

Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen und Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Gülle- und Gärresteausbringung in wachsende Bestände (GülleBest)

**Caroline Buchen-Tschiskale, Heinz Flessa und
Christoph Essich, Roland Fuß, Björn Kemmann, Johannes Kühne, Søren Mejlstrup
Jensen, Tobias Jorissen, Christof Kluß, Larissa Cordes, Torsten Müller, John Kormla
Nyameasem, Hans-Werner Olf, Guido Recke, Thorsten Reinsch, Reiner Ruser, Friedhelm
Taube, Martin ten Huf, Reinhard Well, Mareike Zutz**

Braunschweig, 09.09.2022

Schlussbericht zum Vorhaben

Thema:

Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen und Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Gülle- und Gärresteausbringung in wachsende Bestände (Akronym: GülleBest)



Zuwendungsempfänger:

- (1) Johann-Heinrich von Thünen Institut
- (2) Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
- (3) Hochschule Osnabrück
- (4) Universität Hohenheim
- (5) SamsonAgro GmbH

Förderkennzeichen:

- (1) 281B300716, (2) 281B300816, (3) 281B300916, (4) 281B301016, (5) 281B306516

Laufzeit:

01.09.2018 – 31.03.2022

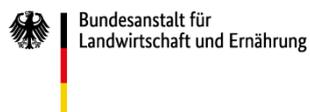
Monat der Erstellung:

09/2022

Gefördert durch



Projektträger



aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Die Förderung des Vorhabens erfolgte aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) aufgrund eines Beschlusses des deutschen Bundestages. Die Projektträgerschaft erfolgte über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) im Rahmen des Programms zur Innovationsförderung.

Autoren

Teilprojekt 1 (TP1): Johann-Heinrich von Thünen Institut

Thünen-Institut für Agrarklimaschutz

Dr. Caroline Buchen-Tschiskale, Dr. Heinz Flessa (Projektleitung und -koordination)

Dr. Roland Fuß, Dr. Reinhard Well, Johannes Kühne, Björn Kemmann

Teilprojekt 2 (TP2): Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Grünland und Futterbau / Ökologischer Landbau

Prof. Dr. Friedhelm Taube, Dr. Thorsten Reinsch, Christof Kluß, John Kormla Nyameasem, Mareike Zutz

Teilprojekt 3 (TP3): Hochschule Osnabrück

Pflanzenernährung & Pflanzenbau, Landwirtschaftliche Betriebslehre

Prof. Dr. Hans-Werner Olf, Prof. Dr. Guido Recke, Dr. Tobias Jorissen, Larissa Cordes, Martin Huf

Teilprojekt 4 (TP4): Universität Hohenheim

Düngung und Stoffhaushalt

Prof. Dr. Torsten Müller, Dr. Reiner Ruser, Christoph Essich

Teilprojekt 5 (TP5): SamsonAgro GmbH

Landtechnikhersteller für Wirtschaftsdünger

Søren Mejlstrup Jensen

Inhaltsverzeichnis

1.1	Hintergrund und Ziele	12
1.2	Darstellung des Bezugs des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen des Programms zur Innovationsförderung und der Ausschreibung zur Förderung von Innovation im Bereich Klimaschutz und Klimaanpassung	13
1.3	Ablauf des Vorhabens	13
1	AP1: Netzwerk von abgestimmten Feldversuchen zur Minderung von Treibhausgas- und Ammoniakemissionen bei der Ausbringung in wachsende Bestände	18
1.1	Versuchsstandorte und Düngevarianten	18
1.2	Datenerhebung	22
1.2.1	Bodenparameter	22
1.2.2	Witterungsparameter	23
1.2.3	Gülle- und Gärrestzusammensetzung	23
1.2.4	NH ₃ Messungen	23
1.2.5	THG Messungen	24
1.2.6	Mineralischer Stickstoff	24
1.2.7	Bestandesparameter	25
1.2.8	Freilandinkubationsversuch: N ₂ -Emissionen und N-Bilanz	25
1.3	Datenauswertung	26
1.3.1	NH ₃ Messungen	26
1.3.2	THG Messungen	27
1.3.3	N-Nutzungseffizienz	28
1.3.4	Freilandinkubationsversuch: N ₂ -Emissionen und N-Bilanz	28
1.3.5	Statistische Auswertung	29
1.4	Datenqualitätsmanagement und Datenhaltung	29
1.5	Ergebnisse	30
1.5.1	Witterung	30
1.5.2	Gülle und Gärreste	31
1.5.3	NH ₃ -Emissionen	33
1.5.4	N ₂ O-Emissionen	38
1.5.5	Mineralischer Stickstoff	44
1.5.6	Erträge	49
1.5.7	Freilandinkubationsversuch: N ₂ -Emissionen und N-Bilanz	53
1.6	Zusammenfassung und Diskussion	56
1.6.1	NH ₃ -Emissionen	56
1.6.2	N ₂ O-Emissionen	58
1.6.3	Erträge und N-Effizienz	60
2	Arbeitspaket 2 (AP2): Gesamtbewertung der Treibhausgaswirksamkeit	61
2.1	Material und Methoden	62
2.2	Ergebnisse	64
2.3	Zusammenfassung und Diskussion	67
3	Arbeitspaket 3 (AP3): Ökonomische und betriebliche Bewertung	67
3.1	Material und Methoden	68
3.2	Ergebnisse	69

3.3	Zusammenfassung und Diskussion	75
4	Arbeitspaket 4 (AP4): Abbildung in den nationalen Emissionsinventaren	76
4.1	NH ₃ -Emissionen	76
4.2	N ₂ O-Emissionen	78
5	Arbeitspaket 5 (AP5): Zusammenführende Bewertung, Wissenstransfer in die Praxis	80
6	Verwertung	81
7	Erkenntnisse von Dritten	83
8	Veröffentlichungen	84
8.1	Wissenschaftliche Fachartikel (begutachtet/peer review)	84
8.2	Wissenschaftliche Fachartikel in Vorbereitung	85
8.3	Wissenschaftliche Fachartikel (nicht begutachtet)	85
8.4	Tagungsbeiträge	86
8.4.1	Vorträge	86
8.4.2	Poster	87
8.5	Wissenschaftliche Qualifikationsarbeiten	88
9	Literaturverzeichnis	90
10	Anhang	96

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Inhaltliche Struktur und Arbeitspakete des Verbundprojekts.	14
Abbildung 2: Lage der GülleBest Projektstandorte in Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Baden-Württemberg und deren Klimazonen.....	18
Abbildung 3: Versuchsdesign als randomisierte Blockanlage.	20
Abbildung 4: Versuchstechnik zur Ausbringung von Gülle und Gärresten mittels Schleppschuh/-schlauch und Schlitztechnik.	21
Abbildung 5: Ausbringung von Gülle und Gärresten mit Versuchstechnik und parallele Feldmessung zur Erfassung der N ₂ O- und NH ₃ -Emissionen.....	22
Abbildung 6: Feldmessungen (a) mit Passivsammlern, (b) Messhauben der DTM-Methode und (c) Bodenrahmen für die THG Haubenmessung nach der Gülleausbringung.	24
Abbildung 7: Freilandinkubationsanlage: (a) Einbau der Bodensäulen, (b) Ausbringung der ¹⁵ N markierten Rindergülle mittels Schlitztechnik und (c) N ₂ O- und N ₂ -Messung.	26
Abbildung 8: Projektspezifisches Konzept zur Sicherstellung der Datenqualität.	30
Abbildung 9: Mittlere Tagestemperaturen und Tagesniederschlagssummen der Standorte. ...	31
Abbildung 10: Ausgebrachte Gesamtstickstoffmengen (organisch/mineralisch) der jeweiligen Varianten im Winterweizen für die einzelnen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	32
Abbildung 11: Ausgebrachte Gesamtstickstoffmengen (organisch/mineralisch) der jeweiligen Varianten im Dauergrünland für die einzelnen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	33
Abbildung 12: Mittlere kumulative NH ₃ -Emissionen nach der Gülle- und Gärrest bzw. KAS-Applikation im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf.	34
Abbildung 13: Mittlere kumulative NH ₃ -Emissionen nach der Gülle- bzw. KAS-Applikation im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf.	35
Abbildung 14: Mittlere NH ₃ -Emissionen der Gülle- und Gärrest- bzw. KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	36
Abbildung 15: Mittlere NH ₃ -Emissionen der Güllevarianten und von KAS im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.....	37
Abbildung 16: Mittlere N ₂ O-Emissionen der Gülle-, von N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf..	39
Abbildung 17: Mittlere N ₂ O-Emissionen der Gärrest-, von N0- und KAS-Variante im Winterweizen am Standort Hohenheim im Zeitverlauf..	40
Abbildung 18: Mittlere N ₂ O-Emissionen der Gülle-, von N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf..	40
Abbildung 19: Kumulierte N ₂ O-Verluste der Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	41
Abbildung 20: Kumulierte N ₂ O-Verluste der Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	42

Abbildung 21: Kumulierte N ₂ O-Verluste der Gärrest-, N0- und KAS-Variante im Winterweizen am Standort BW:HOH für die beiden Versuchsjahre 2019 und 2020.	43
Abbildung 22: N _{min} -Werte in 0-30 cm Bodentiefe der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf..	45
Abbildung 23: N _{min} -Werte in 0-30 cm Bodentiefe der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf..	46
Abbildung 24: Frühjahrs- und Herbst-N _{min} -Werte in 0-90 cm Bodentiefe der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	47
Abbildung 25: Frühjahrs- und Herbst-N _{min} -Werte in 0-90 cm Bodentiefe der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	48
Abbildung 26: Mittlere Trockenmasseerträge der Ganzpflanzenbeprobung (GPB) der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	49
Abbildung 27: Mittlere Kornerträge der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	50
Abbildung 28: Mittlere Trockenmasse-Erträge (Summe der Schnitte) der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	51
Abbildung 29: N-Bilanz berechnet über gesamten N-Düngereintrag, N-Aufnahme der Pflanze, Veränderung des N _{min} -Pools, gesamte gasförmige N-Verluste und die N-Auswaschung pro Variante.....	55
Abbildung 30: Systemgrenze der betrachteten Systeme Winterweizen und Grünland.	63
Abbildung 31: Berechnete CO ₂ -Emissionen in t CO _{2Äq} ha ⁻¹ und Ausbringungsverfahren inklusive der unterschiedlichen Prozessbeiträge. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten.	65
Abbildung 32: Produktemissionen je kg GJ Netto-Energie-Laktation (GJ NEL) und kg Trockenmasseertrag (TM) zwischen den Düngevarianten im Dauergrünland.....	66
Abbildung 33: Produktemissionen je kg Rohprotein (RP) und kg Trockenmasseertrag Korn (TM) zwischen den Düngevarianten im Winterweizen.	66
Abbildung 34: Arbeitserledigungskosten für die Applikation flüssiger Wirtschaftsdünger mit den Verfahren Schleppschauch, Schleppschuh, und Schlitztechnik in Abhängigkeit von zwei Preisszenarien für Diesel und aufgeteilt nach drei Kostenpositionen: Lohn-, Maschinen- und Dieselskosten.....	70
Abbildung 35: Arbeitserledigungskosten der Ausbringung von angesäuerten flüssigen Wirtschaftsdüngern in Abhängigkeit von vier Preisszenarien für Schwefelsäure und aufgeteilt nach den drei Kostenpositionen: Ansäuerungstechnik, IBC Container und Schwefelsäure. .	71
Abbildung 36: Arbeitserledigungskosten der Ausbringung von angesäuertes Rindergülle in Abhängigkeit der jährlichen Nutzleistung.	71
Abbildung 37: Kalkulatorischer Nutzen der NH ₃ -Vermeidungsvarianten im Winterweizen bei Unsicherheit der NH ₃ -Vermeidungen und der benötigten Menge an Schwefelsäure in Abhängigkeit von zwei Preisszenarien für Stickstoff.	72

Abbildung 38: Kalkulatorischer Nutzen der NH ₃ -Vermeidungsvarianten im Dauergrünland in Abhängigkeit von zwei Preisszenarien für Stickstoff.	73
Abbildung 39: Brutto bzw. Netto NH ₃ -Vermeidungskosten bei Winterweizen und Dauergrünland in Abhängigkeit der NH ₃ -Vermeidungsvariante.....	74
Abbildung 40: Brutto- bzw. Netto NH ₃ -Vermeidungskosten bei Winterweizen in Abhängigkeit der NH ₃ -Vermeidungsvariante und des Schwefelsäurepreises.	74
Abbildung A 1: Mittlerer N-Entzug der Ganzpflanzenbeprobung (GPB) der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	101
Abbildung A 2: Mittlerer N-Entzug im Kornertrag der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.....	102
Abbildung A 3: Mittlerer N-Entzug (Summe der Schnitte) der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.....	103
Abbildung A 4: Mittlere kumulative NH ₃ -Emissionen nach der Gülle- bzw. KAS-Applikation in der Wintergerste der jeweiligen Versuchsstandorte im Zeitverlauf.	104
Abbildung A 5: Mittlere kumulative NH ₃ -Emissionen nach der Gülle- bzw. KAS-Applikation im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte im Zeitverlauf	105

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ausgewählte Eigenschaften der Versuchsstandorte.	19
Tabelle 2: Versuchsvarianten an allen Versuchsstandorten.....	21
Tabelle 3: Mittlere NH ₃ -Emissionen, NH ₃ -Minderungspotential gegenüber der Schleppschlauch Variante und NH ₃ -Emissionsfaktor (EF _{NH3}) im Winterweizen über alle Standorte und beide Versuchsjahre.....	37
Tabelle 4: Mittlere NH ₃ -Emissionen und NH ₃ -Minderungspotential gegenüber Schleppschuh Variante NH ₃ -Emissionsfaktor (EF _{NH3}) im Dauergrünland über alle Standorte und beide Versuchsjahre.	38
Tabelle 5: Mittlere N ₂ O-Emissionen, N-Düngermenge, Kornerträge, Emissionsfaktoren (EF _{N2O}) und ertragsbezogene N ₂ O-Emissionen der Varianten im Winterweizen über alle Standorte und beide Versuchsjahre.....	43
Tabelle 6: Mittlere N ₂ O-Emissionen, N-Düngermenge, Trockenmasseerträge, Emissionsfaktoren (EF _{N2O}) und ertragsbezogene N ₂ O-Emissionen der Varianten im Dauergrünland über alle Standorte und beide Versuchsjahre.....	44
Tabelle 7: Apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) verschiedener Gülle- und Gärrestausbringungsverfahren und KAS auf Basis der N-Entzüge der Ganzpflanzenbeprobung im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre..	52
Tabelle 8: Apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) verschiedener Gülle- und Gärrestausbringungsverfahren und KAS auf Basis der Korn-N-Entzüge im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.....	52
Tabelle 9: Apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) verschiedener Gülleaushbringungsverfahren und KAS auf Basis der N-Entzüge im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.	53
Tabelle 10: Mittlere kumulierte NH ₃ -, N ₂ O-, N ₂ -Emissionen und das N ₂ O/(N ₂ +N ₂ O)-Verhältnis der Denitrifikation (N ₂ O _i) der untersuchten Varianten.	54
Tabelle 11: Wiederfindung der gesamten ¹⁵ N-Düngermenge in den unterschiedlichen Verlustpfaden und N-Pools: Gesamt-N ₂ O+N ₂ -Emission, Gesamt-N-Auswaschung, Gesamt-Bodenstickstoff, ober- und unterirdische Weizenbiomasse und mit/ohne Berücksichtigung der NH ₃ -Verluste.	55
Tabelle 12: Ausgewählte Ergebnisse des „product carbon footprints“ für das System Winterweizen.....	62
Tabelle 13: Berücksichtigte Emissionsfaktoren.....	64
Tabelle 14: Anteile der unterschiedlichen Prozessbeiträge zu den Gesamt-CO ₂ Äq.-Emissionen ha ⁻¹	65
Tabelle 15: Übersicht der Treibhausgasemissionen je Hektar und je Produkteinheit in den unterschiedlichen Systemen und Düngevarianten.	67
Tabelle 16: Emissionsfaktoren (EF _{NH3}) für die Ausbringung von Rindergülle nach Emissionsberichterstattung 2022 im Vergleich zu den gemittelten nach Ausbringungstechnik EF _{NH3} über beide Versuchsjahre im Projekt GülleBest.....	77

Tabelle 17: Emissionsfaktoren (EF_{N_2O}) der direkten N_2O -Emissionen von Mineralböden nach Emissionsberichterstattung 2022 im Vergleich zu den gemittelten EF_{N_2O} nach Regionen pro Versuchsjahr im Projekt GülleBest ohne Differenzierung nach Acker- und Grünland.....79

Tabelle A 1: Ausgewählte Eigenschaften der Substrate Rindergülle (RG) und Gärreste (GR) im Winterweizen: Mittlere Gehalte für Gesamtstickstoff (N_t), Ammonium (NH_4^+-N), Gesamtkohlenstoff (C_t), Trockensubstanzgehalt, pH-Wert, Phosphor (P_2O_5) und Schwefel (S) beider Kampagnen für die jeweiligen Standorte und Versuchsjahre.96

Tabelle A 2: Ausgewählte Eigenschaften der Substrate Rindergülle (RG) und Gärreste (GR) im Dauergrünland: Mittlere Gehalte für Gesamtstickstoff (N_t), Ammonium (NH_4^+-N), Gesamtkohlenstoff (C_t), Trockensubstanzgehalt, pH-Wert, Phosphor (P_2O_5) und Schwefel (S) beider Kampagnen für die jeweiligen Standorte und Versuchsjahre.97

Tabelle A 3: Ausgebrachte Gesamtstickstoffmengen (organisch/mineralisch) der jeweiligen Varianten in der Wintergerste und im Dauergrünland für die einzelnen Versuchsstandorte im Versuchsjahr 2021.97

Tabelle A 4: Vergärungssubstrate der Biogasgärreste der drei Versuchsregionen.98

Tabelle A 5: Bewirtschaftungsmaßnahmen im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.98

Tabelle A 6: Bewirtschaftungsmaßnahmen im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.100

Tabelle A 7: Apparente N-Nutzungseffizienz ($aNUE$) verschiedener Gülleausbringungsverfahren und von KAS aus Basis der N-Entzüge der ersten beiden Schnitte im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre..... 103

I. Ziele

1. Aufgabenstellung

1.1 Hintergrund und Ziele

Seit der Novellierung der Düngeverordnung im Jahr 2017 (gültig seit Juni 2017) mit dem Ziel eines verbesserten Grundwasserschutzes sind für flüssige Wirtschaftsdünger ab 2020 auf bestellten Ackerflächen nur noch bodennahe Ausbringungstechniken, d.h. streifenförmig auf dem Boden abgelegt oder direkt in den Boden eingearbeitet, erlaubt. Ab 2025 gilt dies auch für Grünland. Neben ausgeweiteten Sperrfirsten dürfen zudem Gülle und Gärreste im Ackerbau nach der Ernte der Hauptfrucht nur noch eingeschränkt auf Ackerflächen ausgebracht werden. Die Ausbringung von Gülle und Gärresten erfolgt daher zunehmend im Frühjahr in die wachsenden Pflanzenbestände der Winterungen (z.B. Winterweizen) ohne die Möglichkeit einer direkten Einarbeitung in den Boden. Dies kann dazu führen, dass klima- und umweltbelastende Ammoniak- (NH_3) und Lachgas- (N_2O) Emissionen aus organisch gedüngten Acker- und Grünlandflächen zunehmen, da die streifenförmige Ausbringung in die Pflanzenbestände höhere Emissionen verursachen kann, als das sofortige Einarbeiten auf unbestellten Flächen. Bisher wurde dieser Sachverhalt nicht umfassend untersucht und eine gemeinsame Bewertung der beiden N-Verlustpfade fehlte häufig. Unklar ist auch, inwiefern bodennahe Applikationstechniken und Güllebehandlungen synergistische bzw. antagonistische Effekte auf die Treibhauswirkung zeigen und inwiefern sich dadurch Minderungspotentiale ergeben, die zudem ertragsrelevant sein können.

