintergerste im zweiten Versuchsjahr (2022) in Abhängigkeit der Düngerbehandlung (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (AS-HS), AS-HS + Ureasehemmstoff (+UI) und AS-HS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) und Düngerteilgabe (T1-T3). Behandlungen, innerhalb einer Kultur, mit demselben Buchstaben, sind nicht signifikant voneinander verschieden. Großbuchstaben: Vergleich der Gesamtemission der Behandlungen innerhalb einer Kultur, Kleinbuchstaben: Vergleich der Emission gemessen innerhalb der Düngerteilgabe T1-T3; ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5 %, SE = Standardfehler, $n = 4$).

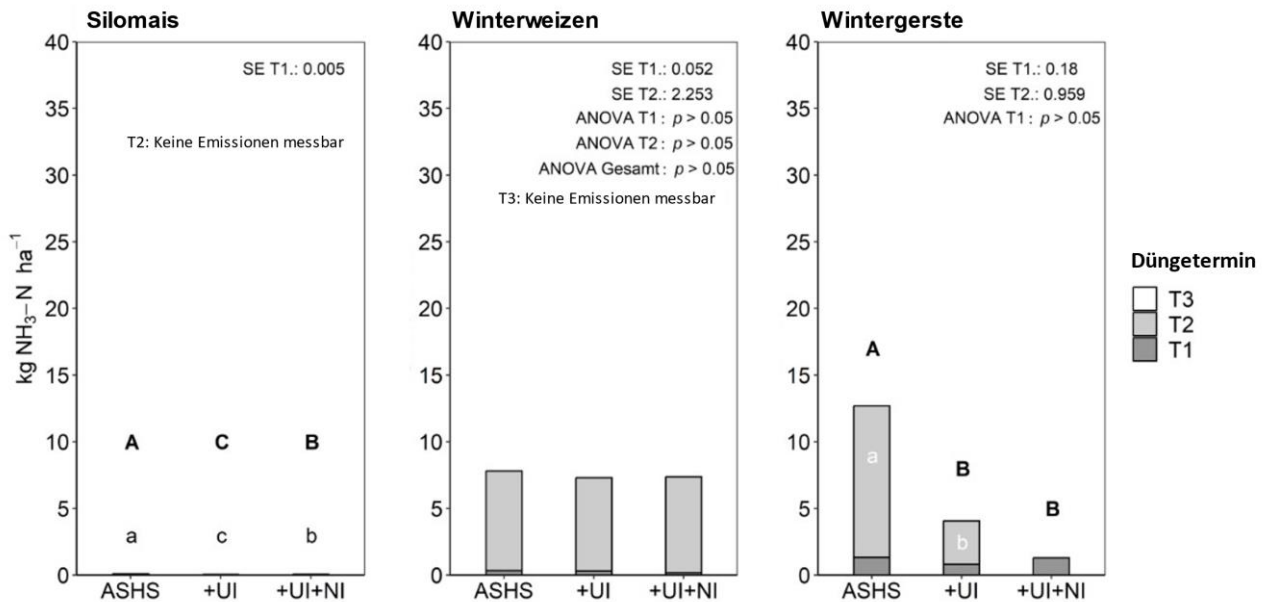


Abbildung 4-11: Mittlere Ammoniakemissionen (in kg NH₃-N ha⁻¹) von Silomais, Winterweizen und Wintergerste im dritten Versuchsjahr (2023) in Abhängigkeit der Düngerbehandlung (ungedüngte Kontrolle (CON), Ammoniumsulfatharnstoff (ASHS), ASHS + Ureasehemmstoff (+UI) und ASHS + Urease- und Nitrifikationshemmstoff (+UI+NI)) und Düngerteilgabe (T1-T3). Behandlungen, innerhalb einer Kultur, mit demselben Buchstaben, sind nicht signifikant voneinander verschieden. Großbuchstaben: Vergleich der Gesamtemission der Behandlungen innerhalb einer Kultur, Kleinbuchstaben: Vergleich der Emission gemessen innerhalb der Düngerteilgabe T1-T3; ANOVA $\alpha = 0.05$, Fishers LSD-Test = 5 %, SE = Standardfehler, $n = 4$).

Literaturverzeichnis

- Flessa H Dörsch P & Beese F (1995) Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J Geophys Res* 100: 23115–23124
- Flessa H, Wild U, Klemisch M & Pfadenhauer J (1998) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *Europ J Soil Sci* 49: 327–335
- Fuss R. (2014) Package "gasfluxes" - Greenhouse Gas Flux Calculation from Chamber Measurements. Version 0.98.int.2
- Granli, T. & Bøckman, O.C. (1994) Nitrogen Oxide from Agriculture. *Norw J Agric Sci, Suppl* 12: 1–127
- IPCC, 2019, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds). IPCC, Switzerland.
- Kaiser EA, Kohrs K, Kücke M, Schnug E, Heinemeyer O & Munch JC (1998) Nitrous oxide release from arable soil: importance of N fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol Biochem* 30: 1553–1563
- Kaiser EA & Ruser R (2000) N₂O emissions from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term experiments. *J Plant Nutr Soil Sci* 163: 249–260
- Kesenheimer, K., Pandeya, H. R., Müller, T., Buegger, F., & Ruser, R. (2019). Nitrous oxide emissions after incorporation of winter oilseed rape (*Brassica napus* L.) residues under two different tillage treatments. *J Plant Nutr Soil Sc*, 182(1), 48-59.
- Kesenheimer, K., Augustin, J., Hegewald, H., Köbke, S., Dittert, K., Rübiger, T., ... & Ruser, R. (2021). Nitrification inhibitors reduce N₂O emissions induced by application of biogas digestate to oilseed rape. *Nutr Cycling in Agroecosyst*, 120, 99-118.
- Mathivanan, G. P., Eysholdt, M., Zinnbauer, M., Rösemann, C., & Fuß, R. (2021). New N₂O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 322, 107640.
- Pelster, D. E., Chantigny, M. H., Rochette, P., Angers, D. A., Rieux, C., & Vanasse, A. (2012). Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. *J. Environ. Qual*, 41(2), 427-435.
- 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. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 59, 177-191.

Ruser, R., Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., ... & Flessa, H. (2017). Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation. *Agr ecosyst environ*, 249, 57-69.

Schulz, R., Makary, T., Hubert, S., Hartung, K., Gruber, S., Donath, S., ... & Müller, T. (2015). Is it necessary to split nitrogen fertilization for winter wheat? On-farm research on Luvisols in South-West Germany. *J. Agric. Sci.*, 153(4), 575-587.

Teilvorhaben 5: Agronomische und ökologische Wirkung von inhibiertem AS-HS am Standort Merbitz

1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Im Rahmen des Teilvorhabens 5 soll die wissenschaftliche und praktische Betreuung des Fruchtfolgeversuchs in Merbitz mit integrierten Messungen von Lachgas (N_2O) und Ammoniak (NH_3) beim Ausbringen von inhibiertem Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS) realisiert werden. Zusätzlich soll im Rahmen des Teilvorhabens die N_2O -Analytik für den Standort Cunnersdorf unterstützt werden.

2. Bearbeitete Arbeitspakete

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Am Standort Merbitz wurde die Fruchtfolge Mais – Winterweizen – Wintergerste (SM-WW-WG) untersucht. Die drei Kulturen standen dabei in jedem Versuchsjahr nebeneinander. Auf den Versuchsfeldern wurden jeweils vier Varianten untersucht:

- Ungedüngte Kontrolle
- Gedüngt mit Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS)
- AS-HS mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI)
- AS-HS mit UI sowie Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI)

Das Düngeregime wurde einmalig anhand des standortspezifischen N-Bedarfs für jede Kultur festgelegt. Außerdem wurden die Anwendungsempfehlungen für N-stabilisierte Dünger berücksichtigt. Die jährliche Ermittlung des konkreten Düngedarfs (N-Bedarf minus Boden- N_{\min} vor Vegetationsbeginn) erfolgte gemäß guter fachlicher Praxis (DüV, 2017). Das Düngesplitting erfolgte über alle Standorte gleich, für die Düngeterminierung wurden einheitlich wachstumsbezogene Zeitfenster (BBCH-Stadien) definiert. An den Standorten wurden regelmäßig meteorologische Parameter erfasst und N_{\min} Bodenproben genommen.

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste

Die NH_3 -Messungen erfolgen im Rahmen der Fruchtfolgeversuche auf einer Blockfläche des Standorts Merbitz. Auf dieser Fläche standen im ersten Erntejahr Silomais, im zweiten Erntejahr Winterweizen und im dritten Erntejahr Wintergerste. Die Behandlungen sind auf allen Standorten einheitlich.

Analog zu den Ammoniak-Messungen erfolgen die N_2O -Messungen im Rahmen der Fruchtfolgeversuche auf einer der drei Blockanlagen. Auf dieser Fläche standen ebenfalls im ersten Erntejahr Mais, im zweiten Erntejahr Winterweizen und im dritten Erntejahr Wintergerste. Das Untersuchungsprogramm auf den Standorten ist einheitlich. Die Lachgasproben des Standorts Merbitz wurden von der MLU genommen und vom TI-AK vermessen.

Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung

Die im Rahmen der obigen Arbeitspakete generierten Daten wurden an TI-AT übermittelt. Dort erfolgte eine Zusammenführung der Daten in einer relationellen Datenbank, um die Implementierung von redundanzfreien, konsistenten Datenmodellen und eine mengenorientierte Datenverarbeitung zu ermöglichen. Darüber hinaus dienen die generierten Daten am TI-AT 1) der Berechnung der N-Bilanz und der N-Effizienz nach der gemeinsam im Projekt festgelegten Methodik sowie 2) der integrierten Bewertung der Varianten aus AP 1 auf Lebenszyklus-Basis mittels Ökoeffizienz-Analyse.

3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Der Rohstoffpflanzenanbau am Versuchsstandort der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg war im gesamten Projektzeitraum geprägt von sehr unterschiedlichen jährlichen Witterungsverhältnissen. Die Versuchsjahre 2022 und 2023 können demnach als zu trocken zusammengefasst werden. Einzig das erste Versuchsjahr 2021 entsprach im Großen und Ganzen dem langjährigen Mittel des Versuchsstandortes Merbitz. Aufgrund mangelnder Niederschlagsereignisse gepaart mit sehr warmen Temperaturen während der Hauptvegetationszeit in den Jahren 2022 und 2023 konnte das hohe Ertragspotenzial am Versuchsstandort Merbitz nicht ausgeschöpft werden. Dies resultierte gerade in den beiden trockenen Jahren zu durchschnittlichen bis hin zu unterdurchschnittlichen Erträgen in den einzelnen Versuchskulturen. Aus der Abbildung 5-1 können die täglichen Niederschlagssummen sowie die durchschnittlichen täglichen Lufttemperaturen (2 m) des gesamten Messzeitraumes entnommen werden und verdeutlichen somit nochmal das hohe Niederschlagsdefizit im Frühjahr (April bis Juni) der Jahre 2022 und 2023 (rot eingekreist) während der Vegetationszeit.

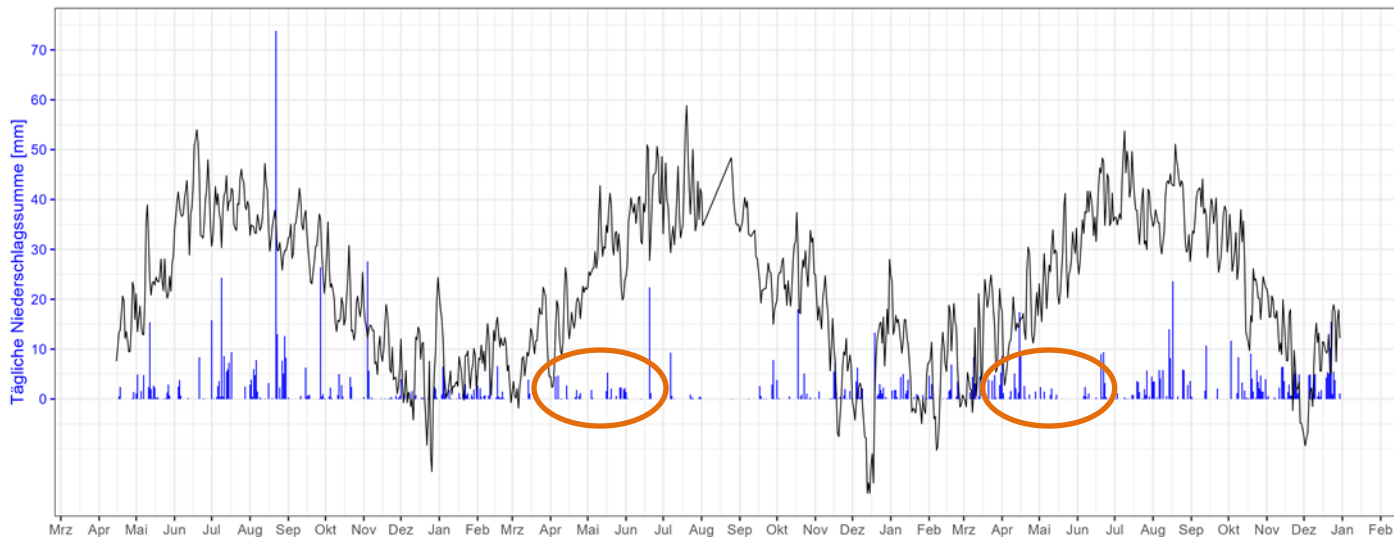


Abbildung 5-1: Tägliche Niederschlagssumme und durchschnittliche Tagesmitteltemperatur für den Zeitraum April 2021 bis Dezember 2023 am Versuchsstandort Merbitz. Rote Markierungen kennzeichnen Perioden mit Niederschlagsdefiziten.

Die Erträge (dt ha^{-1}) der Düngungsvarianten in den jeweiligen Versuchskulturen für die Jahre 2021 bis 2023 sind in der Abbildung 5-2 dargestellt. Die Silomaiserträge bewegten sich zwischen 93,6 und 213,6 dt TM ha^{-1} . Auffallend sind die hohen TM-Erträge (197,9 bis 213,6 dt TM ha^{-1}) im Versuchsjahr 2021, welche die günstigen Witterungsbedingungen (milde Witterung und ausreichende Bodenfeuchte) während der Jugendentwicklung des Silomaises widerspiegeln. Zusätzlich dazu kam es während dieser Witterung (vgl. Abbildung 5-5 (C) N_{min} -Verlauf) zu hohen Mineralisationsprozessen im Boden, sodass selbst die ungedüngte Kontrolle einen Ertrag von fast 200 dt TM ha^{-1} erreichen konnte. In allen drei Versuchsjahren wurden die höchsten Trockenmasseerträge in der AS-HS+UI-Variante mit einer Zweifachgabe ($T1 = 70\%$ & $T2 = 30\%$) realisiert. Die doppeltinhibierte Variante mit einer Einmalgabe ($T1 = 100\%$), die als Unterfußdüngung appliziert wurde, erzielte, abgesehen von 2022, minimal höhere Erträge als die nicht-inhibierte AS-HS-Variante. Allerdings waren diese Ertragsunterschiede nicht signifikant. Die Wintergerste zeigte bezüglich der Düngungsvarianten keine eindeutige Ertragstendenz. Die einzelnen Erträge der Düngungsvarianten waren in den jeweiligen Versuchsjahren stark differenziert, sodass keine signifikanten Unterschiede zwischen den Düngungsvarianten festgestellt werden konnten. Die Erträge lagen in der Wintergerste zwischen 43,5 und 107,5 dt ha^{-1} . Genau wie im Silomais wurde auch in der Wintergerste die doppelt-inhibierte Variante mittels einer Einmalgabe kurz vor dem Vegetationsbeginn (Voraussetzung: frostfreie Böden) appliziert, allerdings als oberflächige Düngerapplikation. Somit konnte aufgrund der im Frühjahr zügigen Entwicklung der Wintergerste eine ausreichende Stickstoffversorgung gewährleistet werden. Zusätzlich dazu nutze die Wintergerste in allen drei Jahren die Winterniederschläge optimal aus, sodass es in Kombination mit einer ausreichenden Stickstoffversorgung zu einer zügigen Jugendentwicklung gekommen war. Dadurch waren die meisten der ertragsbildenden Prozesse noch vor dem Eintreten der Vorsommertrockenheit abgeschlossen. Somit wirkte sich die Trockenheit nicht so gravierend auf den Ertrag aus. Im Gegensatz dazu war der Winterweizen beim Einsetzen der Trockenheit in den ertragswichtigen Phasen (Blüte, Kornfüllung) und reagierte gerade in den Versuchsjahren 2021 und 2022 mit Ertragsreduktion. Dies äußerte sich in unterdurchschnittlichen Weizenerträgen, welche sich in den drei Jahren zwischen 52,6 und 89,0 dt ha^{-1} bewegten. Zwischen den Düngungsvarianten konnten keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden.