Vor diesem Hintergrund wurden fünf Projektziele abgeleitet:

- Standortdifferenzierte Analyse und Bewertung der Emissionsminderung (N_2O und NH_3) von emissionsarmen Gülleausbringetechniken für wachsende Bestände auf Acker und Grünland. Emissionsfaktoren sowie die Höhe der Emissionsminderung durch den Einsatz von Schlitztechnik, durch den Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen in Kombination mit Schlitztechnik sowie durch angesäuerte Gülle bei bandförmiger Ausbringung sollen unter verschiedenen standörtlichen Produktionsbedingungen abgeleitet werden.
- Standortdifferenzierte Analyse und Bewertung der Wirkung emissionsarmer Gülleausbringetechniken in wachsenden Beständen auf die Stickstoffdynamik und die Ertragsbildung. Die Ergebnisse liefern die Basis für die Ableitung ertragsbezogener N_2O - und NH_3 -Emissionen, für eine Gesamtbewertung der Beeinflussung der Stickstoffnutzungseffizienz sowie für ein gesichertes Prozessverständnis der Steuerung der Emissionen bei unterschiedlichen Ausbringetechniken als Basis für die Modellierung.
- Erstellung einer Gesamtbewertung der Treibhauswirksamkeit unterschiedlicher Gülleausbringetechniken für wachsende Bestände. Die umfassende Beurteilung erfolgt unter Einbeziehung direkter und indirekter N_2O -Emissionen sowie der Treibhausgasemission durch die Bereitstellung und den Verbrauch von Betriebsmitteln für die Gülleausbringung sowie dem Düngerwert und dem Substitutionspotenzial für synthetischen Stickstoffdünger.
- Konzepterstellung zur Abbildung und Anrechnung emissionsarmer Gülleausbringetechniken im Rahmen der nationalen Bilanzberichte über Emissionen von Treibhausgasen und Luftschadstoffen. Es wird ein Konzept und Verfahren erarbeitet, wie bisher nicht etablierte Methoden emissionsarmer Gülleausbringetechniken in den nationalen Emissionsbilanzen verankert und damit für die Emissionsminderungsziele der Bundesregierung in Wert gesetzt werden können.

- Ökonomische und betriebliche Bewertung von emissionsarmen Gülleausbringetechniken für wachsende Bestände. Die Umsetzbarkeit der emissionsarmen Ausbringetechniken auf unterschiedlichen Standorten wird unter technischen und betriebswirtschaftlichen Aspekten bewertet, ihre Anforderungen an die Arbeitsorganisation und Arbeitszeitaufwendung werden analysiert und es werden sowohl die betrieblichen Kosten als auch die Kosten der Emissionsminderung abgeleitet.
- Wissenstransfer in die landwirtschaftliche Beratung und Praxis über Möglichkeiten der emissionsarmen Ausbringung von Gülle in wachsende Bestände und die Erarbeitung von Entscheidungshilfen für die Praxis und Politik im Bereich Emissionsminderungsoptionen im Pflanzenbau.

1.2 Darstellung des Bezugs des Vorhabens zu den förderpolitischen Zielen des Programms zur Innovationsförderung und der Ausschreibung zur Förderung von Innovation im Bereich Klimaschutz und Klimaanpassung vom 03.11.2016

Die nährstoffeffiziente, umwelt- und klimaschonende Düngung mit Gülle und Gärresten ist einer der wichtigsten Ansatzpunkte zur Minderung von klima- und umweltbelastenden Emissionen im Pflanzenbau. Die verbindlichen Vorgaben zur Minderung der Ammoniakemission erfordern Minderungsmaßnahmen im Bereich der Gülle- und Gärrestausrückführung, die über die streifenförmige bodennahe Ausbringung hinaus gehen. Der Verbundantrag adressierte sowohl die Emissionsminderung als auch mögliche ökonomische und ökologische Synergieeffekte (z.B. Düngereinsparung) sowie die Ertragswirksamkeit der Maßnahmen und den Wissenstransfer in die Praxis. Im Projekt wurde eng mit der Landtechnikfirma SamsonAgro GmbH, zusammengearbeitet, welche innovative und emissionsarmen Verfahren der Gülleapplikation entwickelt.

1.3 Ablauf des Vorhabens

Vor dem Hintergrund der Einführung der neuen Düngeverordnung im Juni 2017 und den ambitionierten Zielen der Bundesregierung im Bereich Landwirtschaft, insbesondere der Reduktion der Treibhausgase (vor allem N_2O) und NH_3 sind emissionsärmere Ausbringungstechniken für Gülle- und Gärreste erforderlich. Basierend auf der Ausschreibung zur Förderung von Innovation im Bereich Klimaschutz und Klimaanpassung vom 03.11.2016 wurde ein Versuchskonzept mit dem Ziel erstellt, Maßnahmen zur Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen und zur Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Gülle- und Gärrestausrückführung in wachsende Bestände in drei Regionen Deutschlands in abgestimmten Feldversuchen zu testen und zu bewerten. Das Konzept wird durch ökonomische Untersuchungen und eine umfassende Bewertung der Maßnahmen ergänzt. Der Projektantrag wurde im Jahr 2018 für drei Jahre bewilligt und im Winter 2018 gestartet. Im Jahr 2020 haben die Auswirkungen der COVID-19 Pandemie, insbesondere die strikten Corona-Infektionsschutzauflagen während der ersten Corona-Welle (zeitgleich zur Gülleausbringung im Frühjahr 2020) zu deutlichen Einschränkungen im umfassenden Messprogramm der Feldversuche geführt. Dies gilt insbesondere für das Teilprojekt 3 am Standort Osnabrück. Auch die zweite Corona-Welle im Winter 2020/2021 führte in allen Teilprojekten zu erheblichen Verzögerungen bei der Durchführung der Laboranalysen, da in den Phasen der angeordneten Heimarbeit nur ein Notbetrieb in den Laboren möglich war. Aufgrund der Corona-Einschränkungen konnten geplante Feldtage und Informationsveranstaltungen für die Beratung und Praxis nur eingeschränkt durchgeführt

werden. Dennoch konnten die geplanten Arbeiten in den einzelnen Arbeitspaketen konnten durch die Projektverlängerung bis März 2022 weitestgehend aufgeholt werden.

Das Projekt bestand aus fünf Arbeitspaketen (APs) (Abbildung 1). Die Ergebnisse werden in den nachfolgenden Kapiteln detailliert erläutert.

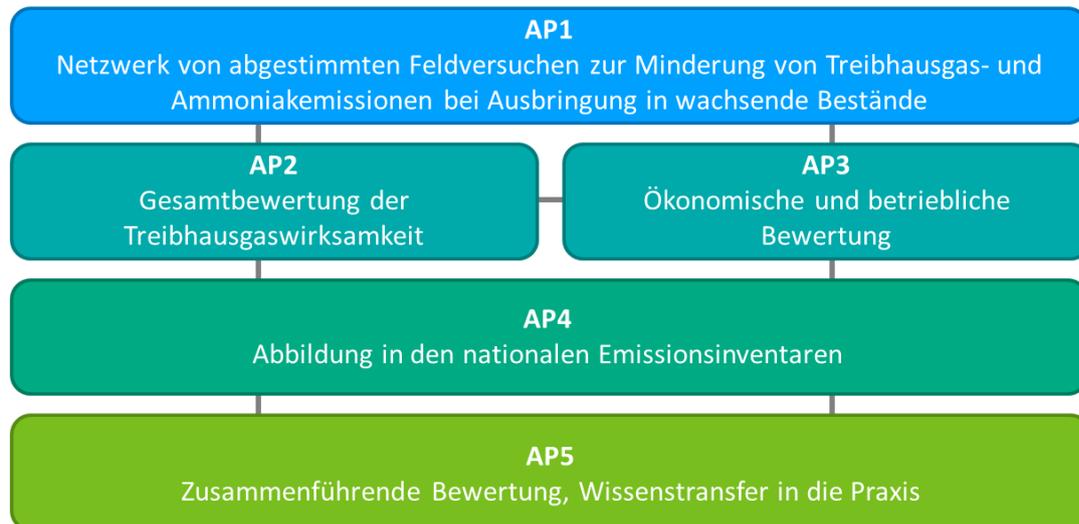


Abbildung 1: Inhaltliche Struktur und Arbeitspakete des Verbundprojekts.

2. Stand der Wissenschaft und der Technik

Rund 95% der NH_3 -Emissionen in Deutschland stammen aus der Landwirtschaft, 40% davon aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Vos et al., 2022). Den weitaus größten Anteil stellen hierbei Gülle und Gärreste. Wirtschaftsdünger enthalten hohe Anteile an Ammoniumstickstoff (NH_4^+), der insbesondere bei pH-Werten oberhalb von 7,5 in NH_3 umgewandelt wird und dann bei pH-Werten oberhalb von 7 vermehrt gasförmig entweichen kann. Damit geht der Stickstoff (N) den Pflanzen als wichtiger Makronährstoff verloren. Ammoniak wird in der Luft über längere Distanzen transportiert und trägt nach seiner Deposition zur Eutrophierung von naturnahen Ökosystemen und zur Bodenversauerung bei. Zudem steht NH_3 in Verbindung mit der Feinstaubbildung in der Atmosphäre und gefährdet damit auch die menschliche Gesundheit. Als Konsequenz wurden die Regelungen zur europäischen Luftreinhaltung (Richtlinie 2016/2284/EU, „NEC-Richtlinie“) in den letzten Jahren drastisch verschärft. In Deutschland müssen die NH_3 -Emissionen nun bis zum Jahr 2030 um 29% gegenüber dem Jahr 2005 reduziert werden.

Ohne gezielte Maßnahmen zur Emissionsminderung kann ein großer Teil des pflanzenverfügbaren NH_4^+ als NH_3 emittieren, das dann sogar in der Treibhausgasbilanz der Güllédüngung zur dominierenden Größe der Klimabelastung werden kann (Wolf et al., 2014). Mögliche Maßnahmen zur Reduktion von NH_3 -Emissionen verfolgen zwei Ansätze: Die Minderung der NH_3 -Bildung durch ein Absenken des pH-Werts der Gülle/Gärreste oder die Reduktion der Ammoniakverflüchtigung durch Minimierung des Luftkontakts, also durch schnellstmögliche Einarbeitung in den Boden (Webb et al., 2010). Letzteres kann in stehenden Pflanzenbeständen nur durch moderne bodennahe Ausbringungstechniken erreicht werden, da eine Einarbeitung der Wirtschaftsdünger nicht möglich ist ohne partiell die Pflanzenbestände zu schädigen.

In den internationalen Methoden zur Erstellung des Ammoniakinventars (EMEP, 2019) ist das Wirkungspotential unterschiedliche Ausbringungstechniken derzeit noch nicht abgebildet. So

existiert aktuell z.B. für Rindergülle nur ein NH_3 -Emissionsfaktor für die Ausbringung (55% des ammoniakalischen Stickstoffs (TAN) wird als NH_3 emittiert), der als grober Mittelwert für alle Ausbringungstechniken veranschlagt wird. Eine Differenzierung ist hier erforderlich, um Minderungsmaßnahmen in den Inventaren abbilden zu können. Im deutschen Emissionsinventar werden Emissionsfaktoren nach Döhler et al. 2002 verwendet, d.h. bei Ausbringung von Rindergülle mittels Schleppschauch auf unbestellten Böden und sofortiger Einarbeitung (innerhalb einer Stunde) wird ein NH_3 -Emissionsfaktor von 4% des TAN angenommen. Bei Applikation organischer Dünger in wachsende Ackerkulturen mittels Schleppschauch wird angenommen, dass 35 bis 46% des TAN als NH_3 -N emittiert werden (Vos et al., 2022). Dieser Anteil ist jedoch sehr unsicher und wird bisher nicht nach Wetterbedingungen differenziert.

Emissionsarme Techniken für wachsende Bestände sind dringend erforderlich, um die Verpflichtungen zur Emissionsminderung erreichen zu können. Moderne Techniken wie die Schlitztechnik/Injektion oder die Ansäuerung von Gülle und Gärresten sind aktuell nicht weit verbreitet. Laut Landwirtschaftszählung 2020 werden aktuell rund 3% der Gülle mittels Injektion als offene Schlitztechnik ausgebracht (Vos et al., 2022). Die Verbreitung der Ansäuerung von Gülle- und Gärresten wurde in der letzten Landwirtschaftszählung 2020 noch nicht erhoben. Die Maßnahme „Ansäuerung von Gülle“ wurde im Rahmen eines UBA Gutachtens (Kaupenjohann et al., 2019) wissenschaftlich-fachlich tiefgründiger analysiert. Der Schwerpunkt der Bewertung lag auf der Wirksamkeit und Umweltverträglichkeit der Maßnahme, wobei auch einzelne anwendungstechnische und juristische Aspekte berücksichtigt wurden. Seit Beantragung des Vorhabens wurden einzelne Studien zur Gülleinjektion veröffentlicht (Fangueiro et al., 2017; Seidel et al., 2017; Herr et al., 2019), eine umfassende Bewertung der Maßnahme steht jedoch noch aus. Entscheidend ist jedoch, dass bei der NH_3 -Minderung durch direkte Injektion stets doch mögliche konträre Wirkung auch N_2O -Emissionen mit betrachtet werden (Flessa et al., 2014).

N_2O ist ein hochwirksames Treibhausgas, das rund 265-mal (GWP-100) so klimaschädlich ist, wie Kohlendioxid (IPCC, 2014). Die Landwirtschaft trägt mit etwa 7% zu den gesamten Treibhausgasemissionen in Deutschland bei (Vos et al., 2022), wobei etwa 50% dieser Emissionen in landwirtschaftlich genutzten Böden in Form von N_2O gebildet werden. Innerhalb der Landwirtschaft sind die wichtigsten Quellen die direkten N_2O -Emissionen aus Agrarböden durch mineralische und organische N-Düngung, sowie indirekte N_2O -Emissionen durch Austräge reaktiver Stickstoffverbindungen wie Nitrat (NO_3^-) und NH_3 (Well und Butterbach-Bahl, 2010). Ein effizienter N-Einsatz unter Vermeidung von N-Überschüssen (räumlich wie zeitlich) ist der zentrale Schlüssel zur Minderung der direkten und indirekten N_2O -Emissionen im Pflanzenbau. Das größte Potenzial der Emissionsminderung besteht dabei im Bereich der Effizienzsteigerung von organischen Wirtschaftsdüngern und der dadurch möglichen Reduktion von N_2O -Emissionen sowie von synthetischen N-Düngern, bei deren Produktion ebenfalls erhebliche Mengen von Treibhausgasen emittiert werden (Brentrup und Pallière, 2008). Eine wichtige Voraussetzung hierfür ist die Optimierung des Düngerwerts der organischen Wirtschaftsdünger und die Minimierung umwelt- und klimabelastender Stickstoffausträge durch NH_3 -Emissionen, N_2O -Emissionen und NO_3^- -Auswaschung. Direkte N_2O -Emissionen aus den Produktionsflächen, indirekte N_2O -Emissionen durch die Austräge reaktiver Stickstoffverbindungen (besonders NH_3 , NO_3^-), der Düngewert und Substitutionswert für synthetische Stickstoffdünger sowie Emissionen durch die Aufbereitung und Ausbringung sind Schlüsselstellen, an denen angesetzt werden muss. Gülle und Gärreste begünstigen durch die Kombination von hoher N- und organischer C-Verfügbarkeit die N_2O -Bildung durch Denitrifikation (Bildung lokaler anaerober Hotspots, Webb et al. 2010). Die Technik der Gülleausbringung kann die Höhe der N_2O -Emission erheblich beeinflussen, da sie einen

maßgeblichen Einfluss auf die Sauerstoffverfügbarkeit am Applikationsort der Gülle hat, insbesondere bei der Injektion. Erhöhte N_2O -Emissionen wurden bereits in einigen Studien bei Gülleanwendung mittels Schlitz- bzw. Injektionstechniken beobachtet (Wulf et al., 2002; Velthof und Mosquera, 2011; Zurheide et al., 2017). Die Ergebnisse sind jedoch nicht eindeutig. Eine standortdifferenzierte Bewertung der Verfahren steht aus. Ungeklärt ist auch die Bedeutung der Applikationstechnik für die Emission von N_2 . N_2 ist aus ökologischer Sicht unbedenklich, aber aus agronomischer Sicht im Hinblick auf die N-Nutzungseffizienz (Nitrogen Use Efficiency = NUE) dennoch von großem Interesse. Denn auch diese N-Verluste verringern den Gehalt an pflanzenverfügbaren N und beeinflussen dadurch sowohl den Düngerwert der Gülle als auch die Gesamtbewertung der Applikationstechnik im Kontext des Klimaschutzes (Flessa et al., 2014). Eine mögliche Maßnahme zur Minderung von düngungsinduzierten N_2O - und N_2 -Emissionen bei ammoniumbasierten Düngern ist die Verzögerung der Nitrifikation durch Hemmstoffe (Akiyama et al., 2010). Darüber hinaus können Nitrifikationshemmstoffe die N-Nutzungseffizienz von Pflanzen erhöhen (Abalos et al., 2014) und die N-Auswaschung reduzieren (Ruser und Schulz, 2015). Die Hemmstoffwirkung bei Schlitz- bzw. Injektionstechniken auf die N_2O -Bildung muss jedoch noch wissenschaftlich abgesichert und im Kontext des N-Bedarfs der Pflanzen sowie der N_2O -Jahresemission betrachtet werden. Bei oberflächiger Ausbringung von Gülle mit Nitrifikationshemmstoff können aufgrund der anhaltend hohen NH_4^+ -Konzentrationen erhöhte NH_3 -Emissionen auftreten (Petersen und Sommer, 2011).

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Unterstützt durch die übergeordnete Forschungsbegleitung „Klimagerechtes Handeln in der Landwirtschaft (KlimAgrar)“ erfolgte ein reger Austausch mit weiteren geförderten Projekten: ASAP, SAFT, SOFI, GreenWindows4_0 des Förderaufrufs, welche das Thema Wirtschaftsdüngermanagement ausgehend vom Stall bis zur Ausbringung thematisieren. In Vorbereitung eines gemeinsamen Beitrags für die COP25 (kurzfristig abgesagt) traf sich das Konsortium zur Vorbereitung beispielsweise im September 2019 in Braunschweig. Auf Basis der aktiven Vernetzung und dem regen Austausch auf Projekttreffen und Tagungen, sowie dem 2019 veröffentlichten UBA Gutachten zur Ansäuerung folgte im Jahr 2022 eine intensive Diskussion zur Politikfolgenabschätzung der Gülleansäuerung im Stall und bei der Ausbringung gemeinsam mit KlimAgrar, SOFI, ASAP und der AgrarThaer GmbH.

Die Hochschule Osnabrück koordinierte das EIP-AGRI-geförderten Projekt "Erprobung eines Ammoniak-Sorbenten zur Emissionsminderung aus Schweinegülle unter Praxisbedingungen (AmmonMind)". Dieses Projekt untersuchte die Reduktion der NH_3 -Emissionen entlang der gesamten betrieblichen Wertschöpfungskette: von der Mastschweinehaltung im Stall, über das Ausbringen der angefallenen Gülle zur Düngung von Weizen bis hin zur Beurteilung des produzierten Getreides als Futtergrundlage in der Schweinemast. Insbesondere bei der Ausbringungstechnik konnte auf das Know-How aus dem Projekt GülleBest zurückgegriffen werden.

Die Universität Kiel kooperierte mit dem FNR-Verbundprojekt „Angesäuerte Wirtschaftsdünger in Biogasanlagen und in der Gärrestedüngung - Ertragssicherheit, Nährstoffeffizienz und Emissionsminderung entlang der Prozesskette von Methanproduktion über Düngung bis Bodenmikrobiom“. Im Rahmen dieses Projektes werden in unterschiedlichen Versuchsvarianten des GülleBest-Projektes am Standort Kiel Bodenproben entnommen, welche in Laborversuchen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die mikrobielle Gemeinschaft untersucht werden.

Das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz war am DFG-geförderten Projekt „Modellierung des Einflusses flüssig-organischer Düngung und zugehöriger Applikationstechnik auf N₂O- und N₂-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden (MOFANE)“ beteiligt. Ziel dieses Projekts war es, biogeochemische Modelle für die Vorhersage von N₂- und N₂O-Emissionen zu testen und zu verbessern. Aufgrund der engen Zusammenarbeit mit AP1 wurden die Versuche in MOFANE ebenfalls mit Boden der GülleBest-Versuchsfläche in Hohenheim durchgeführt. Das seit 2020 vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz koordinierte und von der landwirtschaftlichen Rentenbank geförderte Verbundprojekt „Quantifizierung und Minderung von Ammoniak-Emissionen nach Mineraldüngung (NH₃-Min)“ bot zahlreiche Anknüpfungspunkte und Schnittmengen hinsichtlich der NH₃-Messung und Auswertung.

Im Verlauf des Projektes wurden durch Vorträge und Diskussion auf Tagungen und den eigens initiierten Workshops „Emissionsarme und effiziente Gülleausbringung – eine Herausforderung für die Praxis“ umfangreiche Kontakte mit nationalen und internationalen Arbeitsgruppen etabliert und gepflegt.

II. Ergebnisse

1 AP1: Netzwerk von abgestimmten Feldversuchen zur Minderung von Treibhausgas- und Ammoniakemissionen bei der Ausbringung in wachsende Bestände

AP1 war die zentrale Basis für die Bearbeitung der weiteren Arbeitspakete. Alle Teilprojekte waren an der Durchführung von AP1 beteiligt. Sie waren jeweils verantwortlich für die Etablierung und Betreuung der Feldversuche, die umfangreichen Messungen, die Datenauswertung nach einheitlichen Vorgaben und die gemeinsam abgestimmte Interpretation und Wertung der Ergebnisse.

1.1 Versuchsstandorte und Düngewarianten

Die einheitlichen Feldexperimente wurden an vier Standorten in Deutschland durchgeführt, die sich hinsichtlich der Bodeneigenschaften und Klimaverhältnisse unterscheiden, da die Höhe der Emission von N_2O (Jungkunst et al., 2006; Dechow und Freibauer, 2011; Mathivanan et al., 2021) und NH_3 (Hafner et al., 2018; Hafner et al., 2019) sowohl von Bodeneigenschaften als auch von Klima- und Witterungsfaktoren beeinflusst wird. Bodeneigenschaften haben darüber hinaus einen maßgeblichen Einfluss auf die Bewertung der geprüften Ausbringtechniken im Kontext Praxistauglichkeit und Klimaschutz. Deshalb wurden die vier Versuchsstandorte so gewählt, dass sowohl unterschiedliche Klimaregionen als auch unterschiedliche Bodeneigenschaften repräsentiert sind. Abbildung 2 zeigt die geografische Lage und die Klimazonen der Versuchsstandorte entlang eines Nord-Süd-Gradienten.

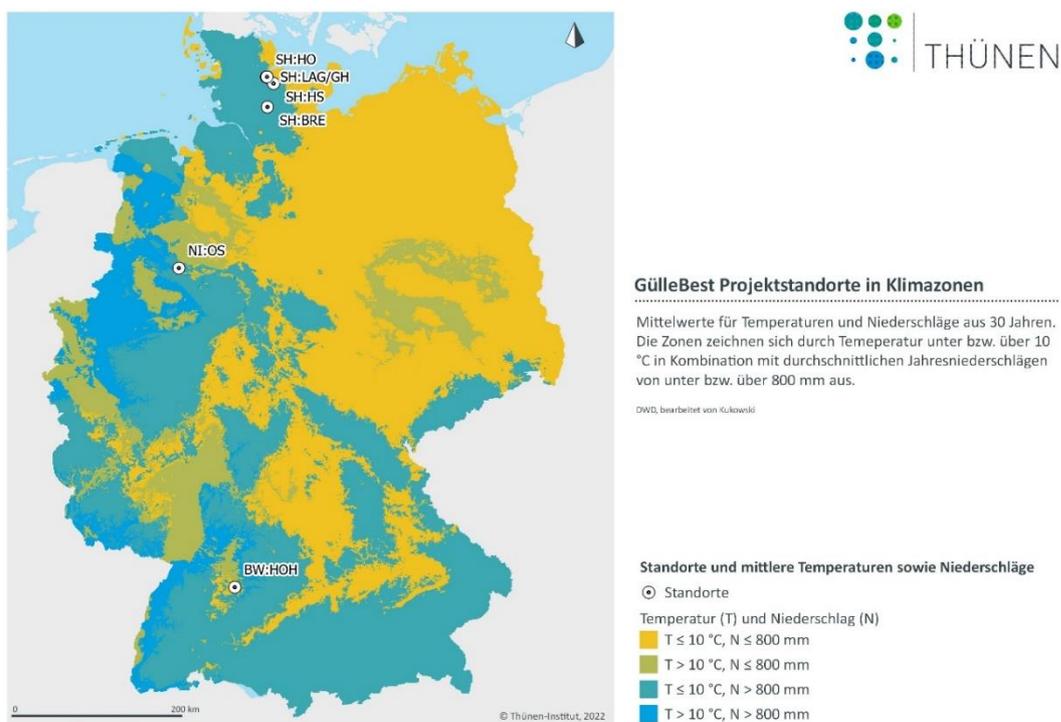


Abbildung 2: Lage der GülleBest Projektstandorte in Schleswig-Holstein (Universität Kiel), Niedersachsen (Hochschule Osnabrück) und Baden-Württemberg (Universität Hohenheim) und deren Klimazonen.

Besonderes Augenmerk lag hierbei auf der Spannweite der Bodentextur (stark sandig bis stark tonig), die sowohl das Emissionsgeschehen als auch die Praxistauglichkeit der eingesetzten Techniken maßgeblich beeinflusst. Ausgewählte Standorteigenschaften der vier Versuchsstandorte sind in Tabelle 1 beschrieben. Auch auf die Variabilität der Witterung im Winterhalbjahr wurde geachtet, da sie eine wichtige Steuergröße der N₂O-Freisetzung ist.

Tabelle 1: Ausgewählte Eigenschaften der Versuchsstandorte.

	Jahr	Standort	Abkürzung	Bodenart	Bodentyp	Lagerungs-	pH	C _{org}	N _t
						dichte	CaCl ₂	%	%
						g cm ³			
Dauergrünland	2019	Holtsee	SH:HO	mittel lehmiger Sand	Parabraunerde	1,39	5,9	2,53	0,21
		Bredenbek	SH:BRE	mittel lehmiger Sand	Parabraunerde	1,45	5,4	1,84	0,17
		Osnabrück	NI:OS	mittel lehmiger Sand	Plaggenesch	1,19	5,0	1,83	0,17
		Hohenheim	BW:HOH	stark toniger Schluff	Pararendzina	1,30	6,5	2,99	0,30
Winterweizen		Hohenschulen	SH:HS	mittel lehmiger Sand	Parabraunerde	1,56	6,8	1,11	0,11
		Lagenburg	SH:LAG	mittel lehmiger Sand	Parabraunerde	1,59	6,4	1,26	0,12
		Osnabrück	NI:OS	mittel lehmiger Sand	Plaggenesch	1,34	6,0	1,36	0,12
		Hohenheim	BW:HOH	mittel schluffiger Ton	Pararendzina	1,37	6,8	1,99	0,20
Dauergrünland	2020	Holtsee	SH:HO	mittel lehmiger Sand	Parabraunerde	1,47	5,8	1,64	0,14
		Bredenbek	SH:BRE	stark lehmiger Sand	Parabraunerde	1,32	5,6	2,46	0,25
		Osnabrück	NI:OS	stark schluffiger Sand	Plaggenesch	1,19	5,5	1,66	0,17
		Hohenheim	BW:HOH	mittel toniger Schluff	Pararendzina	1,31	6,4	2,52	0,25
Winterweizen		Hohenschulen	SH:HS	mittel lehmiger Sand	Parabraunerde	1,52	7,1	1,27	0,11
		Grünhorst	SH:GH	schwach lehmiger Sand	Parabraunerde	1,33	6,4	1,37	0,14
		Osnabrück	NI:OS	sandig lehmiger Schluff	Plaggenesch	1,36	6,1	1,70	0,16
		Hohenheim	BW:HOH	stark schluffiger Ton	Pseudovergleyte Parabraunerde	1,35	6,8	1,23	0,13

Die Versuche wurden sowohl auf Ackerflächen, als auch im Dauergrünland etabliert. Bei der Eingliederung der Feldversuche in eine Fruchtfolge Wintertraps – Winterweizen (Versuchsf Frucht) – Wintergerste und Dauergrünland wurden an allen Standorten Praxisbetriebe und/oder Versuchsstationen eingebunden. Damit die Untersuchungen in den beiden Hauptversuchsjahren 2019 und 2020 jeweils im Winterweizen durchgeführt werden konnten, erfolgte an allen Versuchsstandorten ein Flächenwechsel im Frühjahr. Für die Dauergrünlandstandorte erfolgte ebenfalls ein Flächenwechsel um Nachwirkungen der organischen Düngung auszuschließen. Für die Gülle- und Gärrestausbringung im Versuchsjahr 2021 musste aus wirtschaftlichen Gründen auf drei Grünland- und

Ackerstandorte (Dauergrünland: SH:BRE, NI:OS, BW-HOH und Winterweizen: SH:GH, NI-OS, BW-HOH) reduziert und auf einen Flächenwechsel verzichtet werden. Damit erfolgten die Untersuchungen im Ackerbau im Jahr 2022 in der Wintergerste.

Der Parzellenversuch wurde mit einheitlichem Versuchsdesign als randomisierte Blockanlage mit 9x9m Parzellen an den jeweiligen Standorten etabliert (Abbildung 3). Die Randomisation erfolgte für jeden Standort und jedes Versuchsjahr separat. Im Jahr 2019 musste die Parzellengröße an den Standorten in Schleswig-Holstein aufgrund begrenzter Feldgröße auf 9x6 m verringert werden. Sowohl der Parzellenversuch im Grünland (6 Varianten, Tabelle 2) als auch im Acker (10 Varianten, Tabelle 2) bestand aus quadratischen Versuchsparzellen, die durch Schutzstreifen (9 m) getrennt waren, um NH₃-Abdrift und Verschleppung zwischen den einzelnen Messparzellen zu minimieren.

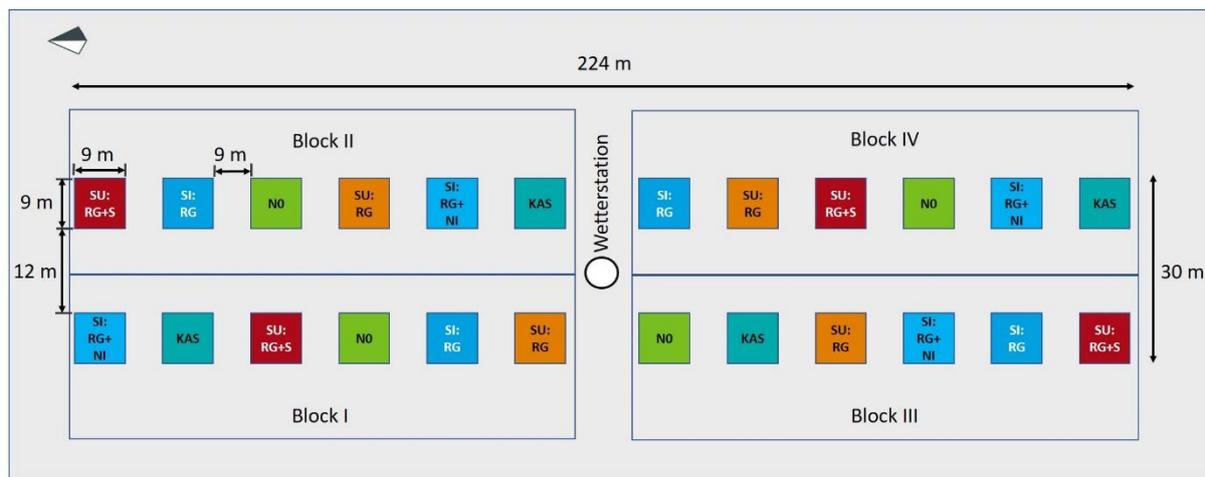


Abbildung 3: Versuchsdesign als randomisierte Blockanlage beispielhaft hier dargestellt: Versuchsfläche im Dauergrünland 2020 am Standort BW:HOH, Variantenbezeichnungen siehe Tabelle 2.

An allen Versuchsstandorten wurden die in Tabelle 2 gelisteten Versuchsvarianten etabliert. Die Düngevarianten umfassten jeweils vier Güllevarianten im Winterweizen und Dauergrünland plus zwei Vergleichsvarianten: ungedüngte Kontrolle (N0) und Mineraldüngung mit Kalkammonsalpeter (KAS). Im Winterweizen wurde zusätzlich Varianten mit Gärrestdüngung angelegt. Aufgrund der Einschränkungen durch die COVID-19 Pandemie musste am Standort Osnabrück im Jahr 2020 die erste Düngergabe ersatzweise mit KAS durchgeführt werden. Um die Vergleichbarkeit der Ergebnisse mit den anderen Standorten dennoch zu gewährleisten, wurde die Düngung mit Rindergülle zum 2. bzw. 3. Düngetermin nachgeholt. Die Gärrestvarianten konnten im Versuchsjahr 2020 aufgrund der Corona-Einschränkungen am Standort Osnabrück nicht angelegt werden.