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste

Die zweifache Inhibierung des Ammoniumsulfat-Harnstoffes (AS-HS+UI+NI) tendierte am Versuchsstandort Merbitz in allen drei Versuchsjahren und Kulturen zum höchsten N_2O -Einsparungspotenzial (vgl. Abbildung 5-3 bis 5-5) bei geringen Ertragsunterschieden im Vergleich zum AS-HS und AS-HS+UI. Generell bewegten sich die Düngungsvarianten, bezogen auf die N_2O -Emissionen, jedoch in den drei Versuchsjahren auf einem sehr ähnlichen und niedrigen Niveau. Dies ist auf das niedrige Emissionsverlustpotenzial aufgrund der hohen Kationenaustauschkapazität des Versuchsstandortes und der Trockenheit zurückzuführen. Das Zusammenlegen von Stickstoff-Teilgabenmengen (2 statt 3 Teilgabenapplikation AS-HS+UI+NI im WW) bzw. eine komplette Stickstoff-Einmalgabe (AS-HS+UI+NI Applikation im Silomais und Wintergerste) bewährte sich in den Versuchsjahren 2022 im Winterweizen und 2023 im Silomais und Wintergerste in denen es zu einer ausgeprägten Vorsommertrockenheit gekommen war. Somit ist der Einsatz von Inhibitoren, welche eine veränderte und angepasste Düngergabenteilung bei unzureichenden Frühjahrsniederschlägen erlauben, eine mögliche Applikationsoption im Mitteldeutschen Trockengebiet.

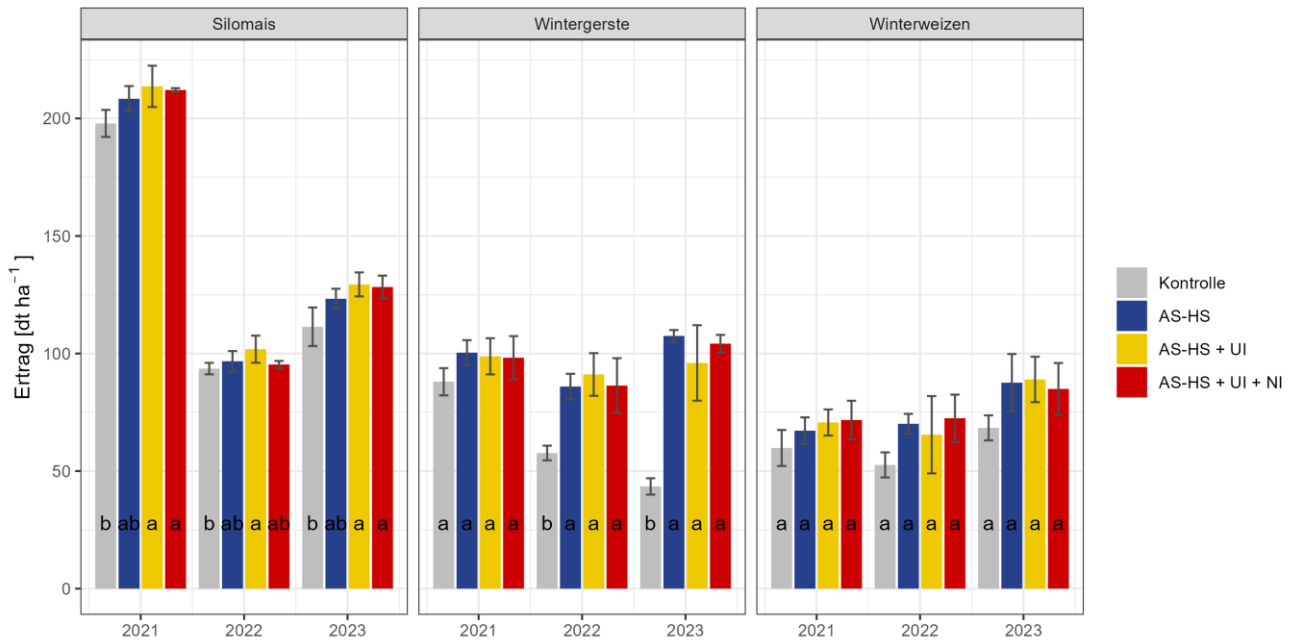


Abbildung 5-2: Erträge von Silomais, Wintergerste und Winterweizen in den jeweiligen Düngungsvarianten von 2021 bis 2023 am Versuchsstandort Merbitz. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-HSD Test, $n = 4$, $\alpha = 0.05$).

Für die Ermittlung der Ammoniak-Emissionen während der jährlichen Düngungsperiode wurde die kombinierte Messmethode, bestehend aus der Dräger-Tube- und Passivsammler-Methode (DTM), angewandt. Diese Messmethode wurde über alle drei Versuchsjahre betrachtet an insgesamt 136 Tagen durchgeführt. Jedoch konnte weder unmittelbar nach Düngerapplikation noch nach kontinuierlicher wöchentlicher Messdurchführung Ammoniak-Emissionen ermittelt werden. Selbst bei emissionsfördernden Witterungsbedingungen (hohe Sonneneinstrahlung und Wind) konnten keine Emissionen detektiert werden. Somit kann davon ausgegangen werden, dass es am Standort Merbitz innerhalb der drei Versuchsjahre und Kulturen zu keinen düngerinduzierten Ammoniakemissionen gekommen ist bzw. die NH_3 -Emissionen so minimal waren, dass sie unterhalb der Nachweisgrenze der Ammoniak-Dräger-Prüfröhrchen lagen und es dadurch in allen drei Jahren zu keinen Farbumschlägen dieser Röhrchen gekommen war. Über die Vor- und Nachteile der DTM- NH_3 -Methodik wurde im Zuge der Projekttreffen diskutiert.

Die Closed-Chamber-Methode nach Hutchinson und Monsier (1981) war die Grundlage für die Generierung von Lachgasproben am Standort Merbitz. Die Lachgasmessungen auf der Feldversuchsstation konnten ab dem 14.04.2021 bis zum 07.11.2023 mindestens wöchentlich und in den verlustträchtigen Phasen auch zweimal pro Woche durchgeführt werden. In der Summe wurden somit 160 Messungen erfolgreich durchgeführt. Für die gaschromatographische Analyse wurden die Proben zum Zentrallabor des Thünen-Instituts nach Braunschweig versandt. Aus den Abbildungen 5-3 bis 5-5 können die N_2O -Emissionsverläufe der einzelnen Düngungsvarianten in der jährlichen Hauptversuchskultur während der Vegetationsphase (Aussaat bis Ernte) entnommen werden sowie die kumulierten N_2O -Emissionen für diesen Zeitraum.

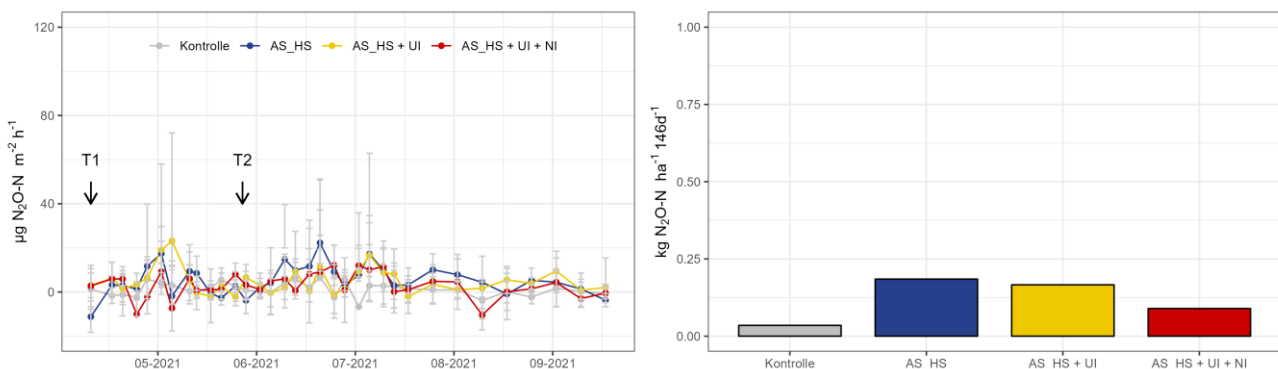


Abbildung 5-3: Lachgasflüsse (links) inklusive Düngungsterminen (T1 bis T2) und kumulierte N_2O -Emissionen (rechts) im Silomais für den Zeitraum Aussaat bis Ernte am Versuchsstandort Merbitz.

Im ersten Versuchsjahr bewegten sich die kumulierten N_2O -Emissionen im Silomais zwischen 0,03 und 0,18 $\text{kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$. Dabei wurden die höchsten N_2O -Emissionen in der AS-HS-Variante ermittelt. Dagegen emittierte die doppelt inhibierte Variante die niedrigsten Emissionen, welche bezogen auf die nicht-inhibierte

Variante (AS-HS) um 50 % geringer ausfielen. Auch in der nicht gedüngten Kontrollvariante konnten Lachgasemissionen in Höhe von $0,03 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ nachgewiesen werden.

Im Winterweizen wurden vom 21.10.2021 bis zum 12.07.2022 Lachgasmessungen durchgeführt (Abbildung 5-4). Innerhalb dieser 264 Tage wurden die höchsten Gesamtemissionen ($0,16 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) in der einfach-inhibierten Düngungsvariante ermittelt und lag damit deutlich über der AS-HS- ($0,01 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) und der AS-HS+UI+NI-Variante ($0,02 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$). Dieser mengenmäßige Unterschied wird auf den einzelnen sprunghaften Flussratenanstiegen der einfach-inhibierten Variante am 21.06.2022 zurückgeführt. Somit war dieser einzelne Emissionspeak verantwortlich für das deutlich höhere Gesamtemissionsniveau gegenüber den anderen beiden Düngungsvarianten. Der Hauptgrund für diesen einzelnen steilen Emissionsanstieg war vermutlich die Wiederbefeuchtung des stark ausgetrockneten Ackerbodens nach einem Starkniederschlagsereignis am 20.06.2022 mit rund 21 mm.

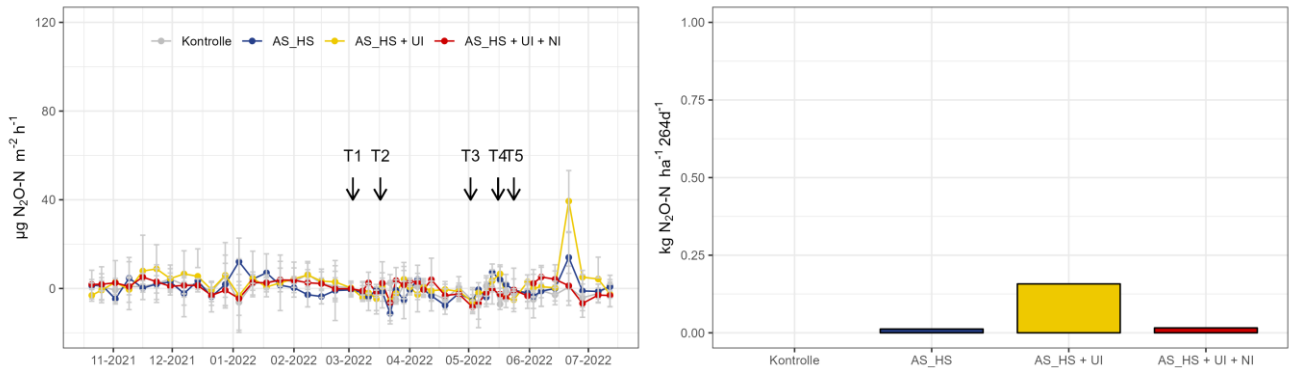


Abbildung 5-4: Lachgasflüsse (links) inklusive Düngungstermine (T1 bis T5) und kumulierte N_2O -Emissionen (rechts) im Winterweizen für den Zeitraum Aussaat bis Ernte am Versuchsstandort Merbitz.

Die Hauptversuchskultur im dritten und letzten Versuchsjahr war die Wintergerste und dadurch im Fokus der Lachgasmessungen. Im Zeitraum Aussaat bis Ernte (27.09.2022 bis zum 07.04.2023) konnten 44 Messungen realisiert werden. Das Gesamtemissionsniveau in der AS-HS- und der AS-HS+UI+NI-Variante war im Vergleich zum Vorjahr und bei einem fast gleichem Messzeitraum (280 Tage) höher. Die kumulierten N_2O -Emissionen in der einfach-inhibierten Variante bewegten sich auf dem Vorjahresniveau ($0,17 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$). Somit war diese wieder die Düngungsvariante mit den höchsten gemessenen Emissionen. Die AS-HS-Variante emittierte mit $0,02 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ nur minimal weniger Lachgas. Am geringsten waren die kumulativen N_2O -Emissionen in der Variante AS-HS+UI+NI ($0,06 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) und damit um knapp 60 % niedriger als die der nicht-inhibierte Düngungsvariante (AS-HS). Ähnlich wie im Winterweizen 2022/2023 tendierte auch in der Wintergerste die ungedüngte Kontrollvariante zu keinen bzw. sogar zu negativen Gesamtemissionen.

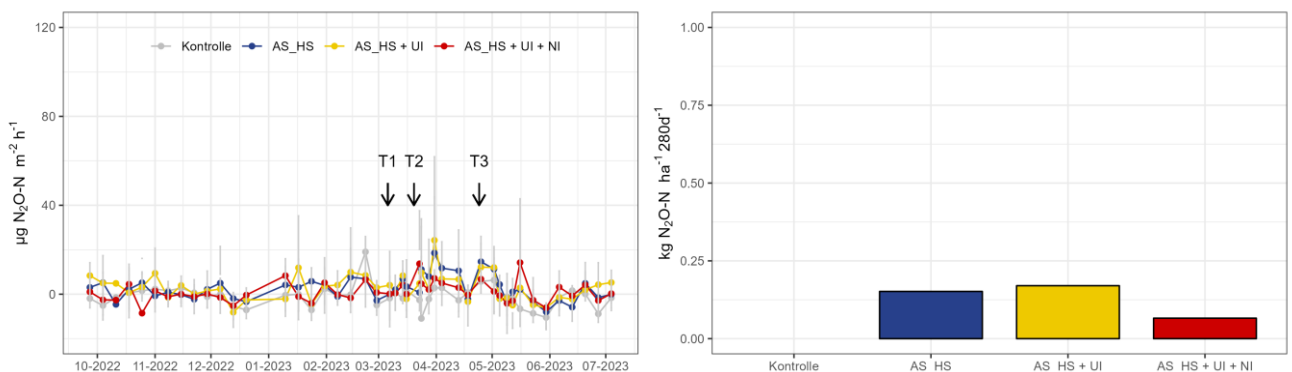


Abbildung 5-5: Lachgasflüsse (links) inklusive Düngungstermine (T1 bis T3) und kumulierte N_2O -Emissionen (rechts) in der Wintergerste für den Zeitraum Aussaat bis Ernte am Versuchsstandort Merbitz.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der Lachgasmessungen an den Standorten Merbitz und Cunnersdorf (siehe Teilvorhaben 2), dass die untersuchten Düngungsvarianten ein geringes N_2O -Verlustpotenzial aufwiesen und die kulturspezifischen ermittelten kumulierten Lachgasemissionen sich auf einem sehr niedrigen Niveau und deutlich unter $1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bewegten. Hohe N_{min} -Werte im Oberboden (0 – 30 cm), gepaart mit feuchtwarmer Witterung führten selten zu einem N_2O Emissionsanstieg. Nach Düngermittelapplikationen konnten vereinzelt leichte N_2O -Flussratenanstiege beobachtet werden. Aufgrund der eher trocknen Witterungsverhältnisse während der gesamten Vegetationszeit und die dadurch oftmals ausgetrockneten Ackerkrumen wurden bei fast allen Düngungsvarianten nach Starkniederschlagsereignissen leicht steigende Emissionen gemessen. Auch Ruser et al. (2017) berichteten ebenfalls aus vorherigen Lachgasuntersuchungen am Standort Merbitz, dass es durch die Wiedervernässung eines ausgetrockneten

Oberbodens aufgrund von Niederschlag zu erhöhten Flussraten gekommen war bzw. die N₂O-Freisetzung dadurch stimuliert wurde.

Auf Grundlage der ermittelten kumulierten Lachgasemissionen konnten für die einzelnen Düngungsvarianten und für jedes Versuchsjahr separate Emissionsfaktoren (EF) abgeleitet werden. Diese sind in der Tabelle 5-1 für den Standort Merbitz und in der Tabelle 5-2 für den Standort Cunnersdorf aufgeführt. In Merbitz bewegten sich die EF zwischen 0,01 und 0,18 %. Am Versuchsstandort Cunnersdorf schwankten die Emissionsfaktoren zwischen 0,23 und 0,05 %. Somit befinden sich die Emissionsfaktoren aller Düngungsvarianten und an beiden Standorten deutlich unter dem IPCC Standardwert von 1 %. Dabei wies die doppelt inhibierte Ammoniumsulfat-Harnstoff-Variante an beiden Versuchsstandorten und in allen drei Versuchsjahren die niedrigsten Emissionsfaktoren auf.