Für die Ansäuerung auf einen Ziel-pH-Wert von 6 der entsprechenden Gülle- und Gärrestvarianten wurde an allen Standorten Schwefelsäure (H₂SO₄) verwendet. Die Ansäuerung erfolgte in IBC Containern vor der Ausbringung. Als Nitrifikationshemmstoff wurde im Versuchsjahr 2019 das Produkt Entec-FL der Firma Eurochem Agro genutzt. Die Dosierung des Nitrifikationshemmstoffs (6 L ha⁻¹) erfolgte entsprechend der Herstellerempfehlung. Da dieser Nitrifikationshemmstoff im Jahr 2020 nicht mehr hergestellt wurde, musste in Folge dessen im Versuchsjahr 2020 auf das wirkstoffgleiche Produkt VIZURA der Firma BASF mit einer Dosierungsempfehlung von 2 L ha⁻¹ umgestellt werden.

Tabelle 2: Versuchsvarianten an allen Versuchsstandorten.

Substrat	Winterweizen		Dauergrünland	
	Düngevariante	Abkürzung	Düngevariante	Abkürzung
Rindergülle	Kontrolle	N0	Kontrolle	N0
	Kalkammonsalpeter	KAS	Kalkammonsalpeter	KAS
	Schleppschlauch	SL:RG	Schleppschuh	SU:RG
	Schleppschlauch + Säure	SL:RG+S	Schleppschuh + Säure	SU:RG+S
	Schlitz*	SI:RG	Schlitz*	SI:RG
Gärrest	Schlitz* + Nitrifikationsinhibitor	SI:RG+NI	Schlitz* + Nitrifikationsinhibitor	SI:RG+NI
	Schleppschlauch	SL:GR		
	Schleppschlauch + Säure	SL:GR+S		
	Schlitz*	SI:GR		
	Schlitz* + Nitrifikationsinhibitor	SI:GR+NI		

*offener Schlitz

Die organische Düngung erfolgte in zwei Düngergaben je nach Versuchsvariante mit Gülle- und Gärresten und einer Zielmenge von 170 kg N ha^{-1} . Die angestrebte Zielmenge entspricht der zulässigen Stickstoffobergrenze der Ausbringung von organischen Düngemitteln (\emptyset der landwirtschaftlich genutzten Flächen eines Betriebes) laut Düngerverordnung (§6 Abs. 4). Angepasst an den N-Bedarf der Pflanze wurde die Gesamtmenge in zwei Düngergaben appliziert $100+70 \text{ kg N ha}^{-1}$ im Dauergrünland und $85+85 \text{ kg N ha}^{-1}$ im Winterweizen. Die Gülle- und Gärrestausrückführung erfolgte an allen Standorten mit derselben Technik, welche in enger Zusammenarbeit mit dem Wirtschaftspartner SamsonAgro GmbH (TP5) und der Universität Kiel (TP2) für alle Teilprojekte entwickelt wurde (Abbildung 4). Die Gülle und Gärreste wurden mit einem 1 m^3 Tank mit 12 Schleppschlauch/schuhen und 12 Doppelscheibeninjektoren auf einer Breite von 3 m ausgebracht. Die Injektoren applizierten den jeweiligen Wirtschaftsdünger in einer Ablagetiefe von $\sim 5 \text{ cm}$ als offene Schlitze. Die technische Ausrüstung für die verschiedenen Gülleanwendungen war auf dem Versuchsgületank installiert und konnte hydraulisch umgeschaltet werden, um einen schnellen Wechsel der Ausbringungstechnik zu gewährleisten. Durch die Nutzung dieser „best practice“ Techniken können die gewonnen Erkenntnisse über die Ausbringungsverfahren in die landwirtschaftliche Praxis übertragen werden.



Abbildung 4: Versuchstechnik zur Ausbringung von Gülle und Gärresten mittels Schleppschuh/-schlauch und Schlitztechnik.

Optional gab es je nach Versuchsstandort und N-Bedarf der Pflanze eine zusätzliche dritte mineralische Düngung mit KAS im Winterweizen. Je nach Schnitthäufigkeit wurde im Dauergrünland zum 3. Aufwuchs ebenfalls mit KAS gedüngt. Je nach Versuchsstandort wurden die Daten zur Bewirtschaftung (z.B. Saat, Düngung, Pflanzenschutz, Ernte, Bodenbearbeitung, Schäden, etc.) der Versuchsflächen entweder durch die Versuchsgüter und Bewirtschafter der Flächen bereitgestellt oder von den Versuchsanstellern vor Ort erhoben siehe Tabelle A 5 und Tabelle A 6.

Abbildung 5 zeigt beispielhaft die Gülle- und Gärrestausbringung mittels Versuchstechnik im Winterweizen am Versuchsstandort SH:HS im ersten Versuchsjahr 2019. Parallel zur Ausbringung wurden bereits erste Feldmessungen zur Erfassung der N_2O - und NH_3 -Emissionen durchgeführt (Details siehe Abbildung 6).



Abbildung 5: Ausbringung von Gülle und Gärresten mit Versuchstechnik und parallele Feldmessung zur Erfassung der N_2O - und NH_3 -Emissionen auf der Versuchsfläche im Winterweizen am Standort SH:HS im Versuchsjahr 2019 (© LWK Schleswig-Holstein/Henning Schuch).

1.2 Datenerhebung

1.2.1 Bodenparameter

An allen Versuchsstandorten wurde zur Standortcharakterisierung jeweils zu Beginn der Flächennutzung im Frühjahr eine Bodenansprache nach der Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5) durchgeführt. Es wurden Bodenproben in 0-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm Bodentiefe zur Bestimmung der Bodentextur, des organischen Kohlenstoffgehalts (C_{org}), des Stickstoffgehalts (N_t), der Kationenaustauschkapazität (KAK) und des pH-Wertes ($CaCl_2$) genommen. Die Analyse der Bodenproben erfolgte in den jeweiligen Laboren der Teilprojektstandorte. Vor und nach Bodenbearbeitungsereignissen wurde die Trockenrohdichte in 0-10 cm, 10-20 cm und 20-30 cm Bodentiefe mittels Stechzylinder ermittelt. Zusätzlich wurden an allen Versuchsstandorten die Bodentemperaturen in 5 cm, 10 cm und 15 cm Bodentiefe 10-minütlich bis halbstündlich mittels Temperaturloggern erfasst.

1.2.2 Witterungsparamater

An allen Versuchsstandorten wurden wesentliche Witterungsdaten wie Lufttemperatur, Niederschlag und Luftdruck durch in unmittelbarer Nähe zu den Versuchsflächen installierte Wetterstationen in 10-minütlichen bis halb-stündlichen Intervallen erfasst. Die Windgeschwindigkeiten sowie die Windrichtung wurden in höherer Auflösung erfasst. Bei Datenlücken durch z.B. Ausfall von Datenloggern wurde auf Daten der jeweils nächstgelegenen DWD Wetterstation zurückgegriffen.

1.2.3 Gülle- und Gärrestzusammensetzung

Die Analyse der Gülle- und Gärrestzusammensetzung erfolgte zentral für alle Versuchsstandorte durch ein beauftragtes Analyselabor. Für Rindergülle und Biogasgärest wurden zu jeder Ausbringung jeweils Proben mit und ohne Säure auf folgende Parameter untersucht: Trockenrückstand nach DIN EN 15934:2012-11, pH-Wert nach DIN EN 12716 (S5): 1998-06, Glühverlust nach DIN EN 15935: 2012:11, N-Gehalt nach DIN EN 16168: 2012:11, NH_4^+ -N-Gehalt nach DIN 38406-5-2:1983-10, Phosphor-Gehalt nach DIN EN ISO 11885:2009-09, Kalium-Gehalt nach DIN EN ISO 11885:2009-09 und Schwefel-Gehalt nach DIN EN ISO 11885:2009-09.

1.2.4 NH_3 Messungen

Ammoniak-Messungen wurden nach jeder Gülle-/Düngerausbringung in allen Versuchsvarianten unter Verwendung der sogenannten "calibrated passive sampler" (CPS) in Verbindung mit der "dynamic tube method" (DTM), nach Pacholski 2016 durchgeführt.

Für die DTM wurde eine automatische Pumpe (Xact 5000, Dräger) mit vier zylindrischen Messhauben (Durchmesser: 11,5 cm, Volumen: 370 cm³) verbunden. Die vier Messhauben wurden auf dem Gülleband platziert, um den NH_3 -Fluss innerhalb jeder Parzelle zu messen (Abbildung 6b). Nach einer bestimmten Anzahl von Pumpenhüben wurde die NH_3 angereicherte Luft durch Teflonschläuche zu einem NH_3 -empfindlichen Detektorröhrchen (Drägerwerk AG) geleitet. Das gewählte Detektorröhrchen und die Anzahl der Pumpenhübe richteten sich nach den erwarteten NH_3 -Konzentrationen. Am Tag der Ausbringung wurden bis zu fünf Messungen pro Tag durchgeführt. Insgesamt wurden NH_3 -Messungen bis zu sieben Tage nach Ausbringung durchgeführt, wobei die Messhäufigkeit mit sinkender NH_3 -Konzentration reduziert wurde.

Parallel zu den DTM Messungen wurden Passivsammler aufgestellt (Abbildung 6a). Diese enthielten eine 0,05M H_2SO_4 -Lösung, welche die emittierten NH_3 -Moleküle der Umgebungsluft kontinuierlich absorbierten. Die Sammler wurden mehrfach täglich gewechselt, wobei auch hier die Häufigkeit mit sinkender NH_3 -Konzentration reduziert wurde. Die Sammlerlösung wurde bis zur Analyse bei -18°C eingefroren. Die NH_4^+ -Konzentration der Lösung wurde anschließend an den unterschiedlichen Standorten photometrisch mittels eines Continuous-Flow-Analysators (Kiel, Hohenheim) oder einer Ammonium-Elektrode (Osnabrück) bestimmt.



Abbildung 6: Feldmessungen (a) mit Passivsammlern, (b) Messhauben der DTM-Methode und (c) Bodenrahmen für die THG Haubenmessung nach der Gülleausbringung. (© Thünen-Institut/Caroline Buchen-Tschiskale)

1.2.5 THG Messungen

Flussmessungen wurden mindestens wöchentlich sowie zusätzlich nach Ereignissen die erhöhte Emissionen erwarten lassen (z.B. Düngung, Frost-Tau-Ereignisse), mit geschlossenen Messhauben nach Hutchinson und Mosier 1981 durchgeführt. Die Messungen wurden an allen Standorten mit demselben Polyvinylchlorid Kammertyp (Innendurchmesser 0,4 m) durchgeführt, welche an der Universität Hohenheim (TP4) für alle Projektpartner gebaut wurde. Sie waren mit einer Gummidichtung, einem Druckausgleichsventil und einem langsam drehenden Ventilator ausgestattet. Nach Bedarf wurden Zwischenrahmen verwendet, um den wachsenden Pflanzen ausreichend Platz zu bieten. In jeder Parzelle wurde ein Bodenring in 0,1 m Tiefe eingesetzt (Abbildung 6c). Um den unterschiedlichen Anteilen der mit Gülle bedeckten Bodenfläche an der Gesamtbodenfläche Rechnung zu tragen, bedeckten die Ringe 36% des mit Gülle bedeckten Bodens bei den Schleppschlauchbehandlungen und 20% bei den Schlitzbehandlungen. Die Position jedes Rings wurde in einer GPS-Karte verzeichnet, um den Bodenring nach der Düngung wieder an der gleichen Stelle einsetzen zu können.

Zur Messung wurde die Haubenluft nach 0, 20, 40 und 60 Minuten mittels Spritze in gasdichte, evakuierte Glasvials (12 ml oder 20 ml) entnommen. Die Lufttemperatur in der Haube wurde bei jeder Probe bestimmt. Die Gasproben wurden in den Labors welche mit verschiedenen Gaschromatographen (GC), die mit einem Ni^{63} -Elektroneneinfangdetektor und automatischen Probennehmern ausgestattet waren, auf ihre N_2O -Konzentrationen untersucht. Die Vergleichbarkeit der Analysewerte wurde durch Blindvergleichsmessungen zwischen den Laboren in einer früheren Studie überprüft (Ruser et al., 2017).

1.2.6 Mineralischer Stickstoff

Die Beprobung des NO_3^- - und NH_4^+ -Gehaltes im Boden (mineralischer Stickstoff N_{min} = Summe $\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) fanden in einer Bodentiefe von 0-30 cm im zwei-wöchentlichen Rhythmus parallel zur Treibhausgasmessung statt. Nach Ausbringung der Gülle und der Gärreste wurde die Anzahl an Bodenproben erhöht. Um zu einer flächenrepräsentativen Aussage zu kommen wurden dabei jeweils Teilproben auf begüllten wie auch auf unbegüllten Fläche entnommen. Zusätzlich wurden im Frühjahr (vor der Düngung) und Herbst (nach Ernte) auch Beprobungen in 30-60 cm und 60-90 cm durchgeführt. Die Extraktion erfolgte mit 2M KCl-Lösung im Extraktionsverhältnis 1:4. Die Analyse erfolgte photometrisch mittels eines Continuous-Flow-Analysators in den Laboren der Projektpartner oder in Auftragslaboren. Gravimetrische Wassergehalte der N_{min} -Proben wurden mittels Trocknung bis zur Gewichtskonstanz bei 105 °C bestimmt.

1.2.7 Bestandesparameter

Die Beprobung der Biomasse erfolgte im Grünland jeweils kurz vor dem praxisüblichen Schnitftermin bzw. im Winterweizen kurz vor der 3. Düngung (mineralisch) und zur Druschreife. Die Beprobung kurz vor der 3. Düngung zeigt die Bestandesentwicklung nur auf Basis der Gülle- und Gärrestgaben und erlaubt einen differenzierten Blick auf die N-Nutzungseffizienz im Versuch. Alle Probenahmen wurden in mehrfachen Wiederholungen je Parzelle auf 0.25 m² durchgeführt und in eine Gesamtprobe überführt. Die erste Beprobung im Winterweizen erfolgte als Ganzpflanzenbeprobung (GPB) zur Bewertung des Effekts der Gülle-/Gärrestausrückführung und zur Druschreife in den Fraktionen Stoppel, Halm und Ähre. An jedem Versuchsstandort erfolgte die Erfassung der Frischmasse (FM) und Trockenmasse (TM). Die Analyse von Futterqualitätsparametern, wie Gesamtstickstoffgehalt (N_t), Rohproteingehalt, Netto-Energie-Laktation (NEL) und Umsetzbare Energie (ME) erfolgte zentral durch Nahinfrarotspektroskopie (Foss NIRSystems, Silver Springs, MD, USA) an der Universität Kiel (TP2).

1.2.8 Freilandinkubationsversuch: N₂-Emissionen und N-Bilanz

Im Frühjahr 2020 (parallel zur Gülleausbringung im Feld) wurden Säulenversuche zur Quantifizierung der N₂-Emissionen nach Applikation ¹⁵N markierter Rindergülle unter Freilandbedingungen am Standort Braunschweig durchgeführt. Für den Versuch wurden Bodensäulen am Standort BW:HOH entnommen und nach Braunschweig gebracht. Aufgrund der nach wie vor mit erheblichen methodischen Schwierigkeiten bei der Quantifizierung der N₂-Emissionen unter Freilandbedingungen und begrenzten Plätzen im Freilandinkubationssystem, konnte entgegen den Planungen im Vollertrag nur ein Standort für die Untersuchung ausgewählt werden. Da die N₂O-Emissionen am Standort BW:HOH im Vergleich zum Standort NI:OS in 2019 deutlich höher waren, wurde der Versuchsstandort BW:HOH gewählt. Der Versuch wurde von TP1 durchgeführt und ausgewertet. Der Versuch wurde von TP1 durchgeführt und ausgewertet.

Für die Versuche wurden im Herbst 2019, nach der Bodenbearbeitung und vor der Einsaat des Winterweizens, ungestörte Bodensäulen (Ø 15 cm; Tiefe 25 cm) am Standort BW:HOH entnommen und als „Mini-Lysimeter“ in das Freilandinkubationssystem am Standort Braunschweig integriert (siehe Abbildung 7a). Der Winterweizen (Sorte *Apostel*) wurde im November 2020 gesät. In einer randomisierten Blockanlage wurden auch hier die Güllevarianten (SL:RG, SL:RG+S, SI:RG und SI:RG+NI, siehe Tabelle 2) und die Kontrollvariante (N0) untersucht. In einem ersten Schritt wurde der vorhandene NO₃⁻-Pool im Boden durch homogene Injektion einer K¹⁵NO₃ Lösung mit einer geringen N-Düngermenge (4 kg N ha⁻¹) markiert, während eine Woche später 67 kg N ha⁻¹ mit ¹⁵N markierte Rindergülle (bestehend aus ¹⁵N markiertem Kunstharn und Rinderkot) mit den unterschiedlichen Ausbringungstechniken ausgebracht wurde (siehe Abbildung 7b). Diese Doppelmarkierung wurde gewählt, um Änderungen der ¹⁵N-Anreicherung von NO₃⁻ durch den Prozess der Nitrifikation zu minimieren und eine Verzerrung bei der Berechnung der Denitrifikationsraten durch Heterogenität bei der ¹⁵N-Anreicherung von NO₃⁻ zu vermeiden (Zaman et al., 2021).

Die N₂O- und N₂-Emissionen wurden unter Verwendung der modifizierten ¹⁵N-Gasflussmethode mit N₂-abgereicherter Atmosphäre (siehe Abbildung 7c) über einen Zeitraum von 60 Tagen gemessen (Well et al., 2019). Hierzu wurde der Hauben-Headspace vor jeder Messung 20 Minuten mit einer künstlichen Atmosphäre gespült. Anschließend wurden nach 0, 20, 40 und 60 Minuten Gasproben für die GC-Messung und Isotopenanalyse am Isotopenverhältnismassenspektrometer (IRMS) entnommen.

Zusätzlich wurden auch die NH_3 -Emissionen mittels modifizierter DTM nach Pacholski 2016 erfasst. Abweichend von der klassischen DTM wurden für die Messung PVC Hauben mit einem Volumen von 4,2 L genutzt. Um eine Austauschrate von einem Headspace pro Minute zu gewährleisten wurde der Headspace mit NH_3 -freier Druckluft gespült. Die NH_3 -Messung selbst erfolgt, wie im Feldprogramm mit Indikatorröhrchen. Die Messungen wurden bis zu vier Mal pro Tag und sieben Tage lang nach der Gülleausbringung durchgeführt.

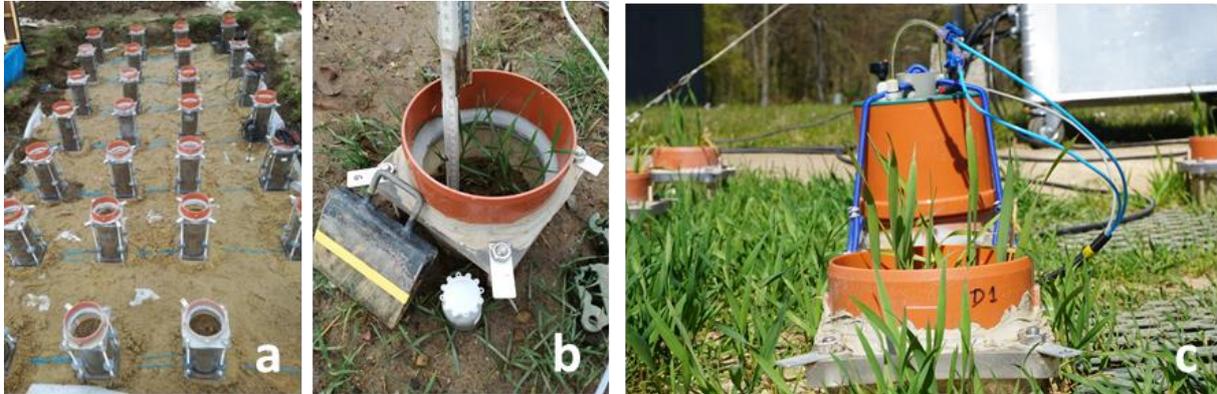


Abbildung 7: Freilandinkubationsanlage: (a) Einbau der Bodensäulen, (b) Ausbringung der ^{15}N markierten Rindergülle mittels Schlitztechnik und (c) N_2O - und N_2 -Messung. (© Thünen-Institut/Caroline Buchen-Tschiskale)

Um die unterschiedlichen N-Verlustpfade im Detail zu verfolgen und eine N-Bilanz für die unterschiedlichen Versuchsvarianten zu erstellen, wurden zusätzlich zu den gasförmigen Verlusten auch N-Auswaschung über Sickerwasser quantifiziert. Die Bestimmung der NO_3^- - und NH_4^+ -Gehalte im Sickerwasser und Boden- N_{min} erfolgte mittels Continuous-Flow-Analysator, während die Messung der ^{15}N -Anreicherung über SPIN-MIRMS nach Dyckmans et al. 2021 durchgeführt wurde. Zudem wurde der TM-Ertrag, sowie die N-Aufnahme in die Pflanze erfasst und auf ihre ^{15}N -Anreicherung analysiert. Im Boden wurden neben dem N_{min} -Pool auch der Gesamt-N-Pool (N_t) und die mikrobielle Biomasse (N_{mic}), sowie die ^{15}N -Anreicherung in den jeweiligen N-Pools mittels Elementaranalyse gekoppelt mit IRMS bestimmt.

1.3 Datenauswertung

1.3.1 NH_3 Messungen

Die Grundidee dieses methodischen Ansatzes besteht darin, eine einfache qualitative messende Methode (CPS) für die Messung auf vielen Parzellen mit einer quantitativen Methode (DTM) mit parallelen Messungen auf wenigen Parzellen zu verknüpfen. Bei der DTM Berechnung erfolgte zunächst die Berechnung der Rohdatenflüsse anhand der Gleichung nach Pacholski 2016. Die Netto- NH_3 -Emissionen der einzelnen Behandlungen wurden durch Abzug der Hintergrundwerte (N_0 Variante innerhalb desselben Blocks) von den Düngevarianten ermittelt, wobei negative Werte als Null Emissionen betrachtet wurden. Zusätzlich wurde ein Faktor von 0,46 genutzt, um den Anteil der Fläche der Kammern an der Gesamtfläche zwischen den beiden Güllebändern zu berücksichtigen. Anschließend wurden die Rohflüsse unter Anwendung der Kalibrationsgleichung für niedrige Bestände und Berücksichtigung der Windgeschwindigkeit in Absolutflüsse umgerechnet.

Basierend auf den DTM-Werten der höchst emittierenden Versuchsvariante (SL:RG und SU:RG) wurde der sogenannte „Transferkoeffizient“ abgeleitet (Gericke et al., 2011). Dieser

wird genutzt, um die CPS-Werte zu quantifizieren und damit die Berechnung der absoluten NH₃-Verluste (in kg N ha⁻¹) für jede Variante zu ermöglichen. Der Transferkoeffizient ist das Verhältnis von kumulierten NH₃-Emissionen (CPS) und kumulierten absoluten NH₃-Emissionen (DTM). Der Transferkoeffizient wurde jeweils pro Kampagne und Standort ermittelt. Die kumulierten NH₃-Verluste wurden durch lineare Interpolation zwischen zwei aufeinander folgenden Messungen berechnet (Pacholski, 2016). Zusätzlich erfolgte in TP3 eine umfassende Auswertung zum Abzug der Hintergrundwerte und Ableitung des Transferkoeffizienten (Daten nicht gezeigt), welche die methodischen Unsicherheiten von DTM und CPS, sowie deren Berechnung deutlich machen.

Um das NH₃-Minderungspotential abzuleiten, wurden die NH₃-Emissionen ins Verhältnis zur nach Düngeverordnung empfohlenen Referenzvariante gesetzt:

$$NH_3 \text{ Minderungspotential (\%)} = \frac{E_{NH_3,SL:RG/SU:RG} - E_{NH_3,Variante}}{E_{NH_3,SL:RG/SU:RG}} * 100, \quad (1)$$

mit NH₃-Minderungspotential in %, E_{NH₃,SL:RG/SU:RG}: kumulative NH₃-Emissionen in der Referenzvariante SL:RG oder SU:RG Variante und E_{NH₃,Variante}: kumulative NH₃-Emissionen in der zu untersuchenden Variante z.B. SL:RG+S.

Der Emissionsfaktor (EF_{NH₃}) für die Gülle- und Gärrestvarianten wurde entsprechend der nationalen Emissionsberichterstattung (Vos et al., 2022) berechnet:

$$EF_{NH_3} (kg NH_3 - N kg^{-1} TAN) = \frac{E_{NH_3-N,gedüngt}}{\text{ausgebrachte TAN-Menge}}, \quad (2)$$

mit EF_{NH₃}: Emissionsfaktor der ausgebrachten TAN-Menge (kg NH₃-N kg⁻¹ TAN), E_{NH₃,gedüngt}: mittlere kumulative NH₃-Emission des jeweiligen Versuchsjahres aus den gedüngten Varianten (kg NH₃-N ha⁻¹) nach Abzug der Hintergrundwerte, ausgebrachte TAN-Menge: NH₄⁺-N Gehalt (kg N ha⁻¹) in der Rindergülle bzw. Gärrest.

Der Emissionsfaktor (EF_{NH₃}) für Mineraldüngung mit KAS wurde entsprechend der nationalen Emissionsberichterstattung (Vos et al., 2022) nach EMEP 2019 berechnet:

$$EF_{NH_3} (kg NH_3 kg^{-1} N) = \frac{E_{NH_3-N,gedüngt} * \gamma_{NH_3}}{N-Düngung_{gesamt}} \quad (3)$$

mit EF_{NH₃}: Emissionsfaktor der ausgebrachten Gesamt-N Menge (kg kg⁻¹), E_{NH₃,gedüngt}: mittlere kumulative NH₃-Emission des jeweiligen Versuchsjahres aus der gedüngten Variante (kg NH₃-N ha⁻¹) nach Abzug der Hintergrundwerte, γ_{NH_3} : Massekorrektur mit 17/14 g g⁻¹ mol mol⁻¹, ausgebrachte Gesamt-N Menge in der KAS Variante.

1.3.2 THG Messungen

Das Prinzip der THG Messungen mittels geschlossener Messhauben basiert auf der Konzentrationsänderung in einer abgeschlossenen Messhaube über einen definierten Zeitraum. Zu den bereits genannten Zeitpunkten werden die N₂O-Stoffmengenkonzentrationen in den entnommenen Gasproben bestimmt. Unter Anwendung der allgemeinen Gasgleichung und unter Berücksichtigung der individuellen Haubentemperatur zum Zeitpunkt einer jeden Probennahme wurden die Stoffmengenkonzentrationen in Massenkonzentrationen umgerechnet. Aus dem Konzentrationsanstieg über die vier Proben wurde mit einer robust linearen Regression, welche wenig anfällig für Ausreißerverzerrung ist, eine Flussrate berechnet. Hierfür wurde das R-Paket „gasfluxes“ (Fuß, 2020) verwendet.

Die kumulativen jährlichen N₂O-Emissionen wurden für die Zeiträume jeweils zwischen dem 1. Februar und dem 31. Januar des Folgejahres in beiden Versuchsjahren berechnet. Dies bedeutet, dass die N₂O-Emissionen im Herbst (nach der Ernte des Winterweizens) nicht der aktuellen Winterfrucht (Wintergerste), sondern der Vorfrucht Winterweizen zugeschrieben werden. Dies erscheint insoweit gerechtfertigt, als die Emissionen in diesem Zeitraum im Wesentlichen aus dem Rest-N des Winterweizenanbaus stammen. Bei der schrittweisen Berechnung wurde von konstanten Flussraten zwischen zwei Messkampagnen ausgegangen.

Die Berechnung des N₂O-Emissionsfaktors (EF_{N₂O}) erfolgte nach IPCC 2019:

$$EF_{N_2O} (\%) = \frac{E_{N_2O,gedüngt} - E_{N_2O,ungedüngt}}{N\text{-Düngung}_{gesamt}} * 100, \quad (4)$$

mit EF_{N₂O}: Emissionsfaktor in % der ausgebrachten N-Düngermenge, E_{N₂O,gedüngt}: mittlere kumulative direkte N₂O-Emission des jeweiligen Versuchsjahres aus den gedüngten Varianten (kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹), E_{N₂O,ungedüngt}: mittlere kumulative N₂O-Emission des jeweiligen Versuchsjahres aus der nicht gedüngten Kontrollvariante (N0) (kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹), N-Düngung: Menge des gesamten als Mineraldünger oder Rindergülle ausgebrachten Dünger-N (kg N ha⁻¹ a⁻¹).

Die Berechnung der ertragsbezogenen N₂O-Emissionen wurden die N₂O-Emissionen ins Verhältnis zur Trockenmasse der jeweiligen Kultur gesetzt:

$$Ertragsbezogene\ N_2O\text{-Emissionen} = \frac{E_{N_2O}}{TM\ Ertrag}, \quad (5)$$

mit ertragsbezogene N₂O-Emissionen in kg N₂O-N t TM⁻¹, E_{N₂O}: mittlere kumulative direkte N₂O-Emission des jeweiligen Versuchsjahres der Varianten (kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹), Trockenmasseertrag (TM) der jeweiligen Kultur (t ha⁻¹). Als TM wurde im Winterweizen der Kornertrag und im Dauergrünland die Summe der Schnitte verwendet.

1.3.3 N-Nutzungseffizienz

Zur Bewertung der N-Effizienz der unterschiedlichen Ausbringungstechniken wurde die apparente N-Nutzungseffizienz nach Sistani et al. 2010 genutzt:

$$aNUE (\%) = \frac{N\text{-Aufnahme Pflanze}_{gedüngt} - N\text{-Aufnahme Pflanze}_{N_0}}{N\text{-Düngung}_{gesamt}}, \quad (6)$$

mit aNUE: apparente N-Nutzungseffizienz in %, N-Aufnahme Pflanze_{gedüngt}: N-Gehalt in der geernteten oberirdischen Pflanzenbiomasse des gesamten Schnittguts der gedüngten Varianten, N-Aufnahme Pflanze_{N₀}: N-Gehalt in der geernteten oberirdischen Pflanzenbiomasse des gesamten Schnittguts der nicht gedüngten Kontrollvariante (N0) in kg N ha⁻¹ a⁻¹, N-Düngung_{gesamt}: Summe der ausgebrachten organischen plus mineralischen Düngung für die Kornerträge und alle Schnitte, bzw. Summe des ausgebrachten organischen N (nur Gülle und Gärreste) für die GPB und die ersten beiden Grünlandschnitte.

1.3.4 Freilandinkubationsversuch: N₂-Emissionen und N-Bilanz

Die Berechnung der NH₃-Emissionen erfolgte, wie bereits zuvor beschrieben, nach Pacholski 2016. Die N₂O-Emissionen wurden unter Anwendung des R-Paketes „gasfluxes“ (Fuß, 2020) linear berechnet. Die Auswertung der N₂+N₂O-Daten erfolgte nach Mulvaney 1984. Die Auswertung der ¹⁵N-Isotopensignaturen erfolgte nach Bergsma et al. 2001, Deppe et al. 2017 und Spott et al. 2006. Details der umfangreichen Isotopenauswertung der einzelnen

Parameter können dem eingereichten Manuskript (Buchen-Tschiskale et al. in Begutachtung) entnommen werden.

Die ^{15}N -Wiederfindung der einzelnen Pools und Verluste im Verhältnis zur Gesamtmenge an ausgebrachtem ^{15}N -Dünger (organisch plus mineralisch) wurde nach Barraclough 1995 ermittelt. Die gesamte ^{15}N -Wiederfindung (ohne NH_3 -Verluste) wurde als Summe der ^{15}N -Rückgewinnung durch $\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2$ -Verluste, N-Auswaschung, N_t -Pool, N in der oberirdischen Biomasse und N in der unterirdischen Biomasse im Verhältnis zum ausgebrachten ^{15}N -Dünger berechnet (%). Darüber hinaus wurde die gesamte ^{15}N -Rückgewinnung einschließlich der NH_3 -Verluste berechnet. Die ^{15}N -Rückgewinnung für NH_3 -Verluste wurden unter der Annahme berechnet, dass diese Verluste aus dem ^{15}N -markierten NH_4^+ -N-Pool der Gülle stammen.

Um Hinweise auf die N-Immobilisierung oder Mineralisierung nach der Gülleausbringung zu erhalten, wurde die N-Bilanz wie folgt berechnet:

$$N - \text{Bilanz} = N_{\text{input}} - N_{\text{output}} - \text{Änderung im } N_{\text{min}}\text{Pool des Bodens}, \quad (7)$$

N_{input} : Gesamtmenge des ausgebrachten N-Düngers (organisch plus mineralisch) und N_{output} : N-Aufnahme der Pflanzen durch ober- und unterirdische Biomasse plus N-Verluste (NH_3 -Emission, $\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2$ -Emission, N-Auswaschung). Änderungen des N_{min} -Pools im Boden wurden als Differenz zwischen den N_{min} -Gehalten zu Beginn und am Ende des Versuchs berechnet. Ein positiver Wert der N-Bilanz deutet also darauf hin, dass der gedüngte Stickstoff im Boden als immobilisierter organischer Stickstoff akkumuliert wurde. Ist der Wert negativ, würde dies darauf hindeuten, dass mehr Stickstoff exportiert als gedüngt wurde, d. h. Mineralisierung von organischem Boden-N.

1.3.5 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Open Source Statistikprogramm R (R Development Core Team, 2020). Die standortübergreifenden Abbildungen und Tabellen zeigen jeweils Mittelwerte ± 1 Standardabweichung, sofern nicht anders gekennzeichnet. Die Signifikanzbuchstaben zeigen die Variantenunterschiede innerhalb des Standortes und wurden mittels Varianzanalyse (ANOVA) und paarweisen Vergleichen mit p-Wertkorrektur für Mehrfachvergleiche unter Nutzung des R-Pakets „emmeans“ ermittelt (Feldversuche und Freilandinkubationsversuch). Zur weiteren standortübergreifenden Auswertung wurde ein lineares gemischtes Modell (R-Paket „lme4“) genutzt. Das Modell beinhaltet den Summenparameter z.B. N_2O -Emissionen auf Jahresbasis und Variante, Standort und das Versuchsjahr als „fixed factors“. Die Blöcke in den Feldversuchen wurden als „random effect“ genutzt. Die paarweisen Vergleiche mit p-Wertkorrektur für Mehrfachvergleiche wurden auch hier unter Nutzung des R-Pakets „emmeans“ ermittelt. Signifikante Unterschiede wurden anhand eines p-Werts <0.05 identifiziert.

1.4 Datenqualitätsmanagement und Datenhaltung

Die an den vier Versuchsstandorten erhobenen Feld- und Labordaten bilden die Grundlage für die Gesamtbewertung der N_2O - und NH_3 -Emissionen und der Stickstoffnutzungseffizienz hinsichtlich der untersuchten Ausbringungstechniken. Sie werden für die Erstellung standortsspezifischer Ökobilanzen (AP2) verwendet und sind die Datenbasis für die ökonomische und betriebliche Bewertung der Ausbringungstechniken (AP3) und bilden darüber hinaus die zentrale Datenbasis für die Abbildung in den nationalen Emissionsinventaren (AP4). Die zentrale Bereitstellung von geprüften Daten war somit Voraussetzung für die erfolgreiche Bearbeitung des Gesamtvorhabens. Hierzu wurde am TI

ein Konzept zur Sicherstellung der Datenqualität entwickelt (Abbildung 8). Alle Projektdaten wurden in projektspezifischen Datentemplates erfasst und anschließend durch die Projektkoordination qualitätsgeprüft. Die geprüften und ggf. korrigierten Daten wurden den Teilprojekten über eine Cloud zur Verfügung gestellt und zusätzlich auf einem externen Server in einer relationalen Datenbank am TI für nachfolgende Anwendungen (z.B. Nutzung für nachfolgende Modellierungen) abgelegt. Als Datenbankverwaltungssystem wurde Microsoft SQL Server Management Studio genutzt. Zusätzlich wurden für alle Projektpartner umfangreiche Metadaten und zentrale Projektdokumente (z.B. Versuchsbeschreibungen, Messanweisungen, Methoden, usw.) bereitgestellt.