Tabelle 5-1: Kumulierte N₂O-Emissionen der Düngungsvarianten am Versuchsstandort Merbitz in den jährlichen Versuchskulturen für den Zeitraum Aussaat bis Ernte sowie die daraus abgeleiteten Emissionsfaktoren in Prozent des applizierten Stickstoffs (Silomais 120 kg N ha⁻¹, Winterweizen 145 kg N ha⁻¹, Wintergerste 144 kg N ha⁻¹) abzüglich der kumulierten N₂O-N Emissionen aus der Kontrollvariante.

Versuchsjahr	Kultur	Variante	Aussaat bis Ernte [Tage]	kum. N ₂ O-N Emission [kg ha ⁻¹]	Emissionsfaktor [%]
2021	Silomais	Kontrolle	146	0.03	-
		AS-HS	146	0.18	0.12
		AS-HS+UI	146	0.17	0.11
		AS-HS+UI+NI	146	0.09	0.05
2022	Winterweizen	Kontrolle	264	0.00	-
		AS-HS	264	0.01	0.01
		AS-HS+UI	264	0.16	0.11
		AS-HS+UI+NI	264	0.02	0.01
2023	Wintergerste	Kontrolle	280	-0.07	-
		AS-HS	280	0.15	0.17
		AS-HS+UI	280	0.17	0.18
		AS-HS+UI+NI	280	0.06	0.11

Tabelle 5-2: Kumulierte N₂O-Emissionen der Düngungsvarianten am Versuchsstandort Cunnersdorf in den jährlichen Versuchskulturen für den Zeitraum Aussaat bis Ernte sowie die daraus abgeleiteten Emissionsfaktoren in Prozent des applizierten Stickstoffs (Silomais 130 kg N ha⁻¹, Winterweizen 220 kg N ha⁻¹, Wintergerste 190 kg N ha⁻¹) abzüglich der kumulierten N₂O-N Emissionen aus der Kontrollvariante.

Versuchsjahr	Kultur	Variante	Aussaat bis Ernte [Tage]	kum. N ₂ O-N Emission [kg ha ⁻¹]	Emissionsfaktor [%]
2021	Silomais	Kontrolle	139	0.34	-
		AS-HS	139	0.64	0.23
		AS-HS+UI	139	0.61	0.20
		AS-HS+UI+NI	139	0.49	0.11
2022	Winterweizen	Kontrolle	279	0.00	-
		AS-HS	279	0.12	0.05
		AS-HS+UI	279	0.11	0.05
		AS-HS+UI+NI	279	0.09	0.04
2023	Wintergerste	Kontrolle	281	-0.09	-
		AS-HS	281	0.26	0.18
		AS-HS+UI	281	0.17	0.14
		AS-HS+UI+NI	281	0.10	0.10

Literatur

- **Fuss, R., Hueppi, R., Pedersen, A. R.**, Package „gasfluxes“. 2019. <https://cran.r-project.org/web/packages/gasfluxes/gasfluxes.pdf>
- **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.
- **Ruser, R., Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Rübiger, T., Suarez Quinones, T., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Kage H., Lewandowski, I., Prochnow A., Stichnothe H., Flessa H.**, 2017. Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation. Agriculture, Ecosystems and Environment 249: 57-69.

Teilvorhaben 6: Erfassung von N-Verlusten im Lysimeterversuch

1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

In Nossen sollten in Lysimeterversuchen Boden- und Sickerwasserproben von mit Inhibitoren behandelten Varianten (3 verschiedene Böden sächsischer Herkunft, 3 verschiedene Bodenbearbeitungsmethoden) gewonnen werden, um deren Wirkung zur Minderung der N-Austräge als auch in Bezug auf deren Ökotoxizität zu untersuchen. Außerdem wurden an den Lysimetern Messungen von Lachgas (N₂O) aller Böden durchgeführt. Erwartet wurde eine Minderung der Verluste an N₂O und Nitrat (NO₃⁻) durch die dem Dünger zugesetzten Inhibitoren. Durch ökotoxikologische und chemische Analysen des Sickerwassers und von Bodenproben sollten mögliche biologische Wirkungen der zugesetzten Inhibitoren bzw. deren Abbauprodukte abgeschätzt werden.

2. Bearbeitete Arbeitspakete

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Am Standort Nossen wurde entsprechend der bereits im ersten Zwischenbericht dokumentierten Abweichung die Fruchtfolge Wintergerste – Silomais – Winterweizen (WG-SM-WW) untersucht; ursprünglich war die Fruchtfolge Silomais – Winterweizen – Wintergerste geplant. Die drei Kulturen standen auf den Lysimetern des Versuchsstandorts nacheinander in jeweils einem der drei Versuchsjahre. Die 60 Lysimeter haben eine Grundfläche von 1 m² und sind mit drei unterschiedlichen Bodenarten bestückt (Diluvial- bzw. D-Boden = schwach lehmiger Sand, Löss- bzw. Lö-Boden = stark toniger Schluff, Verwitterungs- bzw. V-Boden = stark sandiger Lehm), auf denen jeweils drei Bodenbearbeitungsmethoden (Direktsaat bzw. ohne Bodenbearbeitung – Grubber – Pflug bzw. Spaten) angewandt wurden. Auf den Lysimeterflächen wurden jeweils folgende Düngevarianten untersucht:

- Ammoniumsulfat-Harnstoff (AS-HS)
- AS-HS mit Ureaseinhibitor (AS-HS+UI)
- AS-HS mit UI sowie Nitrifikationsinhibitor (AS-HS+UI+NI)

Bei dem Lysimeterversuch in Nossen entfiel die ungedüngte Kontrolle, da dort Lachgas und Nitrat, aber aufgrund der kleinteiligen Versuchsanordnung kein Ammoniak gemessen werden konnte. Das Düngeregime wurde einmalig vor Projektbeginn anhand des standortspezifischen N-Bedarfs für jede Kultur festgelegt. Außerdem wurden die Anwendungsempfehlungen für N-stabilisierte Dünger berücksichtigt. Das Düngesplitting erfolgte über alle Lysimeter gleich; für die Düngeterminierung wurden einheitlich wachstumsbezogene Zeitfenster (BBCH-Stadien) definiert.

Gedüngt wurden: Wintergerste 110 kg N/ha (bei AS-HS und AS-HS+UI zwei Gaben zu je 55 kg N/ha, erste Gabe zu Vegetationsbeginn; bei AS-HS+UI+NI eine Einzelgabe zwei Wochen vor Vegetationsbeginn), Silomais 120 kg N/ha (bei AS-HS und AS-HS+UI zwei Gaben zu 80 kg N/ha bis zwei Tage vor Aussaat und zu 40 kg N/ha bis BBCH 16; bei AS-HS+UI+NI eine Einzelgabe bis zwei Tage vor Aussaat), Winterweizen 150 kg N/ha (bei AS-HS und AS-HS+UI drei Gaben zu je 50 kg N/ha zu Vegetationsbeginn, zu BBCH 35 und zu BBCH 45; bei AS-HS+UI+NI zwei Gaben zu je 75 kg N/ha zwei Wochen vor Vegetationsbeginn und zu BBCH 35).

Für jedes der 60 Lysimeter wurde der Ertrag und der N-Entzug bestimmt sowie anhand von Bodenproben nach der Ernte der Boden-N_{min}. Regelmäßig erfasste die agrarmeteorologische Messstation am Standort die Lufttemperatur und den Niederschlag.

Eine Übersicht der Lysimeteranlage mit den 60 einzelnen Lysimeterfeldern gibt Abbildung 6-1. Dort sind auch die Lysimeter gekennzeichnet, die für die Lachgasmessungen sowie für die Boden- und Sickerwasserbeprobungen im Rahmen der ökotoxikologischen Untersuchungen ausgewählt worden waren (siehe Arbeitspakete 2 und 4).



Abbildung 6:1: Lysimeteranlage Nossen, bestehend aus 60 einzelnen Lysimetern (Nummerierung 1-60). Jeweils 20 Lysimeter sind mit einem Boden sächsischer Herkunft befüllt (links **D-Boden**, Mitte **Lö-Boden**, rechts **V-Boden**). Drei verschiedene Bodenbearbeitungsmethoden wurden eingesetzt (farbliche Füllung und Nummerierung 1-3: weiß bzw. 1 = ohne Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat, grün bzw. 2 = Grubber, rosa bzw. 3 = Pflug bzw. Spaten). Drei verschiedene Düngervarianten wurden untersucht (**a, f** und **g** = AS-HS, **b** und **e** = AS-HS+UI, **c** und **d** = AS-HS+UI+NI). Lachgasmessungen sowie Sickerwasserprobennahmen für die ökotoxikologischen und chemischen Analysen wurden auf den **rot umrandeten Lysimetern** durchgeführt. Für die Bodenproben für die ökotoxikologischen Analysen wurden von den rot umrandeten Lysimetern die mit den Düngervarianten AS-HS und AS-HS+UI+NI ausgewählt (Lysimeter 2, 10, 11, 16, 22, 30, 31, 26, 42, 50, 51, 56).

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Lachgas)

Die Lachgasfreisetzung wurde bei den drei gedüngten Versuchsvarianten auf allen drei Böden bei einer Bodenbearbeitungsmethode (Grubber) in 2-facher Wiederholung untersucht, um Rückschlüsse auf Effekte durch die N-Stabilisierung der Düngervarianten ziehen zu können. Somit ergaben sich für die drei untersuchten Düngervarianten und die drei Bodenarten bei zwei Wiederholungen 18 Lysimeter für die N₂O-Beprobung mittels Sammelhauben, welche wöchentlich durchgeführt wurde (insgesamt 119 Probenahmetermine von Juni 2021 bis Oktober 2023). Die Analyse der N₂O-Konzentrationen in den Gasproben und die Bereitstellung der Dateien zur Berechnung der N₂O-Flussraten (Excel-Template für die Driftkorrektur der GC-Rohwerte sowie das R-Script zum Berechnen der Lachgasflüsse in jeweils verschiedenen Versionen, die nacheinander erprobt wurden) erfolgte durch das ZALF.

Arbeitspaket 3: Auswaschungsverluste (Nitrat)

Die Lysimeterversuche dienten der Bestimmung der Sickerwassermenge, welche in 1 m Tiefe genommen und 3-mal jährlich bestimmt wurde. Anschließende N-Analysen im Sickerwasser gaben Auskunft über die Wirkung der Einfach- und Doppelinhibierung von AS-HS auf die N-Transformation und auf die erwartete verringerte Auswaschung im Vergleich zum nicht-inhibierten AS-HS.

Arbeitspaket 4: Ökotoxizität

Um etwaige toxikologische Effekte der Inhibitoren sowie deren Abbauprodukte auf das Ökosystem im Boden und Sickerwasser untersuchen zu können, wurden die Konzentrationen der Inhibitoren sowie von zweien ihrer Abbauprodukte in den Sickerwasserproben aller Düngervarianten von ausgewählten Lysimetern bestimmt (9 Sickerwasserproben je Entnahmeterrin aus jeweils 2 vereinigten Lysimetern, von denen auch die Lachgasflüsse bestimmt wurden). Zusätzlich wurden ökotoxikologische Tests der Sickerwasserproben (Algen und Daphnien) für die nicht-inhibierte und doppelt-inhibierte Variante sowie der Böden (Bakterienkontakt- und Nematodentest) vor der Düngung und nach der Ernte für die nicht- und doppelt-inhibierte Variante durchgeführt. Durch die Untersuchung der Wirkung auf im Ökosystem lebende Organismen und die Verknüpfung mit chemischen Untersuchungen wird eine ganzheitliche Betrachtung der biologischen Wirkung angestrebt.

Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung

Die im Rahmen der obigen Arbeitspakete generierten Daten wurden an TI-AT übermittelt. Dort erfolgte eine Zusammenführung der Daten in einer relationalen Datenbank, um die Implementierung von redundanzfreien, konsistenten Datenmodellen und eine mengenorientierte Datenverarbeitung zu ermöglichen. Darüber hinaus dienten die generierten Daten am TI-AT 1) der Berechnung der N-Bilanz und der N-Effizienz nach der gemeinsam im Projekt festgelegten Methodik sowie 2) der integrierten Bewertung der Varianten aus AP 1 auf Lebenszyklus-Basis mittels Ökoeffizienz-Analyse.

3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Arbeitspaket 1: Rohstoffpflanzenanbau

Die Analyseergebnisse (N und Trockensubstanz) wurden von der BfUL (Staatliche Betriebsgesellschaft für Umwelt und Landwirtschaft, Nossen) ermittelt und es konnte der Ertrag sowie der N-Entzug berechnet werden. Das Stroh wurde jeweils komplett auf alle Lysimeter rückgeführt. Im Rahmen des Projekts sollte geprüft werden, ob die inhibierten Düngervarianten im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger einen positiven Einfluss auf den Ertrag haben. Der Vergleich der Erträge der drei unterschiedlichen Feldfrüchte wurde durch das Umrechnen in Getreideeinheiten (GE) ermöglicht (Abbildung 6-2; Getreideeinheitenschlüssel aus J. Becker: Aggregation in landwirtschaftlichen Gesamtrechnungen über physische Maßstäbe, Gießen 1988). Die Wintergerste zeigt im Vergleich der drei Kulturen im Ertrag die stärkste Reaktion auf die verschiedenen Bodenbearbeitungsmethoden auf allen Böden. Signifikante Unterschiede (Varianzanalyse und Tukey-Test, $p < 0.05$) für die Düngervarianten lassen sich während der drei Versuchsjahre nur in einem einzigen Fall auf dem D-Boden für den Winterweizen bei Direktsaat finden (Abbildung 6-1); dort führte der Einsatz der doppelt-inhibierten Düngervariante im Vergleich zur nicht-inhibierten zu einem signifikant höheren Ertrag. In wenigen weiteren Fällen konnten signifikante Unterschiede für die Bodenbearbeitungsmethoden gefunden werden, so auf dem D- und Lö-Boden für die Wintergerste. Für den Silomais konnten weder für die Bodenbearbeitungsmethoden noch für die Düngervarianten signifikante Unterschiede festgestellt werden. So führen die inhibierten Düngervarianten im Mittel über alle Böden und Bodenbearbeitungsvarianten nicht zu einer signifikanten Änderung des Ertrags im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger. Allerdings ergibt sich durch den Einsatz der doppelt-inhibierten Variante eine Ersparnis an Zeit und Aufwand im Rahmen der Düngung, da im Gegensatz zum nicht- und einfach-inhibierten Dünger ein Düngetermin weniger anfällt (bei Wintergerste und Silomais jeweils eine Einzelgabe, bei Winterweizen zwei Gaben).

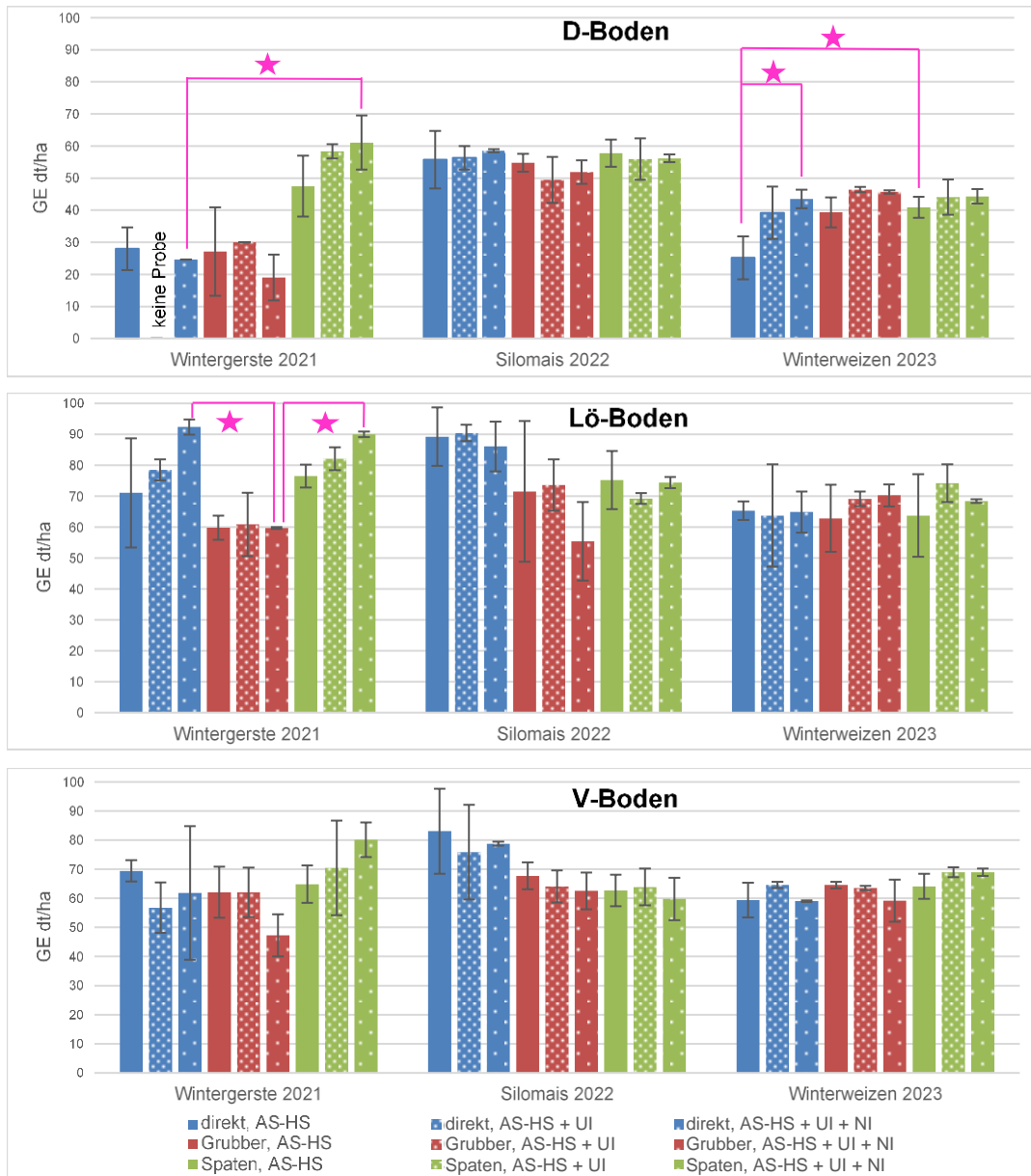


Abbildung 6-2: Ertrag in den 3 Versuchsjahren auf den 3 Böden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung (blau – ohne Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten bzw. Pflug) und von der Düngervariante (siehe Schraffur). Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten sind mit Sternchen gekennzeichnet (Varianzanalyse und Tukey-Test, $p < 0,05$). Fehlerindikator entspricht ± 1 Standardabweichung.