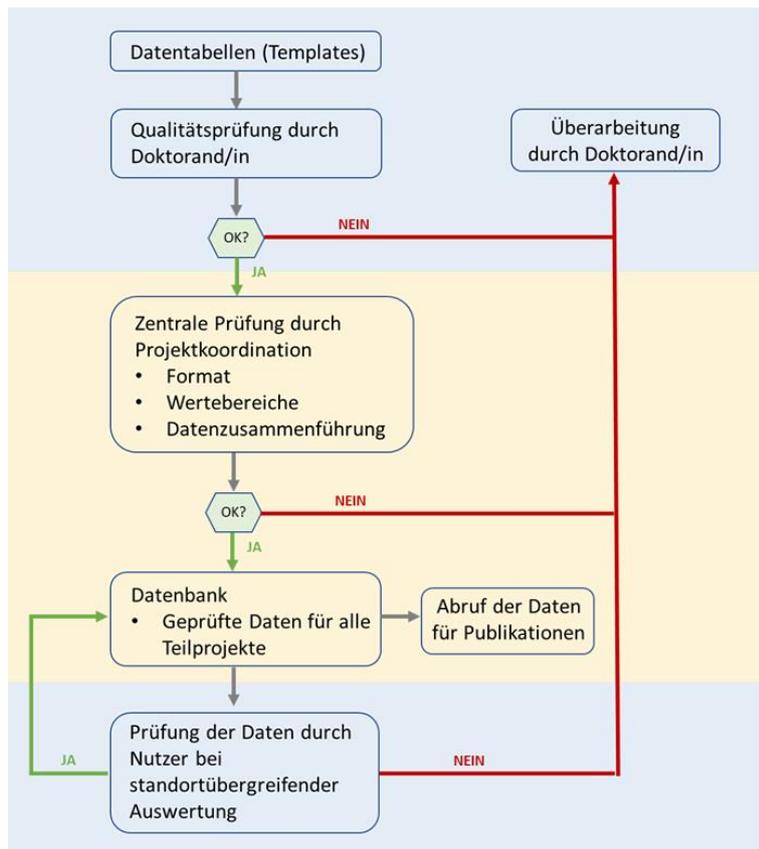


Abbildung 8: Projektspezifisches Konzept zur Sicherstellung der Datenqualität und -erhaltung.

1.5 Ergebnisse

1.5.1 Witterung

Die klimatischen Rahmenbedingungen schwankten an allen Standorten im Zeitraum 2019 bis 2021 deutlich. Abbildung 9 zeigt die mittleren Tageswerte der Lufttemperaturen und Niederschläge für die drei Versuchsregionen (Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Baden-Württemberg). Die Niederschlagssummen der Jahre 2019 und 2020 variieren deutlich. Die höchste Jahresniederschlagssumme (926 mm) wurde 2019 an den Standorten in Schleswig-Holstein gemessen. Im Vergleich dazu fielen in Hohenheim im Jahr 2020 lediglich 464 mm. Der wärmste Standort war Hohenheim mit einer mittleren Jahresdurchschnittstemperatur von 11.6 °C im Versuchszeitraum. Das Jahr 2019 zeichnete sich zu Beginn der ersten Düngeperiode im März durch hohe Niederschläge aus. Nach einem trockenen April wurde es im Mai wieder kühl und nass, bevor es bis zur Ernteperiode meist sonnig und warm blieb. Im Jahr 2020 waren die Monate der Düngeperiode März bis Mai trocken und wärmer als im

vorangegangenen Jahr. Während sich die beiden Jahr 2019 und 2020 durch einen milden Winter auszeichneten, waren Januar und Februar 2021 durch zahlreiche Forstereignisse geprägt.

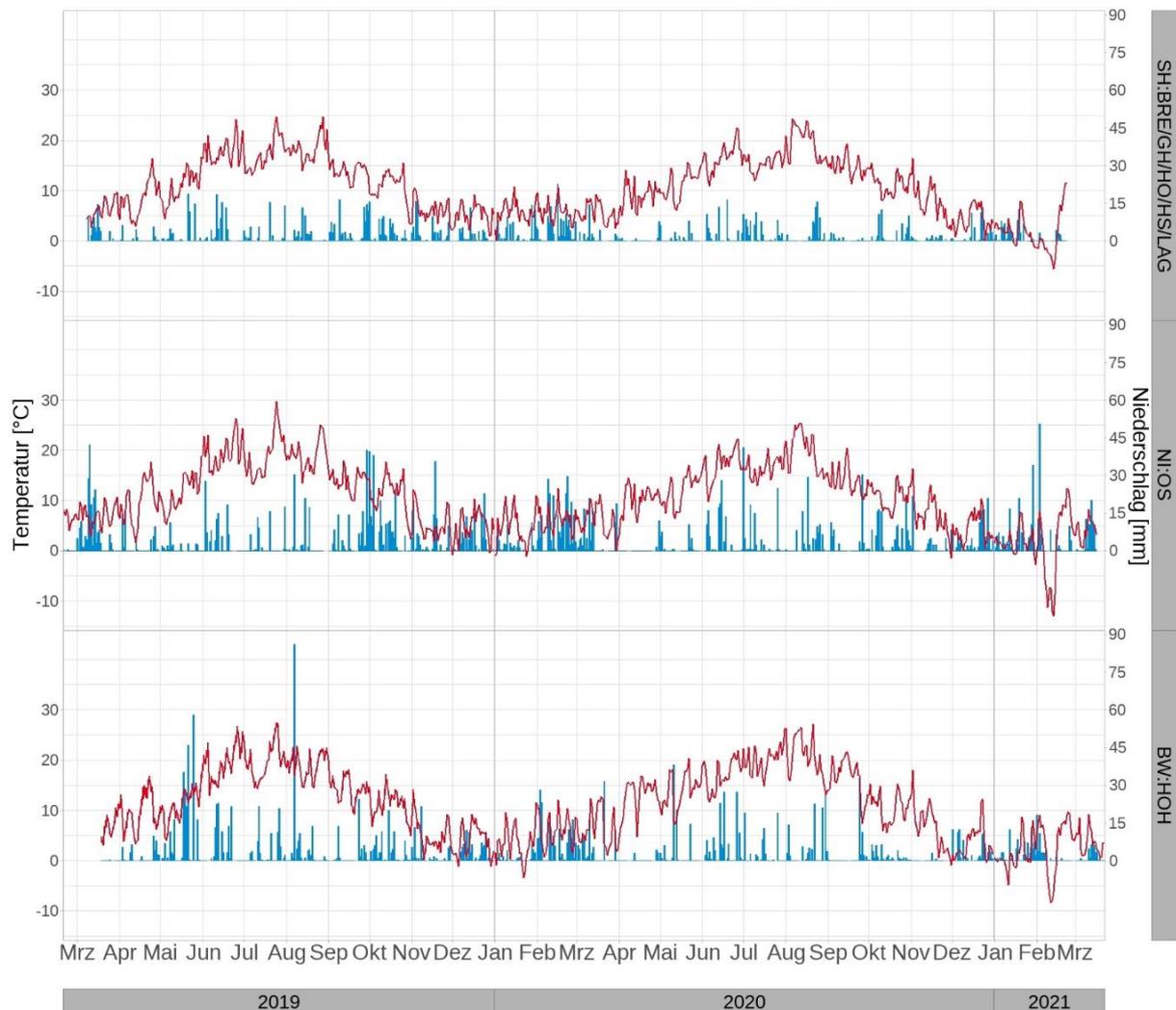


Abbildung 9: Mittlere Tagestemperaturen und Tagesniederschlagssummen der Standorte SH:BRE, SH:GH, SH:HO, SH:HS, SH:LAG, BW:HOH, NI:OS im Versuchszeitraum 2019 bis 2021.

1.5.2 Gülle und Gärreste

Für die jeweilige Ausbringung an den unterschiedlichen Versuchsstandorten in Deutschland wurde auf Rindergülle und Biogasgärreste von lokalen Landwirten zurückgegriffen. Dies führte zu leichten Unterschieden in der Zusammensetzung der Substrate (siehe Tabelle A 1 und Tabelle A 2 im Anhang). Für die Herstellung der Biogasgärreste wurden an den einzelnen Standorten unterschiedliche Substrate genutzt, während in die Gärreste in SH und BW von Maissilage als Hauptkomponente dominiert wurden, war Rindergülle in LS das hauptsächliche Vergärungssubstrat (Tabelle A 4). Die Vergleichbarkeit zwischen den Standorten ist jedoch durch die Ziel-Ausbringungsmenge des Wirtschaftsdüngers von 170 kg N ha^{-1} (zulässige Stickstoffobergrenze nach Düngerverordnung) gewährleistet. Zudem wäre ein Transport eines einheitlichen Substrates zwischen den Standorten aufgrund der großen Entfernung und den Arbeitsspitzen im Frühjahr nicht möglich gewesen.

Abbildung 10 zeigt die ausgebrachten Gesamtstickstoffmengen, aufgeteilt in die Anteile der organischen Düngung mit Gülle bzw. Gärresten und die mineralische Düngung mit KAS im

Winterweizen. Eine dritte mineralische Düngung erfolgte zum Beginn des Ährenschiebens je nach Ertragserwartung und Stickstoffmineralisierung des Standortes und wurde an den Standorten in Schleswig-Holstein mit 60 kg N ha⁻¹ und Niedersachsen mit 40 kg N ha⁻¹ durchgeführt. In Baden-Württemberg war die zusätzliche N-Gabe nicht notwendig. Die Ziel-Ausbringungsmenge von 170 kg N ha⁻¹ wurde an allen Standorten in den ersten beiden Versuchsjahren erreicht. Obwohl die Ausbringungsmenge entsprechend der N_r-Gehalte der Substrate gewählt wurde, treten leichte Unterschiede in den ausgebrachten N-Mengen zwischen Gülle und Gärrest auf. Insgesamt liegt die mittlere ausgebrachte Gesamtstickstoffmenge an den unterschiedlichen Standorten für die beiden Versuchsjahre jeweils auf einem vergleichbaren Niveau (siehe z.B. SH:HS 2019 mit 227 kg N ha⁻¹ Rindergülle und 231 kg N ha⁻¹ Gärrest). Aus bereits oben genannten Gründen wurde im Jahr 2021 nur eine erste Ausbringung in der Wintergerste an ausgewählten Standorten durchgeführt, die N-Mengen sind Tabelle A 3 gelistet.



*Varianten in NI:OS 2020 nicht angelegt

Abbildung 10: Ausgebrachte Gesamtstickstoffmengen (organisch/mineralisch) der jeweiligen Varianten im Winterweizen für die einzelnen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.

In Abbildung 11 sind die jeweils ausgebrachten Gesamtstickstoffmengen im Dauergrünland gezeigt. Hier erfolgte die dritte N-Gabe mit KAS entsprechend der Ertragserwartung in SH (2019 und 2020) und NI (nur 2019) mit 30 kg N ha⁻¹. In BW war, wie bereits im Winterweizen, eine zusätzliche mineralische N-Gabe nicht notwendig. Auffällig ist die N-Gabe von 100 kg ha⁻¹ in NI:OS 2020. Aufgrund der Einschränkungen durch die COVID-19 Pandemie konnte die Gülleaussbringung nicht durchgeführt werden, daher erfolgte die erste N-Gabe ausschließlich

mit KAS und die Applikation der Gülle wurde in den beiden nachfolgenden N-Gaben nachgeholt. Die Ziel-Ausbringungsmenge von 170 kg N ha⁻¹ wurde jedoch an allen Standorten in SH leicht über 170 kg N ha⁻¹, was sich durch Ungenauigkeiten bei der Bestimmung der Ausbringungsmenge im ersten Versuchsjahr erklären lässt, während der Standort BW:HOH leicht darunter lag. Im Jahr 2021 wurde nur eine erste N-Gabe durchgeführt (Tabelle A 3).



Abbildung 11: Ausgebrachte Gesamtstickstoffmengen (organisch/mineralisch) der jeweiligen Varianten im Dauergrünland für die einzelnen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.

1.5.3 NH₃-Emissionen

Im Versuchszeitraum von Februar 2019 bis März 2021 wurden an den Versuchsstandorten insgesamt mehr als 13.400 DTM- und 20.400 PS-Messungen durchgeführt. Die mittleren gemessenen N₂O-Flussraten sind im zeitlichen Verlauf für den Winterweizen in

Abbildung 12 und für das Dauergrünland in Abbildung 13 gezeigt, sowie für das Messjahr 2021 in Abbildung A 4 und Abbildung A 5. Wie zu erwarten stiegen die NH₃-Emissionen gleich nach der Gülle- bzw. Gärrestausräumen steil und sukzessive an und ließen dann in den Tagen nach Düngung deutlich nach. Es zeigten sich bereits in den Zeitverläufen deutliche Jahres- und Standortunterschiede. Die Witterungsbedingungen hatten dabei einen starken Einfluss, so waren die NH₃-Emissionen an den beiden windstärksten Standorten in SH am höchsten. Die Windgeschwindigkeit ist ein wesentlicher Einflussfaktor auf die NH₃-Emissionen und es gilt, je

höher die Windgeschwindigkeit, desto größer ist das Risiko hoher NH_3 -Verluste. Aber auch am Standort BW:HOH traten besonders in 2020 hohe NH_3 -Emissionen in den Gärrestvarianten auf. Zur zweiten Düngung im Winterweizen 2020 in BW:HOH ist die Minderung der NH_3 -Emissionen durch Ansäuerung (SL:GR+S) und Schlitztechnik (SI:GR) im Zeitverlauf deutlich zu erkennen (Tabelle 3). Ein ähnlicher Trend zeigt sich auch im Messjahr 2021.

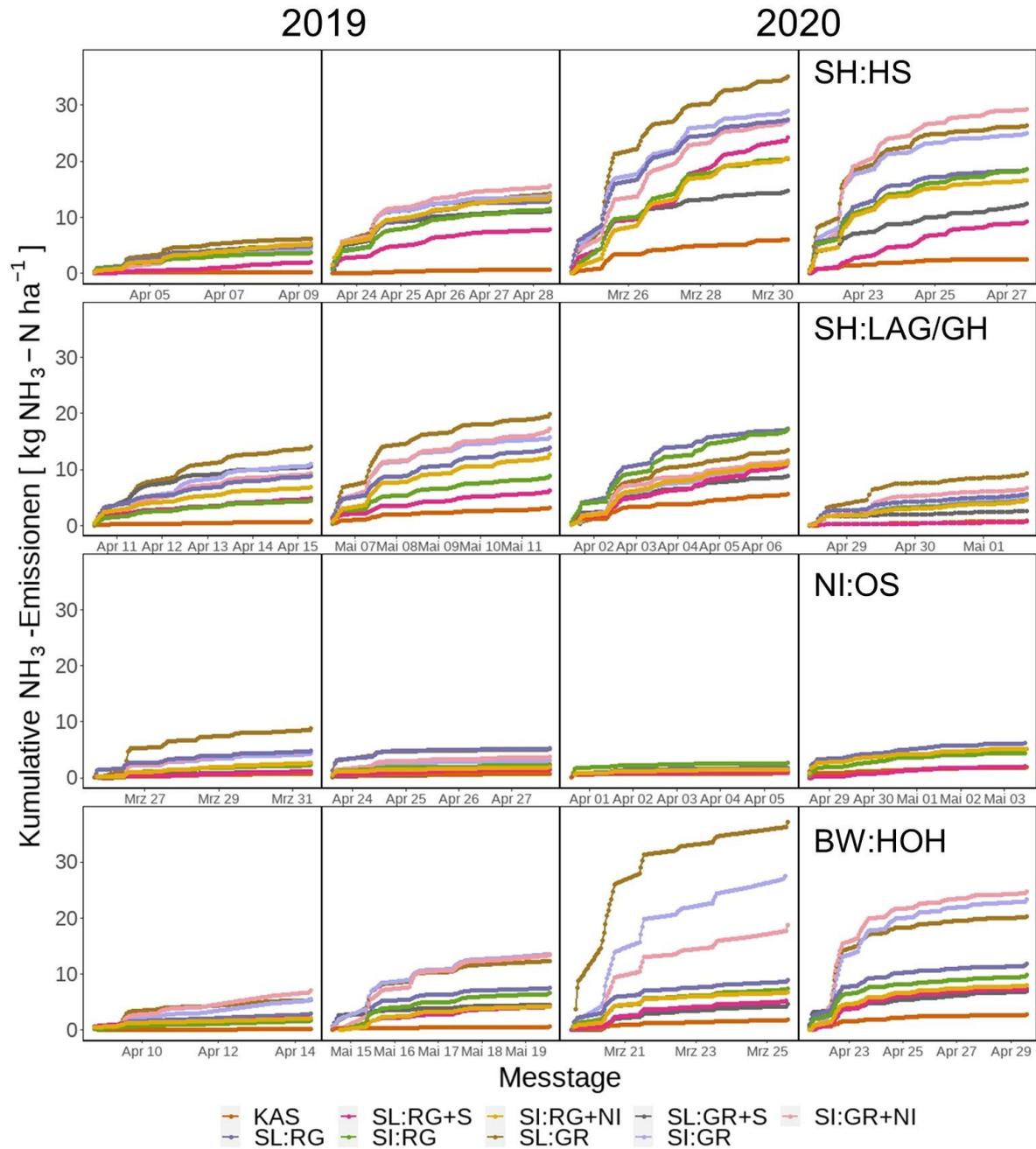


Abbildung 12: Mittlere kumulative NH_3 -Emissionen nach der Gülle- und Gärrest bzw. KAS-Applikation im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf (jeweils links nach der 1. und rechts nach der 2. Applikation).

Im Dauergrünland traten ebenfalls deutliche Standortunterschiede auf, jedoch waren die Jahreseffekte im Zeitverlauf weniger stark ausgeprägt. Dies gilt auch für das Messjahr 2021 (Abbildung A 5). Die niedrigsten NH_3 -Emissionen wurden wie im Winterweizen am Standort NI:OS gemessen. Die höchsten NH_3 -Emissionen traten an allen Standorten zumeist in der

Schleppschuh-Variante (SU:RG) auf. Eine Minderung der NH₃-Emissionen wurde durch Ansäuerung in der SU:RG Variante und Einschlitzen der Gülle erreicht.

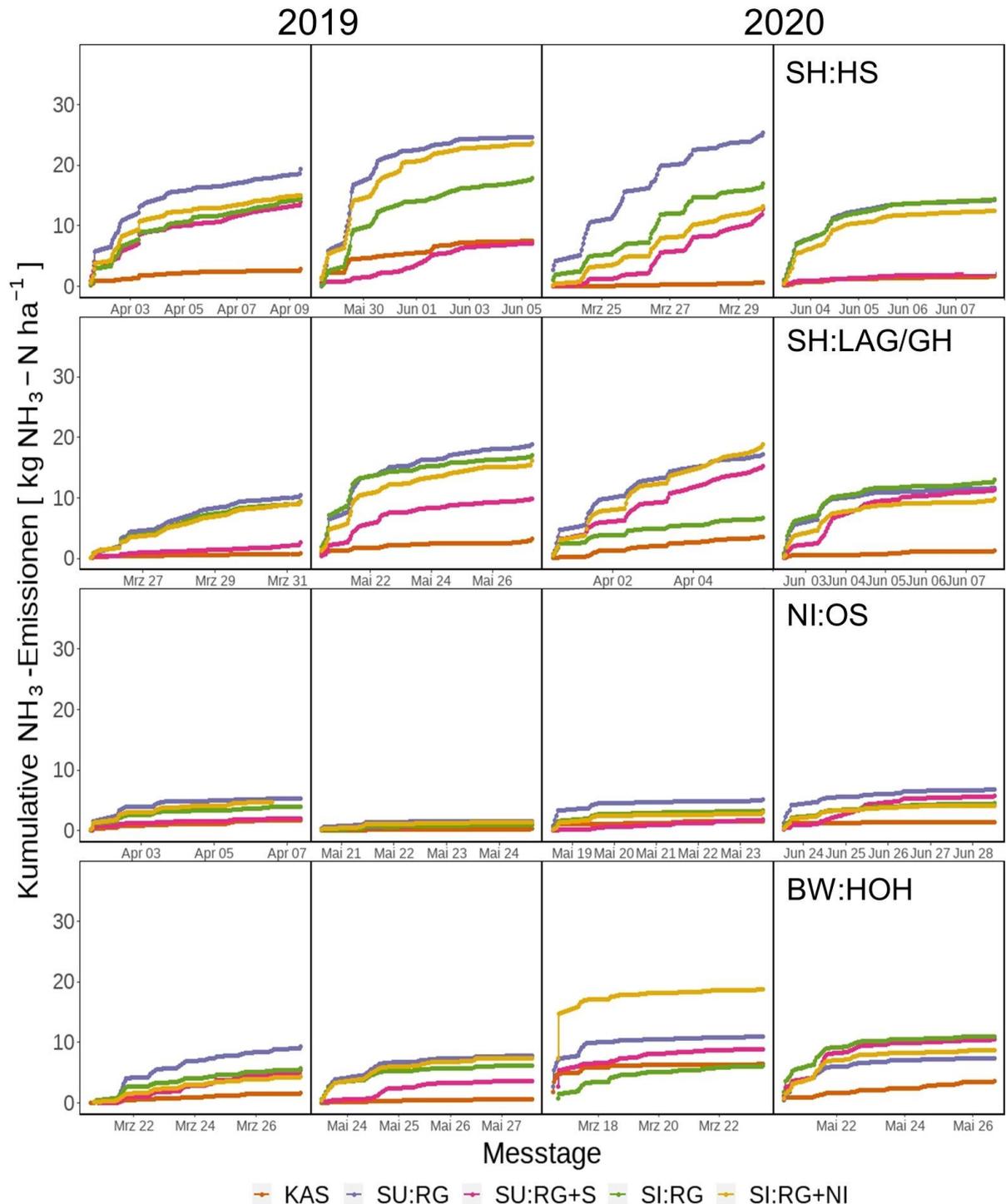


Abbildung 13: Mittlere kumulative NH₃-Emissionen nach der Gülle- bzw. KAS-Applikation im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf (jeweils links nach der 1. und rechts nach der 2. Applikation).

Abbildung 14 zeigt die kumulierten NH₃-Emissionen der Winterweizenstandorte für die beiden Versuchsjahre 2019 und 2020. Wie bereits in den Zeitverläufen deutlich wurde, ist die Höhe der NH₃-Emissionen an den untersuchten Standorten sehr unterschiedlich. Die niedrigsten NH₃-Emissionen wurden am Standort NI:OS gemessen. Die höchsten NH₃-Emissionen (> 53 kg NH₃-N ha⁻¹) traten im Jahr 2020 in der Variante SL:GR an den beiden Standorten BW:HOH

und SH:HS auf. Die NH_3 -Emissionen der Gärrestvarianten waren im Mittel bei der gleichen Ausbringungstechnik rund 60% höher als in den Güllevarianten. Die Ansäuerung führte unabhängig vom Substrat in den meisten Fällen zu einer signifikanten Minderung der NH_3 -Emissionen. Ein Effekt auf NH_3 -Emissionen durch die Verlängerung der NH_4^+ -Phase bei Zusatz eines Nitrifikationshemmstoffs konnte nicht bestätigt werden. Die NH_3 -Emissionen der KAS Variante lagen durchgängig auf einem niedrigen Niveau ($0\text{--}12 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$). Die standortübergreifende statistische Auswertung zeigte einen signifikanten Varianten-, Standort- und Jahreseffekt.

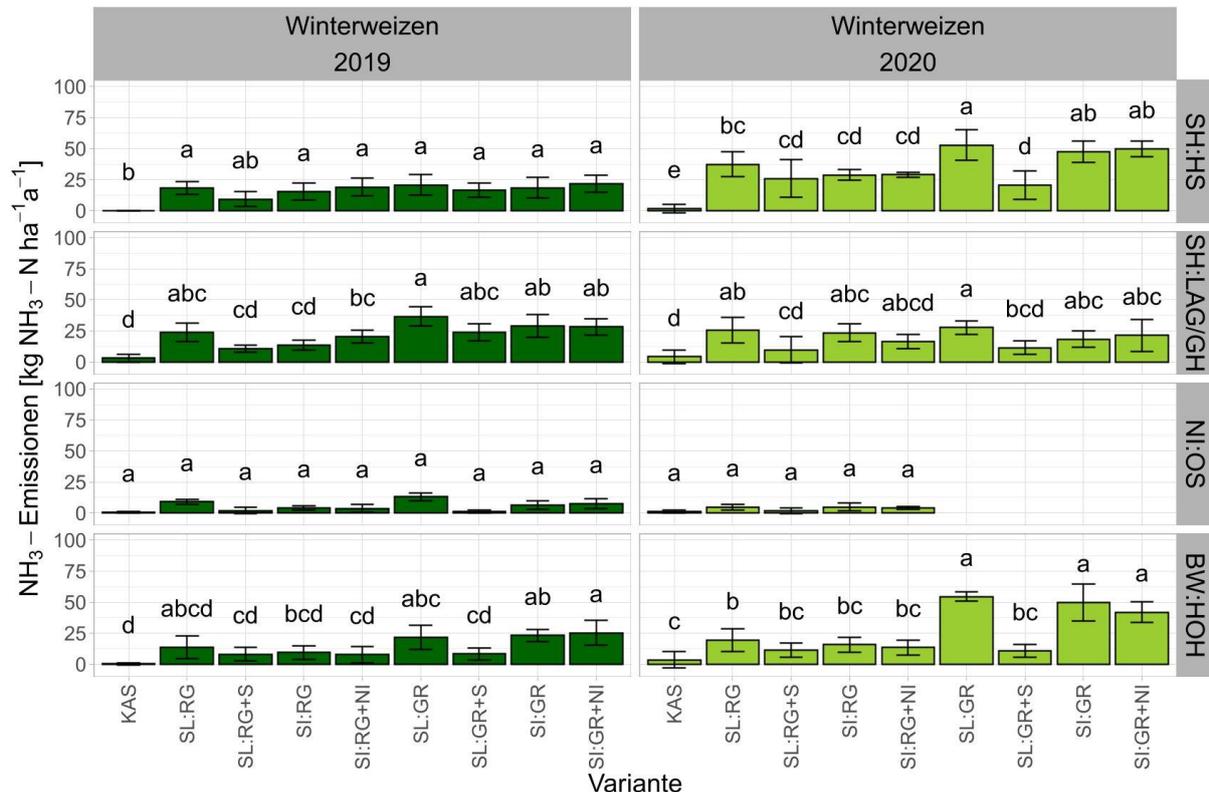


Abbildung 14: Mittlere NH_3 -Emissionen der Gülle- und Gärrest- bzw. KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Die kumulierten NH_3 -Emissionen der Dauergrünlandstandorte für die beiden Versuchsjahre sind in Abbildung 15 dargestellt. In den beiden Messjahren und über alle Standorte lagen die NH_3 -Emissionen der Güllevarianten zwischen 2 und $38 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Gemittelt über die beiden Messjahre, waren die NH_3 -Emissionen an den beiden Standorten in SH mit rund $20 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ am höchsten. Die geringsten NH_3 -Emissionen wurden abermals am Standort NI:OS mit rund $4 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ gemessen. Die Ansäuerung führte auch im Dauergrünland zumeist (außer bei NI:OS) zu einer deutlichen Minderung der NH_3 -Emissionen. Eine Erhöhung der NH_3 -Emissionen durch den Einsatz des Nitrifikationshemmstoffs trat nicht auf. Im Grünland, lagen die NH_3 -Emissionen der KAS Variante durchgängig auf einem vergleichbar geringen Niveau (0 bis $11 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$).

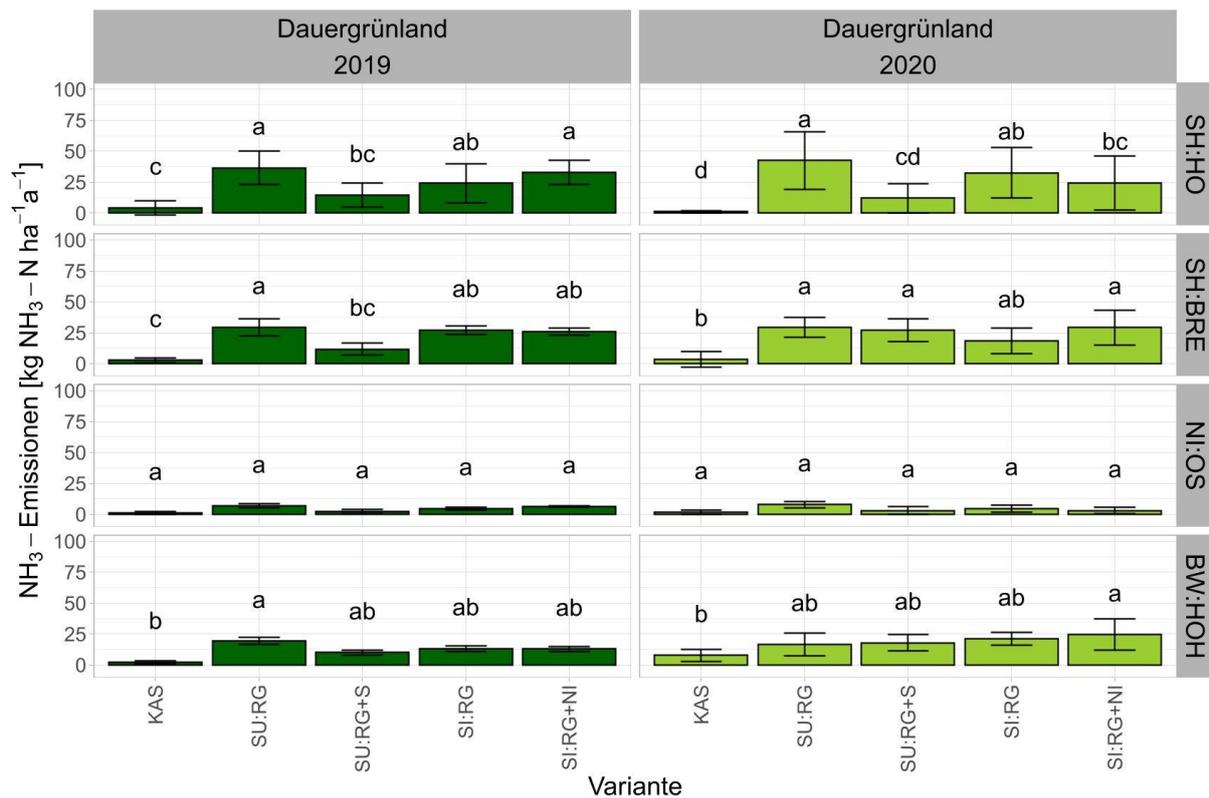


Abbildung 15: Mittlere NH₃-Emissionen der Güllevarianten und von KAS im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Für eine standortübergreifende Gesamtbetrachtung wurden die NH₃-Minderungspotentiale der emissionsarmen und innovativen Ausbringungsvarianten gegenüber der laut Düngeverordnung vorgeschriebenen bandförmigen Gülleapplikation mittels Schleppschauch/schuh berechnet (siehe Gleichung 2). Tabelle 3 zeigt die gemittelten NH₃-Emissionen über alle Standorte im Winterweizen.

Tabelle 3: Mittlere NH₃-Emissionen, NH₃-Minderungspotential gegenüber der Schleppschauch (SL:RG bzw. SL:GR) Variante und NH₃-Emissionsfaktor (EF_{NH3}) im Winterweizen über alle Standorte und beide Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung).

Variante	NH ₃ -Emissionen	NH ₃ -Minderungspotential	EF _{NH3}	n
	kg NH ₃ -N ha ⁻¹	% gegenüber SL:RG/SL:GR	kg kg ⁻¹	
KAS	2±2		0,0127±0,0236	32
SL:RG	19±10		0,17±0,02	32
SL:RG:S	10±7	52±15	0,09±0,10	32
SI:RG	14±9	24±19	0,13±0,08	32
SI:RG:NI	14±9	26±19	0,12±0,08	32
SL:GR	33±16		0,28±0,08	28
SL:GR+S	13±7	60±22	0,11±0,16	28
SI:GR	27±16	19±19	0,24±0,07	28
SI:GR+NI	28±14	14±20	0,24±0,17	28

Es traten signifikant geringere NH₃-Emissionen in der Mineraldüngervariante im Vergleich zu den organisch gedüngten Varianten auf. Die NH₃-Emissionen der Gärrestvarianten waren höher als die der Güllevarianten. Das NH₃-Minderungspotential weist auf die deutliche Minderung der NH₃-Emissionen von rund 52% durch die Ansäuerung der Rindergülle und rund 60% bei der Ansäuerung der Gärreste hin. Das Minderungspotential durch Schlitztechnik mit offenem Schlitz und einer Schlitztiefe von 5 cm lag bei rund 24% für Rindergülle und rund 19% für Gärreste. Die über alle Standorte und beide Versuchsjahre gemittelten

Minderungspotentiale wiesen jedoch eine hohe Streuung auf. Der EF_{NH_3} der KAS Variante lag bei $0,0127 \pm 0,0236$. Wie zu erwarten, waren die EF_{NH_3} mit $0,17 \pm 0,02$ (RG) und $0,28 \pm 0,08$ (GR) in der Schleppschlauchvariante am höchsten, während sie für die Ansäuerung und Schlitztechnik deutlich geringer ausfielen.

Ein ähnliches Bild zeigte sich auch für die NH_3 -Emissionen über alle Standorte im Grünland (Tabelle 4), auch hier traten die geringsten NH_3 -Emissionen in der Minereraldüngervariante auf. Das NH_3 -Minderungspotential lag mit rund 46% in einem vergleichbaren Bereich zu den Winterweizenstandorten. Die Minderung durch Schlitztechnik mit offenem Schlitz und einer Schlitztiefe von 5 cm lag bei rund 22%. Auch hier wiesen die über alle Standorte und beide Versuchsjahre gemittelten Minderungspotentiale eine hohe Streuung auf. Der EF_{NH_3} der KAS Variante lag bei $0,0214 \pm 0,0268$ $kg NH_3 kg^{-1}$ und damit leicht höher als im Vergleich zum Winterweizen. Wie zu erwarten waren die EF_{NH_3} mit $0,23 \pm 0,14$ $kg NH_3-N kg^{-1}$ TAN in der Schleppschlauchvariante am höchsten, während sie für die Ansäuerung und Schlitztechnik deutlich geringer ausfielen.

Tabelle 4: Mittlere NH_3 -Emissionen und NH_3 -Minderungspotential gegenüber Schleppschuh Variante (SU:RG) NH_3 -Emissionsfaktor (EF_{NH_3}) im Dauergrünland über alle Standorte und beide Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung).

Variante	NH ₃ -Emissionen	NH ₃ -Minderungspotential	EF _{NH₃}	n
	kg NH ₃ -N ha ⁻¹	% gegenüber SU:RG	kg kg ⁻¹	
KAS	3±2		0,0214±0,0268	32
SU:RG	24±13		0,23±0,14	32
SU:RG:S	12±8	46±29	0,12±0,09	32
Sl:RG	18±10	22±22	0,18±0,12	32
Sl:RG:NI	20±11	15±32	0,19±0,13	32

1.5.4 N₂O-Emissionen

Innerhalb des Projektes wurden im Versuchszeitraum von Februar 2019 bis Februar 2021 an den Versuchsstandorten insgesamt mehr als 19.500 Gasflussmessungen durchgeführt. Die mittleren gemessenen N_2O -Flussraten im zeitlichen Verlauf für die Kultur Winterweizen sind in Abbildung 16 dargestellt. An allen Standorten folgten die N_2O -Emissionen im Winterweizen dem erwarteten zeitlichen Verlauf mit erhöhten Emissionen nach Düngung (schwarze Pfeile), Ernte (grüne Linien) und Bodenbearbeitung (rote Linien). Aufgrund der milden Temperaturen im Winter 2020 wurden keine erhöhten N_2O -Emissionen im Winterhalbjahr gemessen. Auch die zahlreichen Forstereignisse im Januar und Februar 2021 führten entgegen der Erwartungen nicht zu erhöhten N_2O -Emissionen.