Bei der zwei-faktoriellen Auswertung, bei der die Einflüsse von Bodenbearbeitung und Düngervariante auf die Erträge getrennt betrachtet wurden (Abbildung 6-3), zeigten sich Unterschiede nur bei den verschiedenen Bodenbearbeitungen. Die inhibierten Düngervarianten führten im Mittel über alle Böden nicht zu einer signifikanten Änderung des Ertrags im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger.

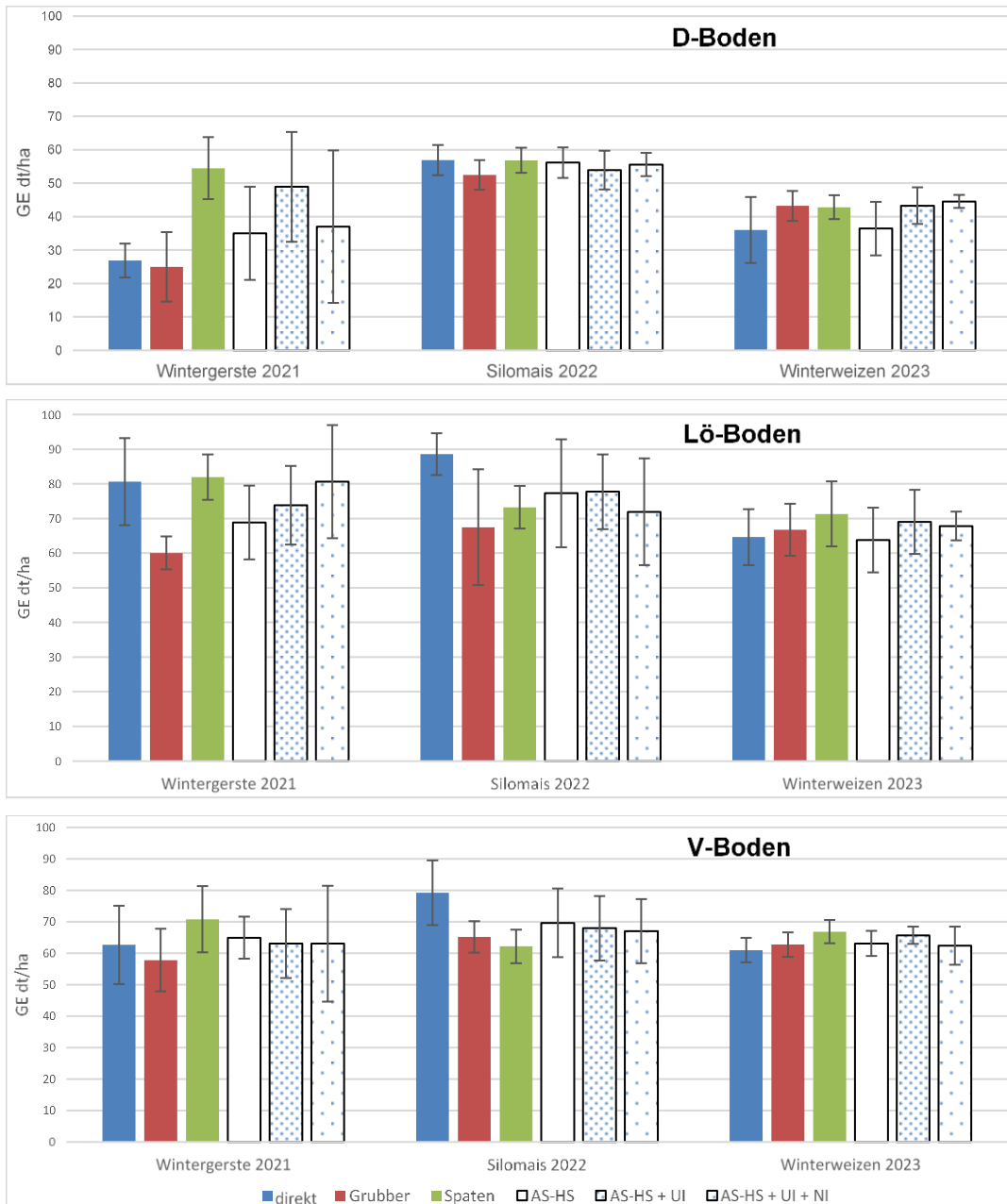


Abbildung 6-3: Zwei-faktorielle Auswertung des Ertrags auf den 3 Böden, getrennt nach den Bodenbearbeitungen (blau – ohne Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten bzw. Pflug) und Düngervarianten. Fehlerindikator entspricht ± 1 Standardabweichung.

Im Rahmen des Projekts sollte geprüft werden, ob die inhibierten Düngervarianten im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger zu einer vermehrten N-Aufnahme in die Pflanzen führen. Dafür wurde der N-Entzug berechnet, d.h. die N-Aufnahme der Kulturen pro Hektar (Abbildung 6-4). Ein einziger Fall einer signifikanten Zunahme des N-Entzugs durch den doppelt-inhibierten Dünger im Vergleich zum nicht-inhibierten lässt sich auf dem D-Boden für Winterweizen und Direktsaat feststellen; derselbe signifikante Zusammenhang hatte sich schon beim Ertrag gezeigt (Abbildung 6-2). Ansonsten lassen sich nur vereinzelte signifikante Zusammenhänge für die Bodenbearbeitung finden. Somit führen die inhibierten Düngervarianten im Mittel über alle Böden und Bodenbearbeitungsvarianten nicht zu einer signifikanten Änderung des N-Entzugs im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger.

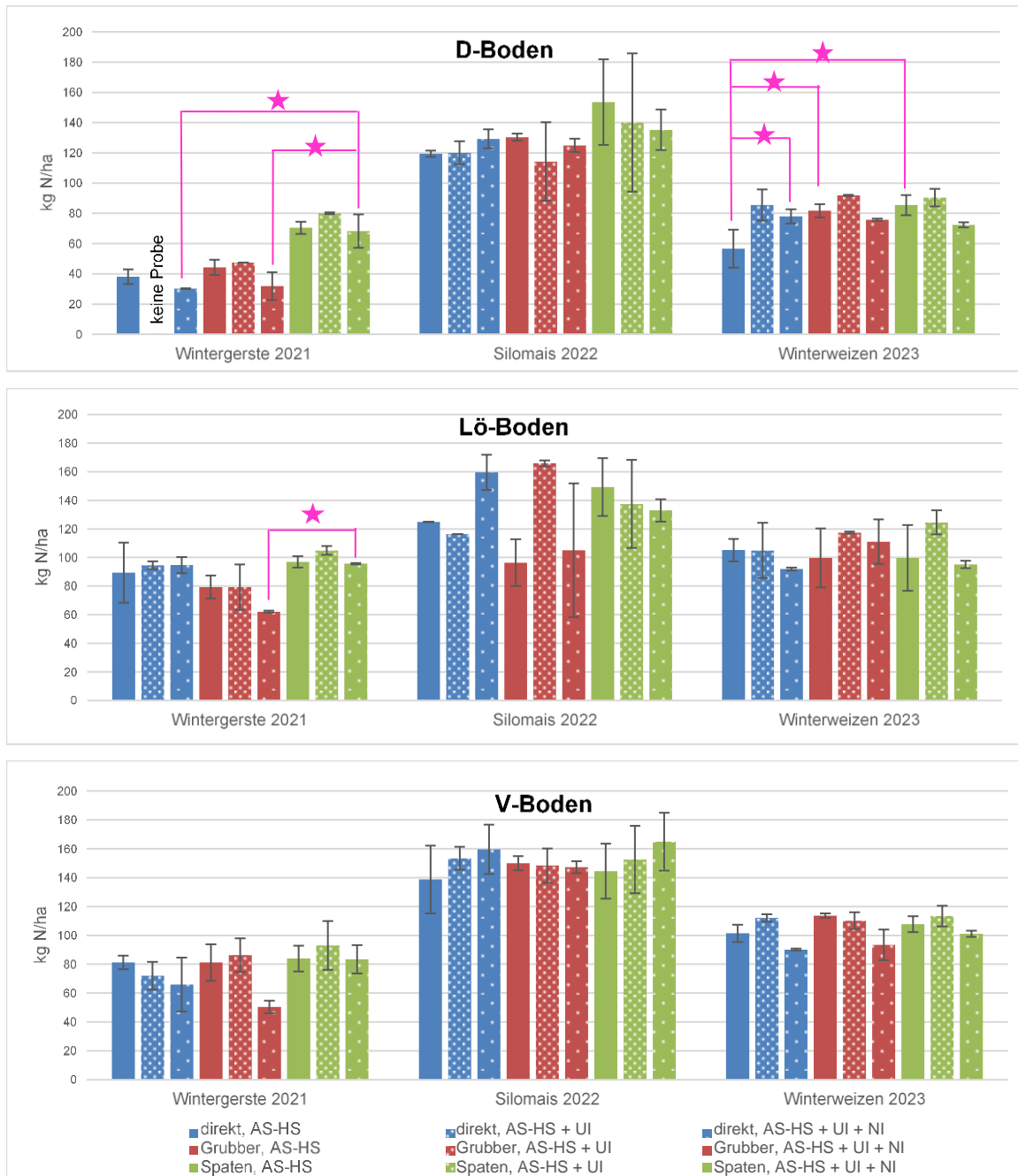


Abbildung 6-4: N-Entzug während der 3 Versuchsjahre auf den 3 Böden in Abhängigkeit von der Bodenbearbeitung (blau – ohne Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten bzw. Pflug) und von der Düngervariante (siehe Schraffur). Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten sind mit Sternchen gekennzeichnet (Varianzanalyse und Tukey-Test, $p < 0,05$). Fehlerindikator entspricht ± 1 Standardabweichung.

Bei der zwei-faktoriellen Auswertung, bei der die Einflüsse von Bodenbearbeitung und Düngervariante auf die N-Entzüge getrennt betrachtet wurden (Abbildung 6-5), zeigten die inhibierten Düngervarianten im Mittel über alle Böden ebenfalls keine signifikanten Änderungen des N-Entzugs im Vergleich zum nicht-inhibierten Dünger.

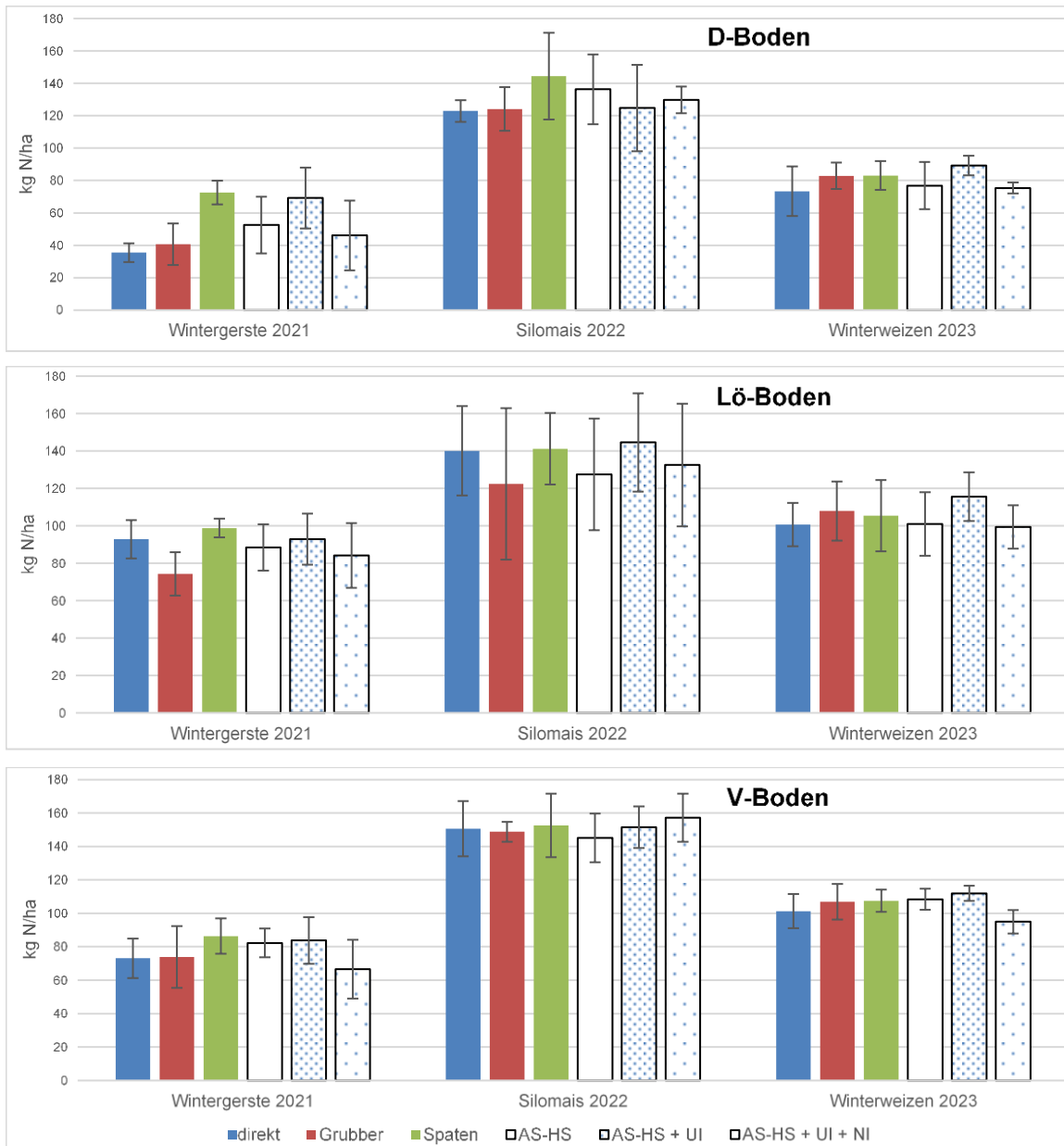


Abbildung 6-5: Zwei-faktorielle Auswertung des N-Entzugs auf den 3 Böden, getrennt nach den Bodenbearbeitungen (blau – ohne Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten bzw. Pflug) und Düngervarianten. Fehlerindikator entspricht ± 1 Standardabweichung.

Arbeitspaket 2: Gasförmige N-Verluste (Lachgas)

Die Dateien zur Berechnung der N_2O -Flussraten (Excel-Template für die Driftkorrektur der GC-Rohwerte, R-Script zum Berechnen der Lachgasflüsse) stellte das ZALF zur Verfügung. Excel-Template und R-Script wurden dabei in verschiedenen Versionen erprobt. Wie bereits oben erwähnt, erwies sich der Einsatz der Verlängerungen als teils problematisch für die Berechnung der Gasflussraten, weil damit das Verhältnis von Haubenvolumen zu -fläche stark vergrößert wurde. Somit resultierten aus geringen, in der GC-Messroutine üblichen Meßschwankungen von wenigen ppb N_2O in der Haubenatmosphäre vergleichsweise stark negative Flussraten. Diese ergaben sich i.d.R. wenn die Startkonzentrationen der Anreicherungen unrealistisch hoch waren. Deshalb wurden negative Flüsse $< -15 \mu g N_2O-N m^{-2} h^{-1}$ aus dem Datensatz eliminiert.

Die N_2O -Flussraten lagen auf einem insgesamt niedrigen Niveau, was vor allem auf die geringen Niederschläge und die damit verbundene gute Belüftung der Böden zurückzuführen sein dürfte (Abbildung 6-6). Aus diesem Grund hatte die Denitrifikation hier vermutlich nur einen geringen Anteil als N_2O -Quellprozess an der N_2O -Freisetzung. In der zeitlichen Dynamik zeigte sich ein für Ackerstandorte typisches N_2O -Emissionsmuster mit erhöhten N_2O -Flüssen nach N-Düngungs- und Bodenbearbeitungsmaßnahmen. Nach Düngung traten diese vor allem in Kombination mit Niederschlagsereignissen auf. Dies war besonders ausgeprägt beim Lößboden nach der zweiten N-Gabe Mitte Juni 2022 und einem darauffolgenden Starkregen von $17 l m^{-2}$ nach dreiwöchiger Trockenheit.

Hohe N₂O-Flussraten wurden überwiegend bei der nicht-inhibierten und der einfach-inhibierten Düngervariante beobachtet (Abbildungen 6-6) was vor allem beim D-Boden sehr ausgeprägt war.

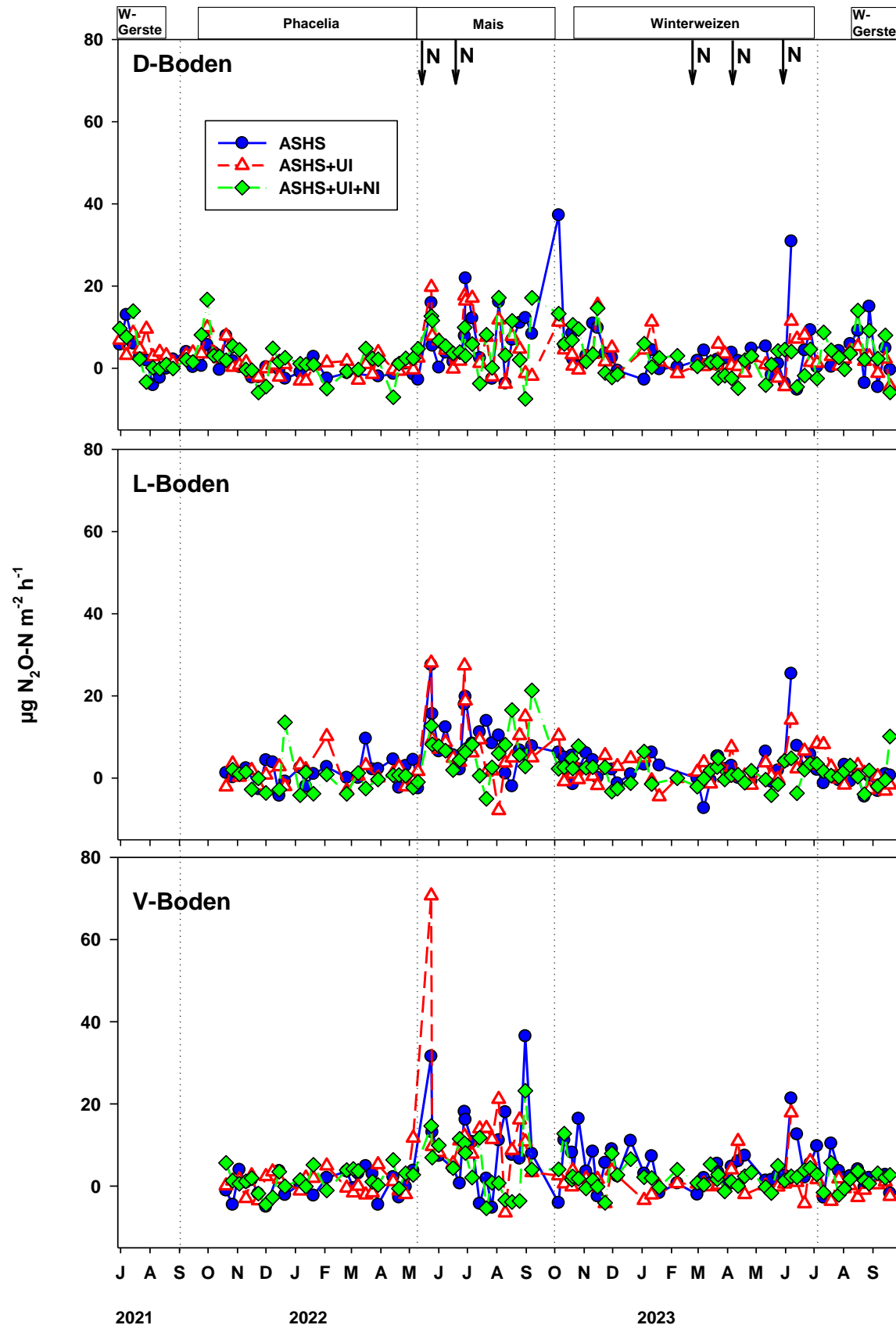


Abbildung 6-6: Mittlere N₂O-Flüsse während der 3 Versuchsjahre (30.6.2021-25.10.2023) in Abhängigkeit des Bodens und der der Düngervariante. Bodenbearbeitungsmaßnahmen sind durch die gestrichelten Linien, Düngungsmaßnahmen durch Pfeile gekennzeichnet.

Da die Lachgasemissionen über den gesamten Projektzeitraum nur einen geringen Einfluss der Inhibitoren erkennen lassen, müssten die Lachgasmessungen zeitlich ausgedehnt und Untersuchungen ergänzender

Parameter (z.B. N-Mineralisierung aus der Bodenmatrix) einbezogen werden, um weitere solcher möglichen Einzelereignisse in Zusammenhang mit Düngung und Bodenbearbeitung dokumentieren zu können.

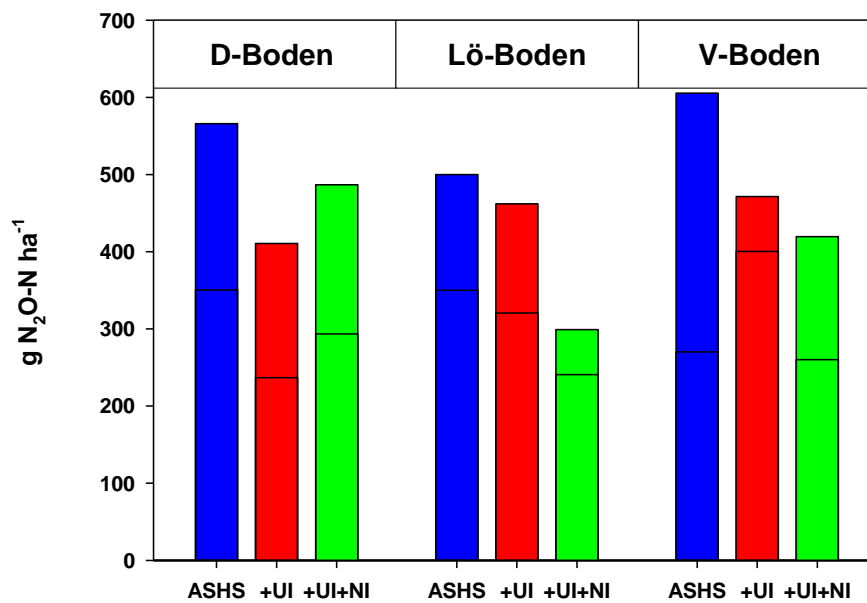


Abbildung 6-7: Kumulierte N₂O-Flüsse über den gesamten Versuchszeitraum (20.10.2021-20.09.2023) in Abhängigkeit von der Bodenart und der Düngervariante. Die unteren Teilbalken entsprechen der N₂O-Emission im Zeitraum 20.10.21 bis 19.09.22, die oberen Teilbalken entsprechen der Emission im Zeitraum 20.09.22 bis 20.09.23.

Die kumulative N₂O-Emission über den gesamten Zeitraum (20.10.21 bis 20.09.23) schwankte zwischen 299 (Löss ASHS+UI+NI) und 605 (V-Boden ASHS) g N₂O-N ha⁻¹ (Abbildung 6-7). Diese waren somit nur etwa halb so hoch wie die annualen N₂O-Emissionen am Standort Ihinger Hof. Dies bestätigte die Untersuchungen von Mathivanan et al. (2021), die für die unter den trockenen, kontinentalen Bedingungen Nordostdeutschlands (Standorte Cunnersdorf und Nossen) geringere Emissionsfaktoren ermittelten als beispielsweise für das niederschlagsreichere Südwestdeutschland (Standort Ihinger Hof).

Obwohl aufgrund der geringen Wiederholungsanzahl ($n = 2$) keine statistisch abgesicherte Aussage zum Einfluss der verschiedenen im Projekt eingesetzten Dünger möglich war, liessen sich doch Tendenzen erkennen. So waren die mittleren kumulativen N₂O-Emissionen der Variante ohne Hemmstoff (ASHS) bei jedem Boden am höchsten. Beim Löss- und V-Boden waren die Emissionen in der doppelt-gehemmten Variante am geringsten. Interessanterweise führte auch die Applikation des einfach inhibierten Düngers zu einer Minderung der mittleren N₂O-Emissionen bei allen drei Böden. Dies war nicht unbedingt zu erwarten, weil der Ureasehemmstoff keinen Effekt auf die N₂O-bildenden Prozesse in Böden hat. Ein Grund für die geringeren Emissionen der Variante ASHS+UI gegenüber ASHS könnte sein, dass ein Großteil der kumulativen N₂O-Freisetzung unmittelbar nach der Düngerausbringung auftrat. In dieser Phase waren die Gehalte an mineralischem N, der das Substrat für die N₂O-Bildung darstellt, aufgrund der Enzymhemmung und der damit verbundenen vorübergehenden Hemmung der Harnstoffhydrolyse bei ASHS+UI vermutlich geringer als bei der Variante ASHS ohne Hemmstoff.

Bei der Betrachtung der ertragsbezogenen Lachgasemissionen (Abbildung 6-8) fällt vor allem der Einfluss des Bodens auf. Mit Ausnahme des einfach inhibierten Düngers bei Silomais, emittierten der Löss- und der V-Boden weniger N_2O , was beim Winterweizen besonders deutlich war. Insgesamt erzeugte die Kultivierung des Winterweizens weniger Lachgas als der Anbau des Silomais, obwohl der Winterweizen mehr als doppelt so lange wie der Silomais auf dem Feld steht. Eine Abnahme der N_2O -Emissionen durch die inhibierten Düngervarianten war beim Silomais gegenüber ASHS nur tendenziell zu beobachten, bei Winterweizen erfolgte dagegen eine deutliche Reduktion. Für die Wintergerste konnte diese Art der Auswertung nicht erfolgen, da aufgrund des verspäteten Projektbeginns und der abgelehnten Projektverlängerung keine durchgängigen Lachgasbeprobungen während der Wintergerstenkultivierung erfolgen konnten.

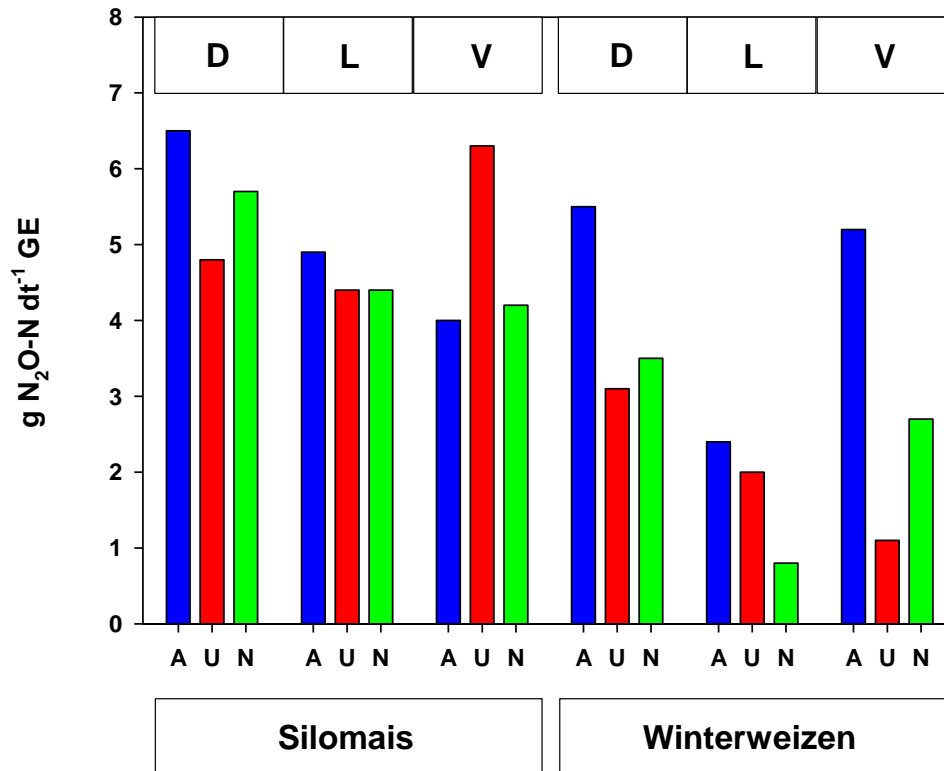


Abbildung 6-8: Ertragsbezogene Lachgasemissionen der Grubbervariante in Abhängigkeit von Boden und Düngervariante. A: ASHS; U: ASHS+U; N: ASHS+U+NI

Arbeitspaket 3: Auswaschungsverluste (Nitrat)

Die Sickerwasserentnahme erfolgte, mit Abweichungen von wenigen Tagen, jeweils am 30.03., 30.07. sowie 30.11. eines jeden Jahres. Beim Abpumpen wurde die Menge des Sickerwassers in 1 m Bodentiefe bestimmt (Abbildung 6-9). Im zweiten und dritten Versuchsjahr schlug sich die Sommertrockenheit in den niedrigen herbstlichen Sickerwassermengen nieder. Im Frühling waren durchweg die höchsten Sickerwassermengen zu verzeichnen. Signifikante Zusammenhänge (Varianzanalyse und Tukey-Test, $p < 0.05$) ergaben sich an drei Terminen bei den Bodenbearbeitungsvarianten Direktsaat (ohne Bodenbearbeitung) und Pflug (Spaten), d.h. die Spatenbearbeitung kann im Vergleich zur Direktsaat zu einer signifikant geringeren Bildung von Sickerwasser führen. Aufgrund von ungestörten Regenwurmgingen kann die Direktsaatbearbeitung im Vergleich zur Spatenbearbeitung mehr Wasser in die Tiefe schaffen.

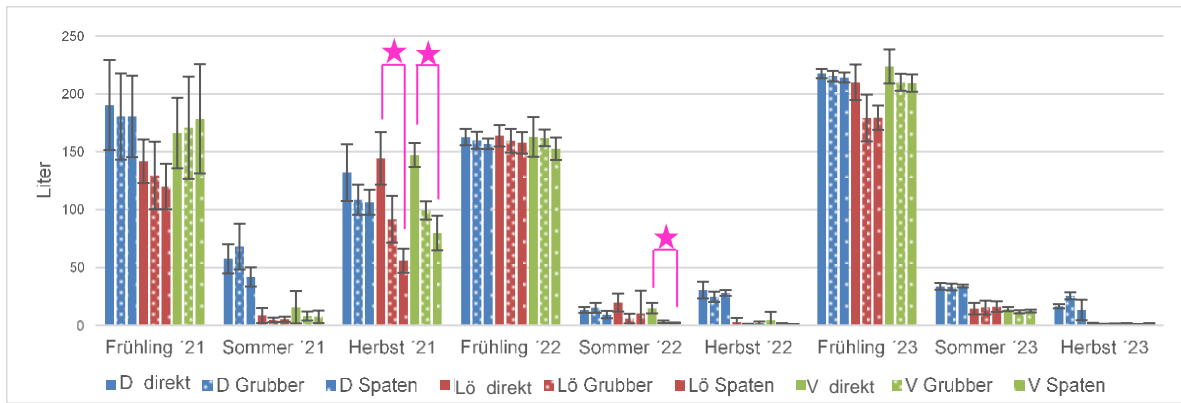


Abbildung 6-9: Sickerwassermengen während der Projektlaufzeit in Abhängigkeit vom Boden (siehe blau – D – Diluvial, rot – Lö – Löss, grün – V – Verwitterung) und von der Bodenbearbeitung (siehe Schraffur, ohne Bodenbearbeitung bzw. Direktsaat, Grubber, Spaten bzw. Pflug). Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten sind mit Sternchen gekennzeichnet (Varianzanalyse und Tukey-Test, $p < 0,05$). Fehlerindikator entspricht ± 1 Standardabweichung.

Bei Betrachtung der Gesamt-Sickerwassermengen über die Projektlaufzeit (Abbildung 6-10) wird dieser Unterschied zwischen Direktsaat und Spatenbearbeitung bei allen drei Bodenarten deutlich. Auf allen drei Böden führt die Direktsaat über einen längeren Zeitraum (hier drei Jahre) zu einer stärkeren Bildung von Sickerwasser als die Spatenbearbeitung, d.h. die Spatenbearbeitung kann im Vergleich zur Direktsaat mehr Wasser im Boden zurückhalten. Aufgrund der Bauweise der Lysimeter kann Regenwasser nicht oberirdisch abfließen. Im Vergleich zwischen den Bodenarten liefert der Diluvialboden mehr Sickerwasser als Löss- und Verwitterungsböden.

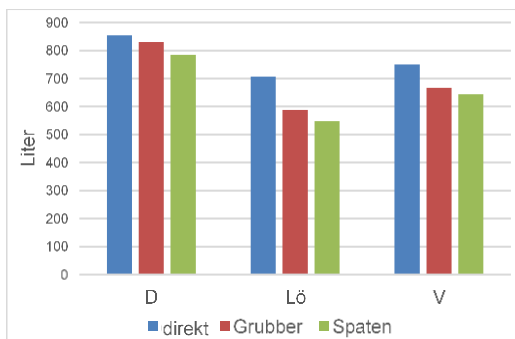


Abbildung 6-10: Gesamt-Sickerwassermengen während der Projektlaufzeit in Abhängigkeit vom Boden (D – Diluvial, rot – Lö – Löss, grün – V – Verwitterung) und von der Bodenbearbeitung (blau – ohne Bodenbearbeitung – Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten bzw. Pflug). Im gleichen Zeitraum fielen 1850 mm Niederschlag.

Zur Bestimmung der N-Auswaschung wurde im abgepumpten Sickerwasser der Gesamt-Nitrat-Stickstoff (NO_3^- -N) sowie der Gesamt-Ammonium-Stickstoff (NH_4^+ -N) bestimmt, die sich zum Gesamt-mineralischen-Stickstoff (N_{min}) addieren lassen, dem pflanzenverfügbaren mineralisierten Stickstoff (Abbildung 6-11, 6-12). Die N-Auswaschung fällt je nach Jahreszeit und Regenmenge unterschiedlich aus. Im Vergleich ist die N-Auswaschung aus dem Lö-Boden am geringsten. Signifikante Zusammenhänge ergaben sich in nur drei Fällen für die Bodenbearbeitungsmethoden. Im Projekt sollte allerdings die Frage beantwortet werden, ob die Düngervarianten zu einer unterschiedlichen N-Auswaschung führen bzw. welche Düngervariante zu einer möglichst geringen N-Auswaschung führt. Zu dieser Frage konnten keine signifikanten Zusammenhänge gefunden werden, d.h. der Zusatz der Inhibitoren führt nicht zu einer geringeren N-Auswaschung oder die Nitrat-Auswaschung wurde weniger durch direkte N-Düngungsmaßnahmen als durch die Bewirtschaftung der Lysimeter seit ihrer Inbetriebnahme bestimmt.

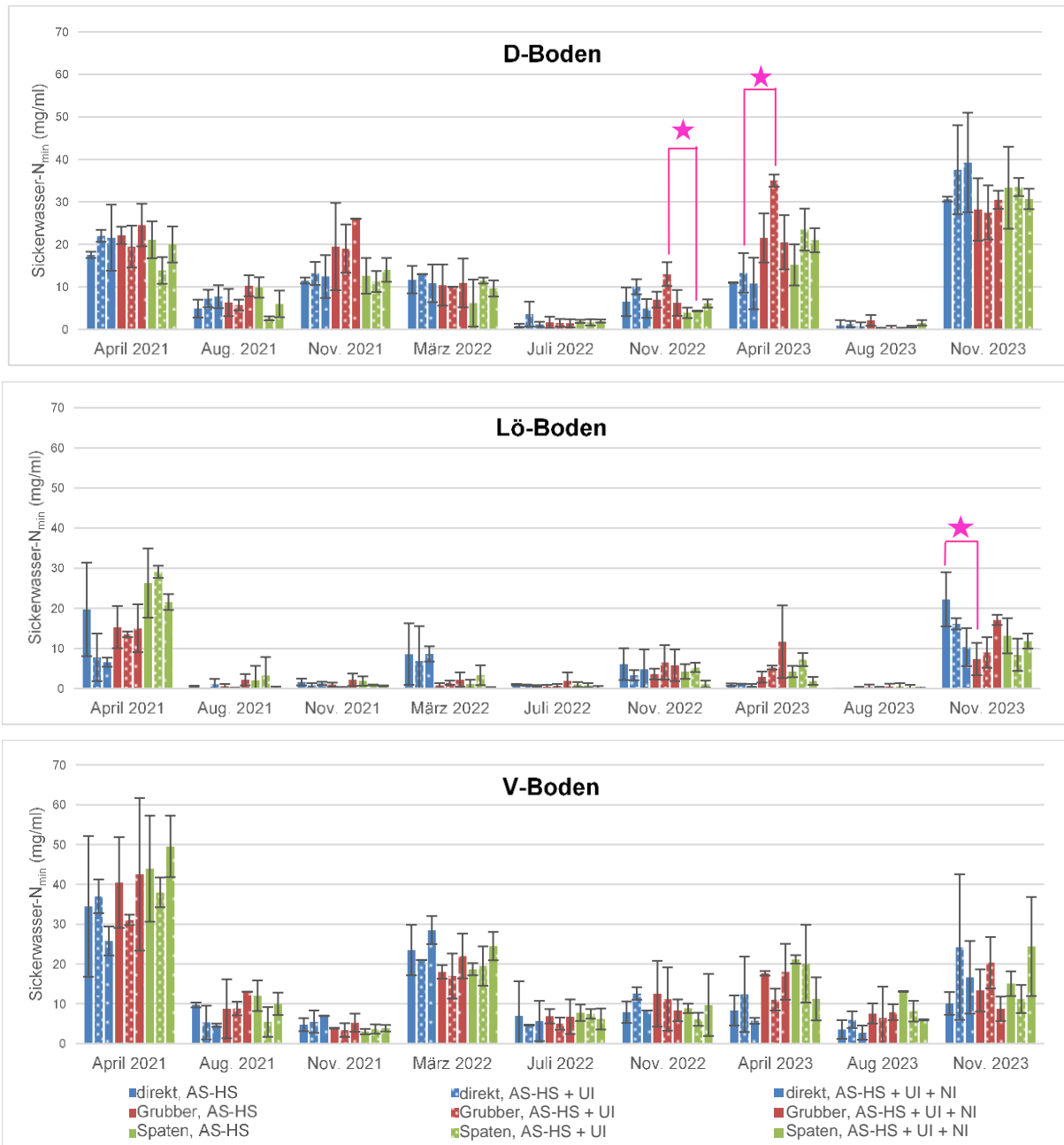


Abbildung 6-11: N_{min} im Sickerwasser der 3 Böden unter 3 Bodenbearbeitungsvarianten (blau – ohne Bodenbearbeitung – Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten – Pflug) sowie den 3 Düngerkombinationen (siehe Schraffur). Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten sind mit Sternchen gekennzeichnet (Varianzanalyse und Tukey-Test, $p < 0,05$). Fehlerindikator entspricht ± 1 Standardabweichung.

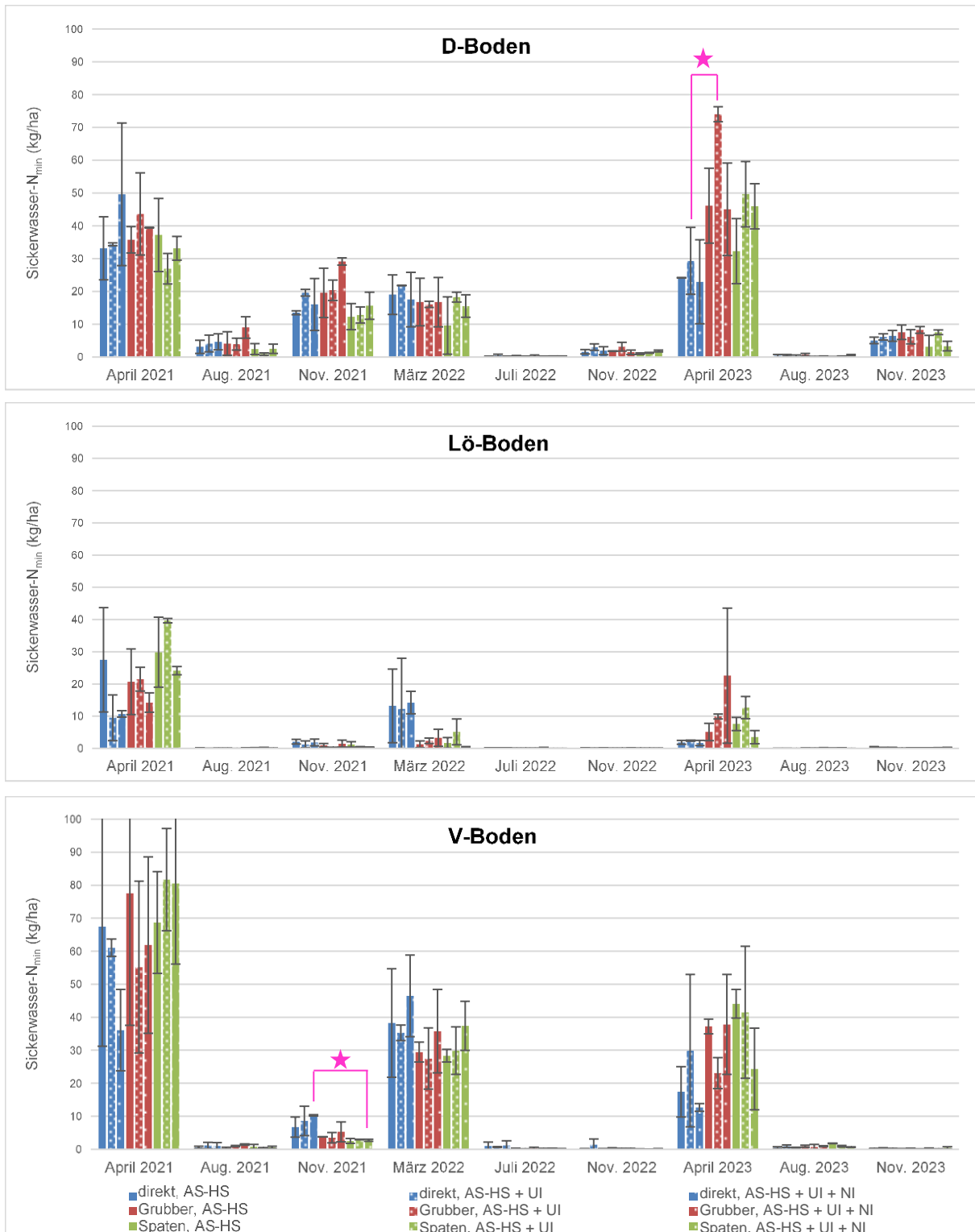


Abbildung 6-12: N_{\min} im Sickerwasser der 3 Böden unter 3 Bodenbearbeitungsvarianten (blau – ohne Bodenbearbeitung – Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten – Pflug) sowie den 3 Düngerkombinationen (siehe Schraffur). Signifikante Unterschiede zwischen den Varianten sind mit Sternchen gekennzeichnet (Varianzanalyse und Tukey-Test, $p < 0,05$). Fehlerindikator entspricht ± 1 Standardabweichung.

N_{\min} -Gehalte für Nachernte-Bodenproben liegen für das erste (Wintergerste) und das letzte Versuchsjahr (Winterweizen) vor (Abbildung 6-13). Für die Analysen wurden Bodenproben von den jeweils zwei oder drei gleichartig behandelten Lysimetern vereinigt. Im Rahmen des Projekts sollte die Frage beantwortet werden, ob die verschiedenen Düngerkombinationen zu Unterschieden im Boden- N_{\min} führen bzw. ob die Inhibitoren einen vergleichsweise geringen N_{\min} -Gehalt im Boden herbeiführen können. Diese Frage lässt sich mit den vorliegenden Daten nicht eindeutig beantworten. In den meisten Fällen sind keine deutlichen Unterschiede im N_{\min} -Gehalt erkennbar. Bei der Direktsaat lässt sich im Vergleich der beiden Erntejahre auf dem D- und dem Löss-Boden eine entgegengesetzte Tendenz beobachten.

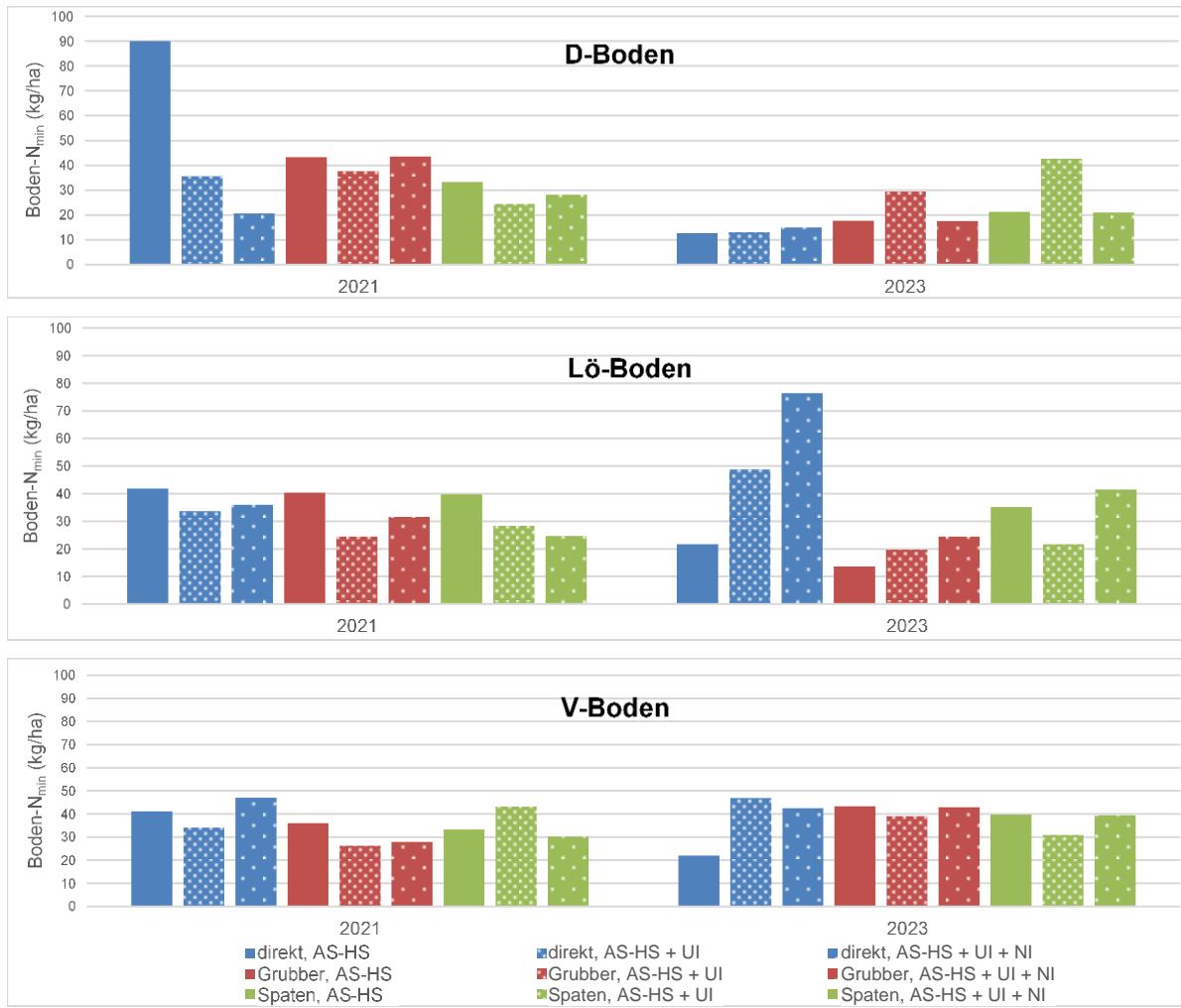


Abbildung 6-13: N_{min} in den 3 Böden (0 – 30 cm) unter 3 Bodenbearbeitungsvarianten (blau – ohne Bodenbearbeitung – Direktsaat, rot – Grubber, grün – Spaten – Pflug) sowie den 3 Düngerkombinationen (siehe Schraffur).

Arbeitspaket 4: Ökotoxizität

Das Institut Fresenius führte an 69 Sickerwasserproben aller Düngervarianten chemische Analysen mittels Chromatographie und Massenspektrometrie (LC-MS/MS) durch, um das Vorkommen der beiden Inhibitoren MPA (Nitrifikationsinhibitor) und 2-NPT (Urease-Inhibitor) zu prüfen (Abbildung 6-1, Tabelle 6-1).

An 45 dieser Proben (Entnahme ab Juli 2022) wurde außerdem das Vorhandensein zweier Abbauprodukte der beiden Inhibitoren untersucht (3-Methylpyrazol und 2-Nitroanilin). Die beiden Inhibitoren konnten in keiner der Proben gefunden werden; die Konzentrationen beider Inhibitoren lagen für die Entnahme in 1 m Bodentiefe unter der Nachweisgrenze (LOD 0,15 µg/l). In zwei der untersuchten Proben wurde das Abbauprodukt 2-Nitroanilin nachgewiesen: in der Probe vom November 2023 (V-Boden, Dünger AS-HS) und in einer weiteren Probe von November 2023 (V-Boden, Dünger AS-HS+UI); die Konzentrationen des Abbauprodukts lagen in beiden Fällen unter der Quantifizierungsgrenze (LOQ 0,5 µg/l).

Die drei Berichte des Institut Fresenius zu den drei Versuchsjahren sind diesem Abschlussbericht angefügt.

Tabelle 6-1: Übersicht der 69 Sickerwasserproben für die chemische Analyse. Unterteilt sind die Proben nach Entnahmezeitpunkt, Bodenart (D, Lö, V), Düngervariante (AS-HS, +UI, +UI+NI) sowie beprobter Lysimeter (Mischproben)

	D AS-HS 2+16	D +UI 7+15	D +UI+NI 10+11	Lö AS-HS 22+36	Lö +UI 27+35	Lö +UI+NI 30+31	V AS-HS 42+56	V +UI 47+55	V +UI+NI 50+51
05/2021		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD
08/2021	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD
11/2021	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD
03/2022	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD	<LOD		<LOD
07/2022	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
11/2022	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
04/2023	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
08/2023	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD
11/2023	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	<LOD	>LOD	>LOD	<LOD

Die Firma Ecosa zusammen mit der HAW Hamburg führte an 54 Sickerwasserproben sowie 33 Bodenproben der nicht- und der doppelt-inhibierten Düngervarianten ökotoxikologische Analysen mit Modellorganismen des Sickerwassers (Tabelle 6-2) und des Bodens durch (Tabelle 6-3).

Die Toxizitätstests wiesen im Sickerwasser (Wasserfloh-Mobilitätstest und Algenwachstumshemmtest) sowie im Boden (Bakterien- und Nematodenkontakttest) keine signifikanten toxischen Effekte für die doppelt-inhibierte Düngervariante auf, d.h. es wurde keine Ökotoxizität der doppeltinhibierten Variante gegenüber der N-Düngung ohne Inhibitor mit den angewendeten Tests für die unterschiedlichen Böden bzw. im Sickerwasser gesichert nachgewiesen. Es waren jedoch Unterschiede in der Gattungszusammensetzung (V-Boden), in der taxonomischen Diversität (D-Boden) sowie in der Zusammensetzung von funktionellen Gruppen (D- und Lö-Boden) zu beobachten. Die Veränderung der Nematodengemeinschaft über die gesamte Projektlaufzeit scheint daraufhin zu weisen, dass negative Effekte auf Nematoden bei der Langzeit-Anwendung der Inhibitoren auftreten können. Die ökotoxikologische Relevanz dieser Effekte konnte aufgrund der geringen Zahl von Bodenproben, die dem Lysimeter entnommen werden konnten, und der relativ kurzen Projektlaufzeit nicht eindeutig bewertet werden, daher sollte bei der Verwendung von Urease- und/oder Nitrifikationsinhibitoren die Zusammensetzung der Nematodengemeinschaften in Feldversuchen über mehrere Fruchtfolgen hinweg statistisch robust auswertbar untersucht werden.

Tabelle 6-2: Übersicht der 54 Sickerwasserproben für die ökotoxikologischen Analysen. Unterteilt sind die Proben nach Entnahmezeitpunkt, Bodenart (D, Lö, V), Düngervariante (AS-HS, +UI, +UI+NI) sowie beprobter Lysimeter (Mischproben)

	D AS-HS 2+16	D +UI 7+15	D +UI+NI 10+11	Lö AS-HS 22+36	Lö +UI 27+35	Lö +UI+NI 30+31	V AS-HS 42+56	V +UI 47+55	V +UI+NI 50+51
05/2021		x	x		x	x		x	x
08/2021	x		x	x		x	x		x
11/2021	x		x	x		x	x		x
03/2022	x		x	x		x	x		x
07/2022	x		x	x		x	x		x
11/2022	x		x	x		x	x		x
04/2023	x		x	x		x	x		x
08/2023	x		x	x		x	x		x
11/2023	x		x	x		x	x		x

Tabelle 6-3: Übersicht von 30 Bodenproben für die ökotoxikologischen Analysen. Unterteilt sind die Proben nach Entnahmezeitpunkt (vor der Düngung und nach der Ernte), Bodenart (D, Lö, V), Düngervariante (AS-HS, +UI, +UI+NI) sowie beprobter Lysimeter (Mischproben). 3 Bodenproben von Mai 2021 (AS-HS+UI+NI von jedem Boden) lassen sich keinem Lysimeter mehr zuordnen.

	D	D	D	Lö	Lö	Lö	V	V	V
	AS-HS	+UI	+UI+NI	AS-HS	+UI	+UI+NI	AS-HS	+UI	+UI+NI
	2+16	7+15	10+11	22+36	27+35	30+31	42+56	47+55	50+51
10/2021	x		x	x		x	x		x
04/2022	x		x	x		x	x		x
10/2022	x		x	x		x	x		x
03/2023	x		x	x		x	x		x
08/2023	x		x	x		x	x		x

Die drei Berichte der Firma Ecosa zu den drei Versuchsjahren sind diesem Abschlussbericht angefügt.

Teilvorhaben 7: Berechnung des Verhaltens inhibierten Ammoniumsulfat-Harnstoffs (AS-HS) und seiner Abbauprodukte im Boden mit Simulationsmodellen

1. Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens

Die Modellrechnungen erfolgen jeweils im letzten Quartal auf Basis der Wetter- und Bodendaten des gleichen Versuchsjahres. In jedem Versuchsjahr werden die Wetterdaten (Temperatur, Niederschlags, Verdunstung) in täglicher Auflösung in das spezifische Format von PELMO übertragen, ebenso die horizontspezifischen Daten des jeweiligen Bodenprofils. Substanzdaten werden zusammengetragen. Ziel ist die Überprüfung von ökotoxisch relevanten Substanzkonzentrationen im Sickerwasser.

2. Bearbeitete Arbeitspakete

Arbeitspaket 4: Ökotoxizität

In Ergänzung zu den chemischen Analysen und Sickerwasseruntersuchungen (siehe Teilvorhaben 6) wurde ein weiteres Instrument genutzt, mit dessen Hilfe Risiken der Anwendung von Inhibitoren abgeschätzt werden können. Letztendlich darf die Verwendung von Inhibitoren nicht zu höheren Risiken für die Ökosysteme führen. Dazu wurde der Verbleib der Urease- und Nitrifikationsinhibitoren auf Basis ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften modelliert. Für die Modellierungen wurde das numerische (mathematische) Modell PELMO (Pesticide Leaching Model) verwendet (Klein, 1995). Dieses Modell kann die Transformation der Stoffe im Boden tiefenabhängig, feuchteabhängig und temperaturabhängig berechnen. Die Stärke der Sorption wird dabei mit Hilfe der Freundlich-Isotherme (also konzentrationsabhängig) berechnet. Da die Modelle tägliche Wetterdaten benötigen, kann das aktuelle Verhalten der Stoffe ereignisorientiert berechnet werden und – falls ausreichende Sickerwasservolumen vorliegen – mit chemischen Analysen gestützt werden.

Das Ziel des Teilvorhabens war folglich die Simulation der Hemmstoffe

- Ureaseinhibitors N-(2-Nitrophenyl)phosphoric Triamide (2-NPT) und
- Nitrifikationsinhibitors N-[(3(5)-Methyl-1H-Pyrazol-1-yl)methyl]-Acetamide (MPA).

Es wurden Szenarien anhand der Versuchsstandorte des Projekts (Cunnersdorf, Dedelow, Ihinger Hof, Merbitz, Nossen) erzeugt und simuliert. Die entscheidende Ausgabe von PELMO ist die Sickerwasserkonzentration des Wirkstoffes in einem Meter Tiefe. Dies ist die relevante Tiefe für die Beurteilung von Gefährdungen des Grundwassers mit einem Grenzwert von 0,1 µg/L Konzentration (FOCUS 2000, FOCUS 2009).

Arbeitspaket 5: Datenmanagement und Bewertung

Die im Rahmen der obigen Arbeitspakete generierten Daten wurden an TI-AT übermittelt. Dort erfolgte eine Zusammenführung der Daten in einer relationellen Datenbank, um die Implementierung von redundanzfreien, konsistenten Datenmodellen und eine mengenorientierte Datenverarbeitung zu ermöglichen.

3. Wesentliche Ergebnisse des Teilvorhabens

Im folgenden Teilabschnitt werden die Simulationen für die Versuchsstandorte beschrieben und die Ergebnisse diskutiert. Aufgrund der Nullergebnisse wurden dabei einzelne Szenarioparameter variiert, um Grenzwerte zu identifizieren, für die sich relevante Sickerwasserkonzentrationen in einem Meter Tiefe ergeben. Fortan wird mit einer „relevanten“ Konzentration immer ein Wert größer 0,1 µg/L in einem Meter Tiefe bezeichnet. Schließlich wurden auch die betrachteten Szenarien um weitere Gebiete in Deutschland erweitert sowie der Simulationszeitraum verlängert.

Simulation der Inhibitoren an den Versuchsstandorten

Für die Simulation mit PELMO sind verschiedene Informationen notwendig über

- die Substanz: Physico-chemische Eigenschaften, insbesondere Sorptionskonstante KOC und Halbwertszeit im Boden $DT_{50_{soil}}$; Applikationsdatum, -art und -menge,
- die Fruchtfolge: Zeitpunkte der Emergenz, Reife, Ernte, Seneszenz der Pflanze; Eigenschaften der Blätter und Wurzeln,
- den Boden: Bodenparameter je Bodenschicht, insbesondere Bodentextur (Anteile von Sand, Schluff, Ton) und Gehalt an organischem Kohlenstoff, pH-Wert und Trockenrohdichte,
- das Klima: tägliche Werte für Niederschlagseintrag, Evapotranspiration, Temperatur und Luftfeuchtigkeit.

Die Daten zur Substanzapplikation, zur Fruchtfolge, zum Boden und zum Klima wurden vom Projektpartner TI-AT zur Verfügung gestellt. Die Substanzeigenschaften wurden von SKWP mitgeteilt.

Für die konkrete Simulation, beispielhaft am Versuchsstandort Cunnersdorf, wurden folgende Informationen verwendet:

- KOC = 100 mL/g (14,8 mL/g) $DT_{50,soil} = 8,6$ d (2,31 d); 26.04.21 mit 97,5 g/ha (130 g/ha) sowie 28.02.22 und 16.05.22 mit jeweils 82,5 g/ha (110 g/ha) sowie 16.02.23 mit 143 g/ha (190 g/ha) des Inhibitors 2-NPT (MPA).
- Fruchtfolge ist Silomais (2021), Winterweizen (2022) und Wintergerste (2023). Kulturparameter werden aus den Definitionen von FOCUS (FOCUS 2000) genommen.
- Der Boden ist in sieben Schichten aufgeteilt mit Anteilen von Sand im Bereich [38,8; 68,4] %, von Schluff im Bereich [16,2; 49,8] % und von Ton im Bereich [9,2; 23,8] %. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff ist mit etwa 1% in den oberen 30 cm angegeben. Darunter mit etwa 0,1%.
- Der Simulationszeitraum wird begrenzt vom 01.01.2021 und vom 31.10.2023.

Hier ist nur ein Auszug der benötigten Informationen dargestellt. Vollständig und detaillierter sind sie in der Win-N-Projektdatei hinterlegt (siehe Teilvorhaben 1, AP 5). Die Daten mussten dabei in ein Format überführt werden, das für PELMO lesbar ist. Für die genutzte PELMO Version 5.0 sind das .txt-Dateien, die mit selbst implementierten Python-Skripten aus .xlsx- bzw. anderen .txt-Dateien erstellt wurden.

Für den Simulationszeitraum ergeben sich für alle Standorte keine relevanten Sickerwasserkonzentrationen. Mehr noch, sind die Konzentrationen numerisch so minimal, dass sie von PELMO als Null-Ergebnis berechnet wurden, sie also unter der minimalen darstellbaren Größenordnung liegen.

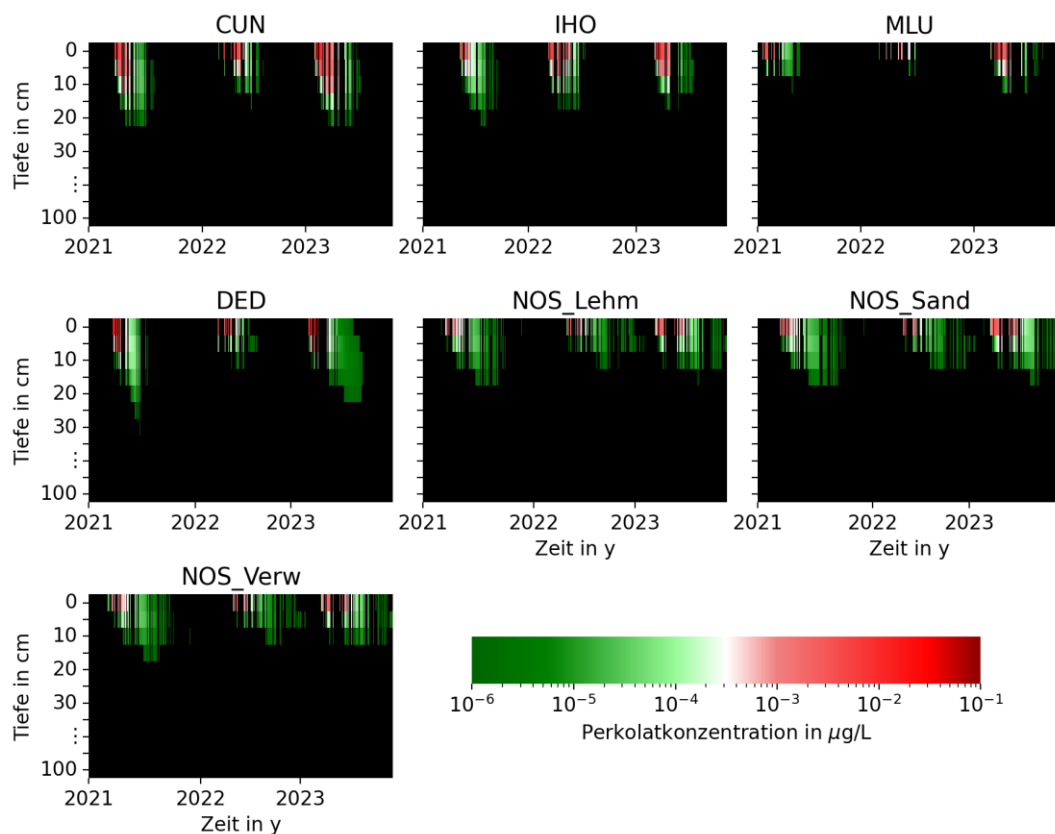


Abbildung 7-1: Perkolatkonzentration in $\mu\text{g/L}$ von 2-NPT an den Versuchsstandorten (CUN=Cunnersdorf, NOS=Nossen mit Lehm-, Sand und Verwitterungsboden, IHO=Hohenheim, MLU=Merbitz, DED=Dedelow). Für die Bodenschichten ist die Perkolatkonzentration für den Simulationszeitraum dargestellt. Die Schichten zwischen 40 und 90 cm werden zur Übersichtlichkeit nicht dargestellt.

Mit diesem Hintergrund wurden weitere Bodenschichten untersucht und die Verlagerung der Inhibitoren zeit- und tiefenaufgelöst betrachtet. In Abbildung 7-1 lassen sich die Applikationszeitpunkte an den hohen Gehalten (rot) in der obersten Schicht erkennen. Bei den Lysimeter-Experimenten in Nossen ist die Fruchtfolge verschoben, wobei die erste Kultur die Wintergerste ist (siehe Teilvorhaben 6). Somit sind in den ersten beiden Simulationsjahren jeweils nur eine Applikation zu sehen. Die Niederschläge transportieren die Substanz in tiefere Schichten. Durch die hohe Sorptionskonstante mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff in den oberen Schichten, erreicht 2-NPT keine Tiefen unterhalb von 30 cm. Der Abbau in den Schichten (Farbwechsel von rot zu grün) wird durch den biologischen Abbau im Boden bestimmt. Die Abnahme um eine Größenordnung benötigt eine Dauer von etwa drei Halbwertszeiten. Allerdings wird die Abbaurate exponentiell von der Temperatur beeinflusst. Die vergleichsweise hohen Temperaturen und die geringen Niederschläge im

Simulationszeitraum führen entsprechend zu einem beschleunigten Abbau sowie einer langsameren Verlagerung.

Analog dazu sind die Bodengehälter für MPA an den Versuchsstandorten in Abbildung 7-2 dargestellt. Im Vergleich zu 2-NPT wird hier sehr gut deutlich, wie die Sorption und der Abbau die Tiefenverlagerung beeinflussen. Weiterhin ist die Applikationsmenge auch etwa 30% höher. Auch hier wurden Schichten unterhalb von 80 cm nicht erreicht. An den Standorten Cunnersdorf und Merbitz sind Unterschiede in der Verlagerung im Jahresvergleich gut zu erkennen. In Cunnersdorf dringt die Substanz im Jahr 2021 in tiefere Schichten als in 2022.

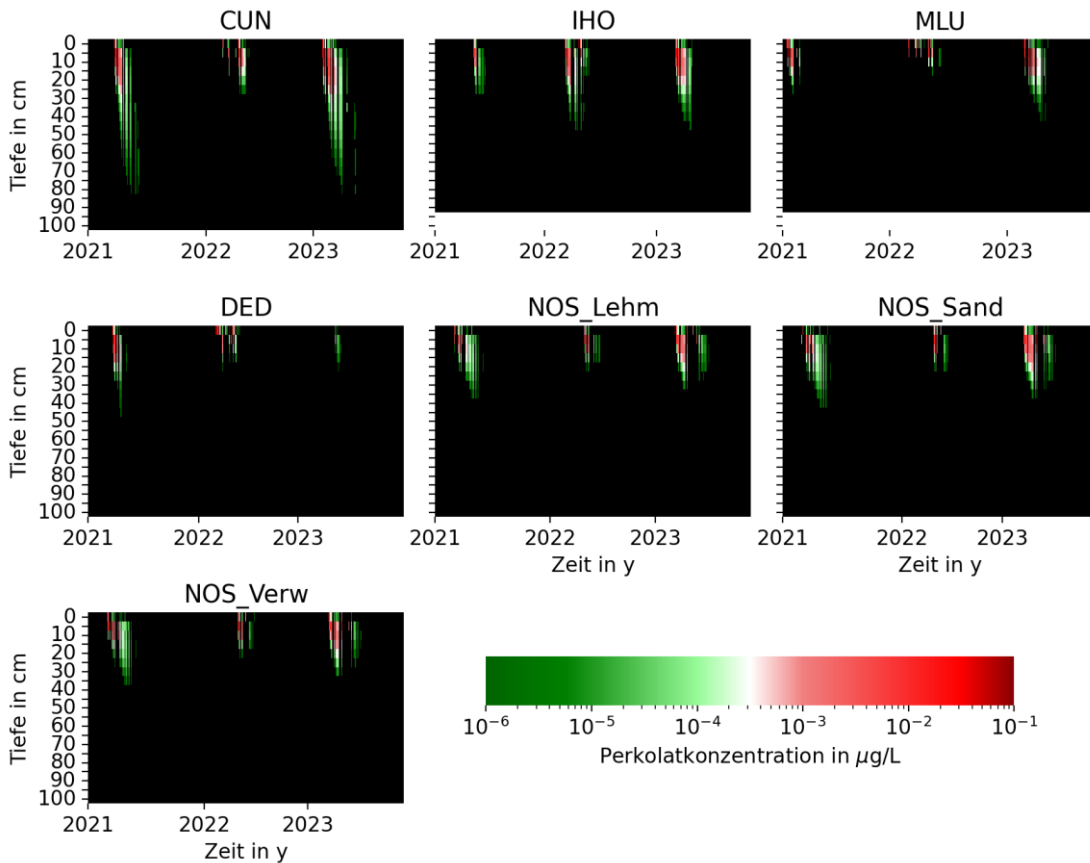


Abbildung 7-2: Perkolatkonzentration in $\mu\text{g/L}$ von MPA an den Versuchsstandorten (CUN=Cunnersdorf, NOS=Nossen mit Lehm-, Sand und Verwitterungsboden, IHO=Hohenheim, MLU=Merbitz, DED=Dedelow). Für die Bodenschichten ist der Bodengehalt für den Simulationszeitraum dargestellt.

Für die Hemmstoffe 2-NPT und MPA ergeben sich in diesen Applikationsszenarien also keine relevanten Verlagerungen unterhalb von 20 cm. Dies deckt sich mit den Nullergebnissen der Lysimeterstudien vom Versuchsstandort Nossen (siehe Teilvorhaben 6). Um eine Prüfung der Modelltauglichkeit durchzuführen, wurden außerdem in Kooperation mit TI-AT die gemessenen Sickerwassermengen mit den Simulationsergebnissen verglichen. Die Ergebnisse des Modellvergleichs sind im Teilvorhaben 1 AP 5 detaillierter beschrieben.

Ermittlung von Szenariogrenzwerten durch inverse Modellierung

Mit den oben beschriebenen Null-Ergebnissen der Applikationssimulationen stellt sich die Frage, in wie weit die Szenarioparameter variieren können, um relevante Konzentrationen hervorzurufen. Entscheidende Parameter, die hier extremalisiert werden sollen sind:

- die Applikationsmenge der Substanzen (Inhibitoren; maximiert),
- der organische Kohlenstoffgehalt im Boden (minimiert),
- die globale Niederschlagsmenge (maximiert).

Mit einem Freundlich Exponenten von $0,9 < 1,0$ wird die Sorption nicht-linear und ist so abhängig von der Applikationsmenge, sodass es auch keinen streng linearen Zusammenhang zwischen Applikationsmenge und Sickerwasserkonzentration mehr gibt. Die Sorption wird unter anderem durch das Produkt der Sorptionskonstante und dem organischen Kohlenstoffgehalt berechnet, sodass eine Minimierung des letzteren zu mehr Verlagerung führt. Mit globaler Niederschlagsmenge ist eine universelle Variation des Niederschlags für jeden Tag zu verstehen.

Alle drei Parameter wurden jeweils individuell mit einem Faktor multipliziert. Eine Reduktion des organischen Kohlenstoffgehalts sogar auf Null führte allerdings nicht zu relevanten Konzentrationen – die Halbwertszeiten und die Niederschläge waren zu gering.

Es zeigten sich relevante Konzentrationen mit Multiplikatoren von

- >10 für die Applikationsmenge,
- 2,3 für die globale Niederschlagsmenge.

Beide Faktoren sind dabei nicht realitätsnah. Die Applikationsmenge als Anteil im Düngemittel ist relativ präzise bekannt, sodass eine um mindestens eine Größenordnung erhöhte Menge sehr unwahrscheinlich ist. Auch wenn stärkere Niederschlagsereignisse nicht ausgeschlossen sind, muss berücksichtigt werden, dass in PELMO die gesamte Wassermenge instantan in den Boden eindringt und auf diesem Niveau keine Erosion oder Ähnliches berücksichtigt wird.

Eine kombinierte Variation von Parametern findet hier nicht statt, kann in künftiger Forschung jedoch durchgeführt werden.

Überregionale Risikobewertung

Dadurch, dass die Simulationsdauer auf den Projektzeiträumen von drei Jahren begrenzt ist und es insbesondere 2022 geringe Niederschlagsmengen an den Versuchsstandorten gab, ist eine statistische Betrachtung der Ergebnisse nicht möglich. Im Zulassungsprozess für Pflanzenschutzmittel wird eine Methode verwendet, bei der über einen Zeitraum von 20 Jahren (+ 6 Aufwärmjahre) die Sickerwasserkonzentrationen an repräsentativen Standorten berechnet wird, das arithmetische Mittel für jedes Jahr gebildet wird und von dieser Liste das 80. Perzentil ermittelt. Dieses Ergebnis wird weiter zur Risikobewertung verwendet (FOCUS 2009). Speziell für dieses Projekt mit dieser Fruchtfolge werden nun repräsentative Szenarien definiert. Beim Zeitrahmen werden die Jahre von 1993 bis einschließlich 2020 berücksichtigt (6 Aufwärmjahre + 22 Jahre).

Die Identifikation der Standorte geschieht in einem mehrstufigen Auswahlprozess:

1. Klassifiziere einen Datensatz mit 2188 Beprobungspunkten auf ackerbaulich genutzten Böden in Deutschland (Poeplau et al. 2020) in leicht (Tongehalt < 12%), mittel (12% < Tongehalt < 25%) und schwer (Tongehalt > 25%) (VDLUFA 2000).
2. Identifiziere die relevantesten Bundesländer nach der Anbaufläche für die Früchte Silomais, Winterweizen, Wintergerste. Diese sind Bayern, Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt.
3. Identifiziere Landkreise mit einer Anbaufläche von mehr als 30 kha und einem Anbauanteil für mindestens eine Frucht von mehr als 25% (31 Landkreise).
4. Identifiziere Landkreise in denen sich mindestens 70% der Bodenprofile zu einer der Bodenklassifizierungen zuordnen lassen (9 Landkreise). Da schwere Böden unterrepräsentiert sind, werden im Landkreis Böblingen mittlere und schwere Böden simuliert, da beide Charakterisierungen dominant vorherrschen (in Abbildung 7-3 durch „M“ bzw. „S“ dargestellt).
5. Verschnitt der anbaustärksten Landkreise mit den Bodenprofilpunkten der BZE und Ermittlung des mittleren Profils für jeden Landkreis.
6. Reduziere redundante Landkreise und stelle Bezug zum Projekt her durch Aufnahme der Landkreise der Versuchsstandorte: Böblingen (Ihinger Hof), Cloppenburg, Uckermark (Dedelow), Landshut, Leipzig (Cunnersdorf), Neustadt a.d.Aisch, Nordwest-Mecklenburg, Saalekreis (Merbitz), Soest.

Für diese Auswahl wurde für jeden Landkreis eine Wetterstation des Deutschen Wetterdiensts (DWD) identifiziert (Details unter Teilvorhaben 1 – Abschnitt *Daten aus der Agrarstatistik und Wetter- sowie phänologische Daten*), die Klimainformationen relevant für PELMO für den genannten Zeitraum möglichst vollständig zur Verfügung stellte. Diese musste nicht zwangsläufig im Landkreis selbst liegen. Eine Besonderheit stellte der Landkreis Nordwest-Mecklenburg dar. Aufgrund der Küstenanbindung wurden zwei Wetterstationen verwendet, um mögliche Unterschiede der Küste und dem Inland zu erfassen. Wenn für bestimmte Simulationstage Klimainformationen nicht vorlagen, wurde verfahren wie folgt: Der Niederschlag wurde auf 0 gesetzt; die Evapotranspiration wurde nach Hamon (1960) berechnet, wofür Julianischer Tag und geographische Breite benötigt wurden; Temperaturen wurden anhand von Sinuskurven interpoliert, die an die Messdaten gefittet sind. Falls größere zusammenhängende Datenmengen fehlten, wurden diese durch entsprechende Vorjahresdaten deklariert.

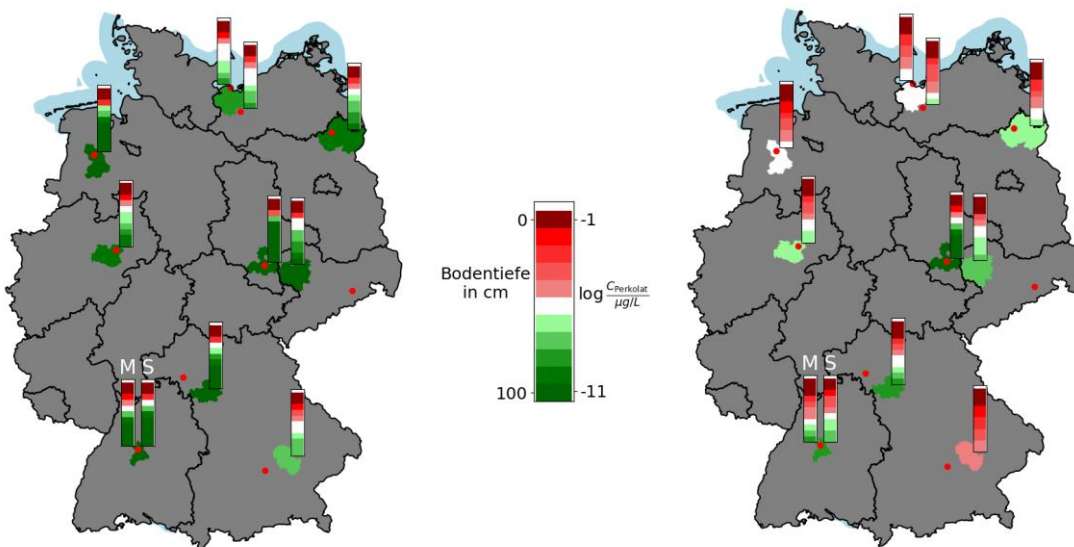


Abbildung 7-3: Logarithmierte Sickerwasserkonzentrationen in 1 m Tiefe in ausgewählten Standorten in Deutschland. Je Szenario gibt es eine Säule, die die Konzentrationen tiefenaufgelöst darstellt. Links: Simulation mit 2-NPT. Rechts: Simulation mit MPA.

Die Informationen über die Entwicklungszeiten der Kulturen wurden aus der phänologischen Jahresstatistik² des DWD sowie aus FOCUS-Definitionen entnommen. Fehlende Werte wurden durch Mittelwerte über die Jahre gebildet, für die Werte vorliegen. Die Applikationszeiten wurden ebenfalls der phänologischen Jahresstatistik und zusätzlich den Versuchsberichten aus Mecklenburg-Vorpommern, Bayern und Sachsen-Anhalt entnommen. Fehlwerte wurden analog durch Mittelwerte ersetzt. Applikationsmengen (N-Dünger) wurden den Ernte- und Betriebsberichterstattungen (Statistische Ämter des Bundes und der Länder) entnommen. Fehldaten wurden durch lineare Extrapolation gebildet, um Trends in Erträgen zu berücksichtigen. Der Anteil von 0,023% und 0,033% am Düngemittel (Piamon 33-S) für 2-NPT bzw. MPA wurden als Grenzwert aus der DüMV 2012/19 geschätzt.

Somit wurden die notwendigen Eingabeinformationen für PELMO diskutiert und die Szenarien konnten simuliert werden. Nach der sechsjährigen Aufwärmphase wurde für jedes Jahr das arithmetische Mittel über die Sickerwasserkonzentration in jeweils 10 cm dicken Bodenschichten zusätzlich zur Oberfläche gebildet. Von diesen 21 Werten wurde wiederum das 80. Perzentil gebildet, um ein statistisch repräsentatives Ergebnis für ein Szenario zu erzielen (FOCUS 2009). In Abbildung 7-3 ist eine entsprechende Übersichtskarte für beide Inhibitoren dargestellt. Für jede Simulation wurden die 80. Perzentile für die 10 Schichten dargestellt. Der Farbcode geht dabei über 11 Größenordnungen der Sickerwasserkonzentration bis $0,1 \mu\text{g/L}$ und der Landkreis wird in der Farbe für die 1 m tiefe Schicht gezeichnet. Ähnlich zu den Ergebnissen der Versuchsstandorte zeigt sich auch hier, dass der Hemmstoff 2-NPT nicht relevant in tiefere Schichten verlagert. Der Hemmstoff MPA wiederum erreicht höhere Konzentrationen in tieferen Schichten, allerdings ebenfalls keine relevanten.

Damit werden die Null-Ergebnisse der Sickerwasserkonzentrationen in einem Meter Tiefe für die Hemmstoffe 2-NPT und MPA aus den Simulationen der Versuchsstandorte bekräftigt.

Quellenverzeichnis

Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2019 (BGBl. I S. 1414) geändert worden ist.

Flessa H Dörsch P & Beese F (1995) Seasonal variation of N_2O and CH_4 fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *J Geophys Res* 100: 23115–23124

Flessa H, Wild U, Klemisch M & Pfadenhauer J (1998) Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *Europ J Soil Sci* 49: 327–335

FOCUS Ground Water Work Group, 2000. FOCUS (2000) “FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances” (No. EC Document Reference Sanco/321/2000 rev.2, 202pp).

FOCUS Ground Water Work Group, 2009. FOCUS (2009) “Assessing Potential for Movement of Active Substances and their Metabolites to Ground Water in the EU” (No. EC Document Reference Sanco/13144/2010 rev.1, 604pp).

² https://www.dwd.de/DE/leistungen/phaeno_sta/phaenosta.html?nn=575800

- Hamon, W. Russel (1960): Estimating Potential Evapotranspiration. Massachusetts Institute of Technology.
- Kaiser EA, Kohrs K, Kücke M, Schnug E, Heinemeyer O & Munch JC (1998) Nitrous oxide release from arable soil: importance of N fertilization, crops and temporal variation. *Soil Biol Biochem* 30: 1553–1563
- Kaiser EA & Ruser R (2000) N₂O emissions from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term experiments. *J Plant Nutr Soil Sci* 163: 249–260
- Klein, M. (1995): PELMO Pesticide Leaching Model, version 2.01. Report. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikologie, Schmallenberg, Deutschland.
- Poeplau, Christopher et al. (2020): Erste Bodenzustandserhebung Landwirtschaft – Kerndatensatz. Göttingen: Open Agrar Repositorium. DOI: 10.3220/DATA20200203151139
- 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. *Nutr. Cycling Agroecosyst.*, 59, 177-191.
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (1999-2022): Erträge ausgewählter landwirtschaftlicher Feldfrüchte – Jahressumme – regionale Tiefe: Kreise und krfr. Städte (www.regionalstatistik.de).
- VDLUFA (2000): Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten - Bestimmung des Kalkbedarfs von Acker- und Grünlandböden. Darmstadt. Standpunkt des VDLUFA, 8 Seiten.