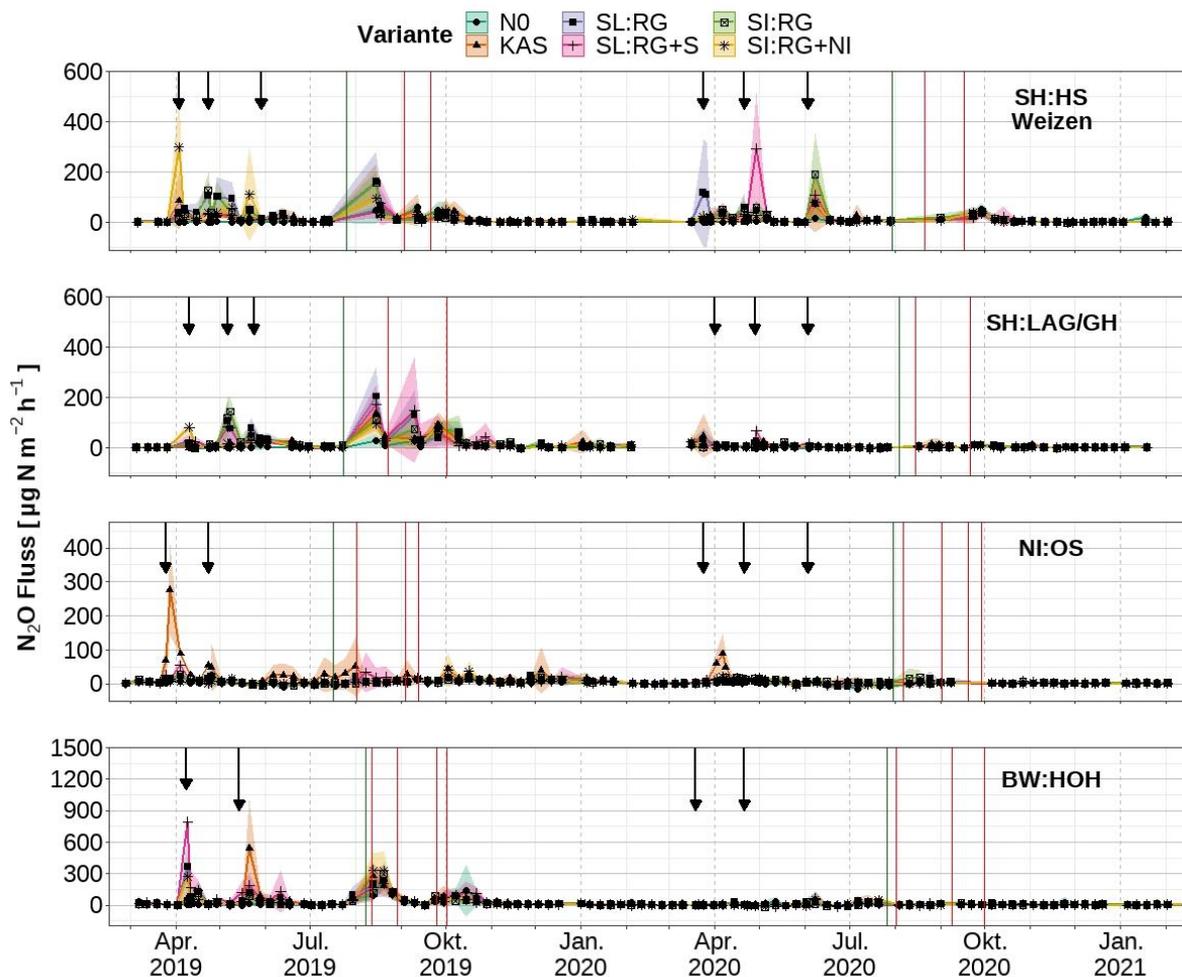


Abbildung 16: Mittlere N₂O-Emissionen der Gülle-, von N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf. Pfeile stellen die Düngetermine, grüne Linien den Erntetermin und rote Linien die Termine von Bodenbearbeitung und Aussaat dar. Zu beachten sind die unterschiedlichen Y-Achsenkalierungen für die jeweiligen Standorte.

Zusätzlich wurden am Standort Hohenheim die N₂O-Emissionen auch in den Gärrestvarianten (SL:GR, SL:GR+S, SI:GR und SI:GR+NI) gemessen. Die Ergebnisse sind in Abbildung 17 dargestellt. Hier zeigten sich insbesondere im ersten Messjahr stark erhöhte N₂O-Emissionen (bis zu 600 µg N m⁻² h⁻¹) nach den beiden Düngeterminen, vermutlich begünstigt durch die hohen Rest-N_{min}-Gehalte im Frühjahr (Abbildung 25). Auch die Ernte und nachfolgende Bodenbearbeitung im Herbst ließen die N₂O-Emissionen erneut ansteigen. Im zweiten Messjahr traten an allen Standorten nur sehr geringe N₂O-Emissionen auf.

Abbildung 18 zeigt die mittleren N₂O-Flussraten im Dauergrünland. Auch hier traten erhöhte N₂O-Emissionen insbesondere nach der Düngung (schwarze Pfeile) auf. Im ersten Messjahr waren die N₂O-Emissionen mit bis zu 450 µg N m⁻² h⁻¹ an den Standorten SH:HO und SH:BRE und BW:HOH erhöht. Die nachfolgenden Schnitte zeigten nur an einzelnen Standorten geringe Effekte, z.B. BW:HOH. Wie bereits für den Winterweizen gezeigt wurde, war auch im Dauergrünland das Emissionsniveau im zweiten Messjahr deutlich niedriger.

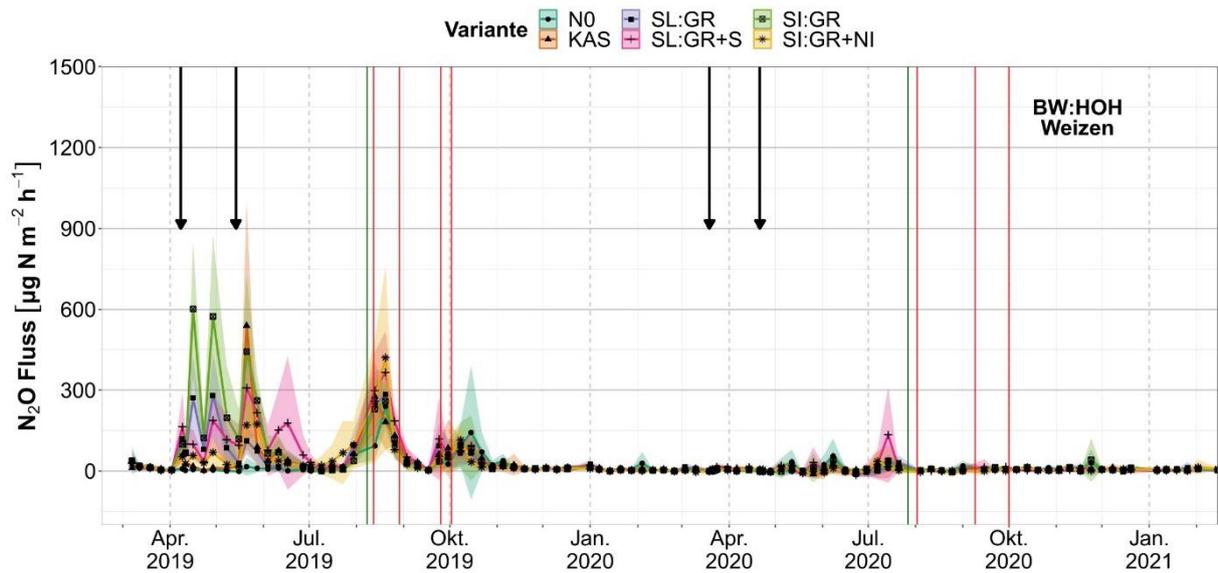


Abbildung 17: Mittlere N₂O-Emissionen der Gärrest-, von N0- und KAS-Variante im Winterweizen am Standort Hohenheim im Zeitverlauf. Pfeile stellen die Düngetermine, grüne Linien den Erntetermin und rote Linien die Termine von Bodenbearbeitung und Aussaat dar.

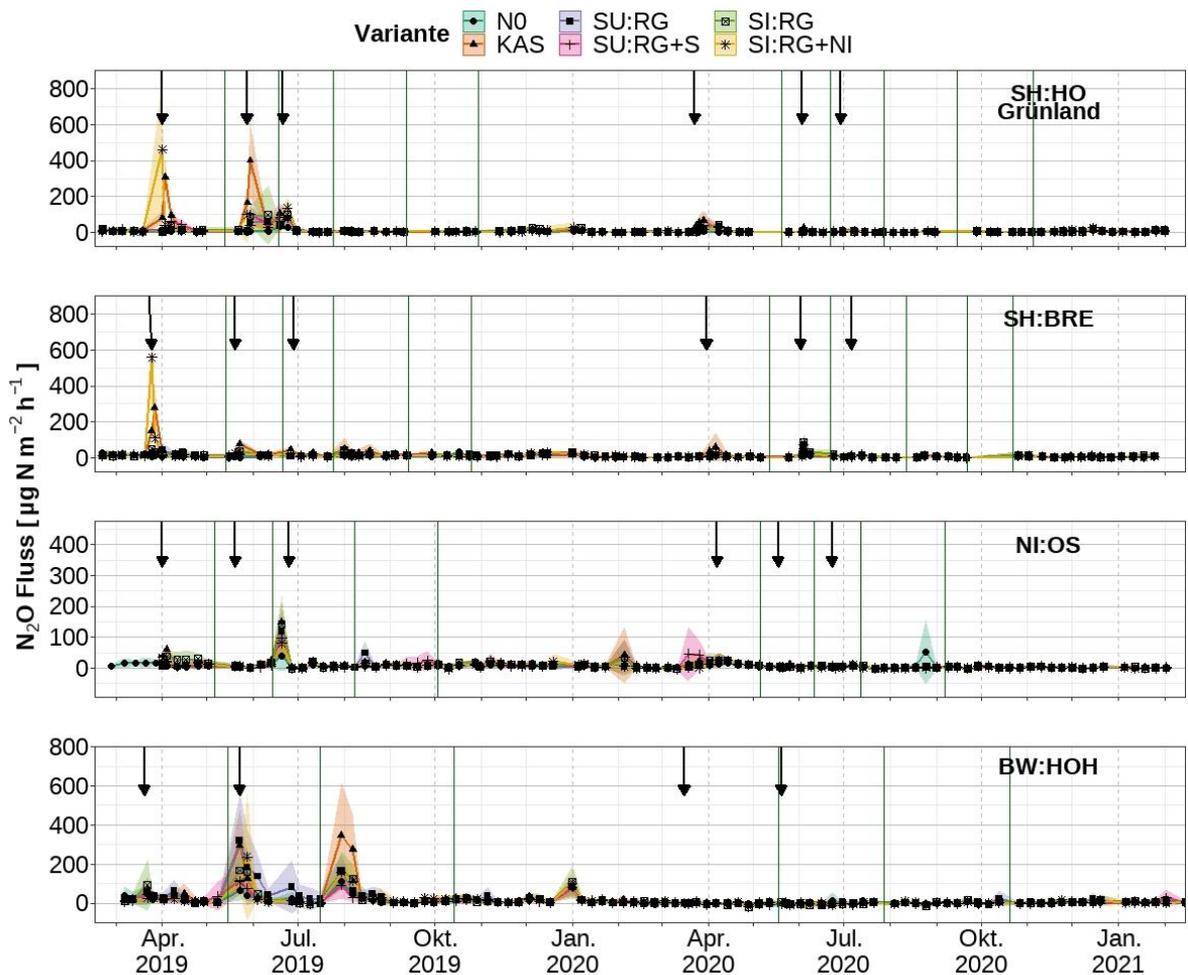


Abbildung 18: Mittlere N₂O-Emissionen der Gülle-, von N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf. Pfeile stellen die Düngetermine, grüne Linien den Erntetermin und rote Linien die Termine von Bodenbearbeitung und Aussaat dar. Zu beachten sind die unterschiedlichen Y-Achsenkalierungen für die jeweiligen Standorte.

Zur Untersuchung des Einflusses der Düngevarianten erfolgt die Betrachtung der N_2O -Jahresemissionen. Abbildung 19 zeigt die kumulierten N_2O -Emissionen der Winterweizenstandorte für die beiden Versuchsjahre 2019 und 2020.

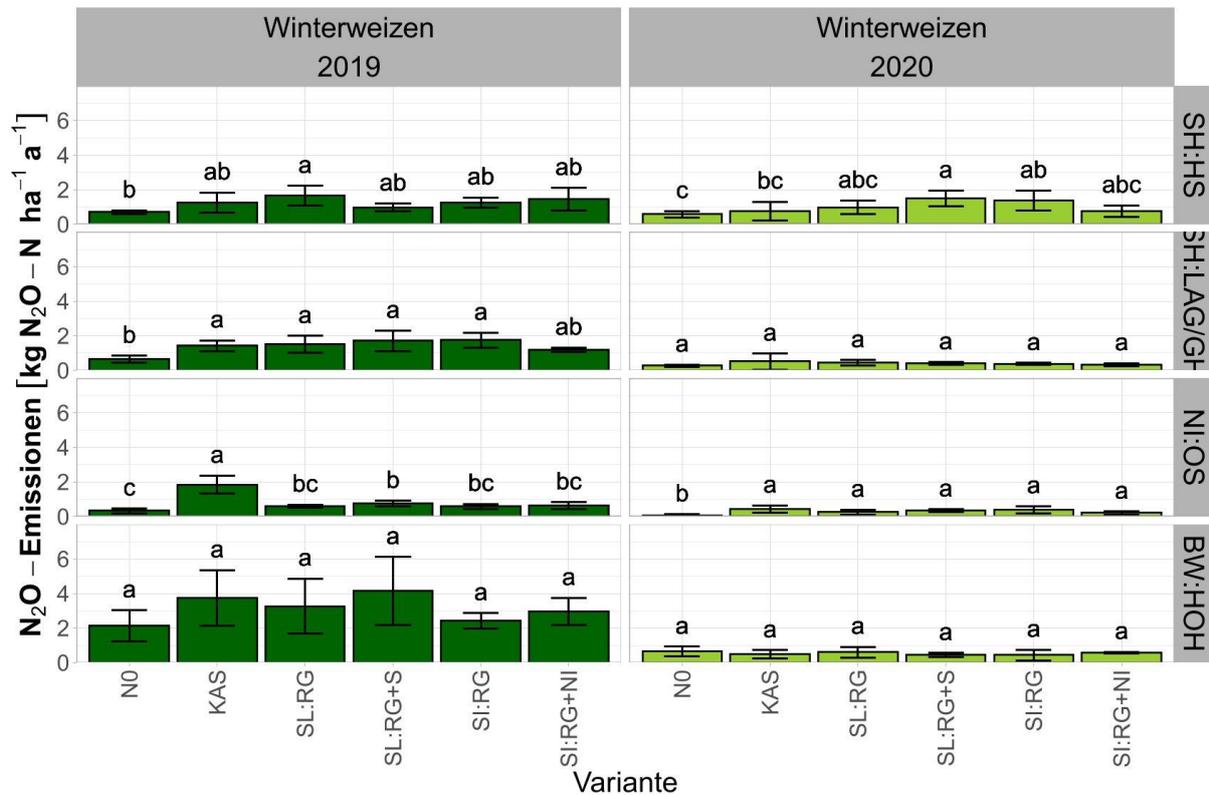


Abbildung 19: Kumulierte N_2O -Verluste der Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Wie sich bereits in den Zeitverläufen gezeigt hat, zeichnete sich über alle Standorte ein deutlicher Jahreseffekt mit sehr viel höheren N_2O -Emissionen in 2019 im Vergleich zu 2020 ab. In 2019 wies der Standort BW:HOH mit bis zu $4,2 \pm 2,0 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ in der Variante SL:RG+S die höchsten N_2O -Emissionen auf. Eine Erklärung dafür könnte die Bodentextur des schweren Standortes und die hohen Frühjahrs- N_{min} -Gehalte im Jahr 2019 gewesen sein. In 2020 waren die N_2O -Emissionen an diesem Standort deutlich geringer als im Vorjahr. In 2020 wurden die höchsten N_2O -Emission mit bis $1,5 \pm 0,4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ in der Variante SL:RG+S am Standort SH:HS gemessen. Insgesamt konnte für die Gülleensäuerung, in beiden Jahren und über alle Standorte hinweg, keine erhöhten N_2O -Emissionen festgestellt werden. Die N_2O -Emissionen der KAS Variante lagen auf einem ähnlichen Niveau wie die N_2O -Emissionen der Güllevarianten (außer bei NI:OS). Eine Reduktion der N_2O -Emissionen durch den Einsatz des Nitrifikationshemmstoffs in der Variante SI:RG+NI konnte in den Weizenversuchen aufgrund der hohen Variabilität der N_2O -Emissionen (siehe Standardabweichung) für die beiden Jahre 2019 und 2020 nicht eindeutig bestätigt werden. Die standortübergreifende statistische Auswertung der Daten mittels gemischtem linearen Modell bestätigt den Standort- und Jahreseffekt der N_2O -Emissionen. Insgesamt konnte für die beiden untersuchten Jahre und Standorte im Winterweizen kein Effekt der Gülleausbringungstechnik auf die N_2O -Emissionen festgestellt werden.

Abbildung 20 zeigt die kumulierten N_2O -Emissionen der Dauergrünlandstandorte für die beiden Versuchsjahre 2019 und 2020.

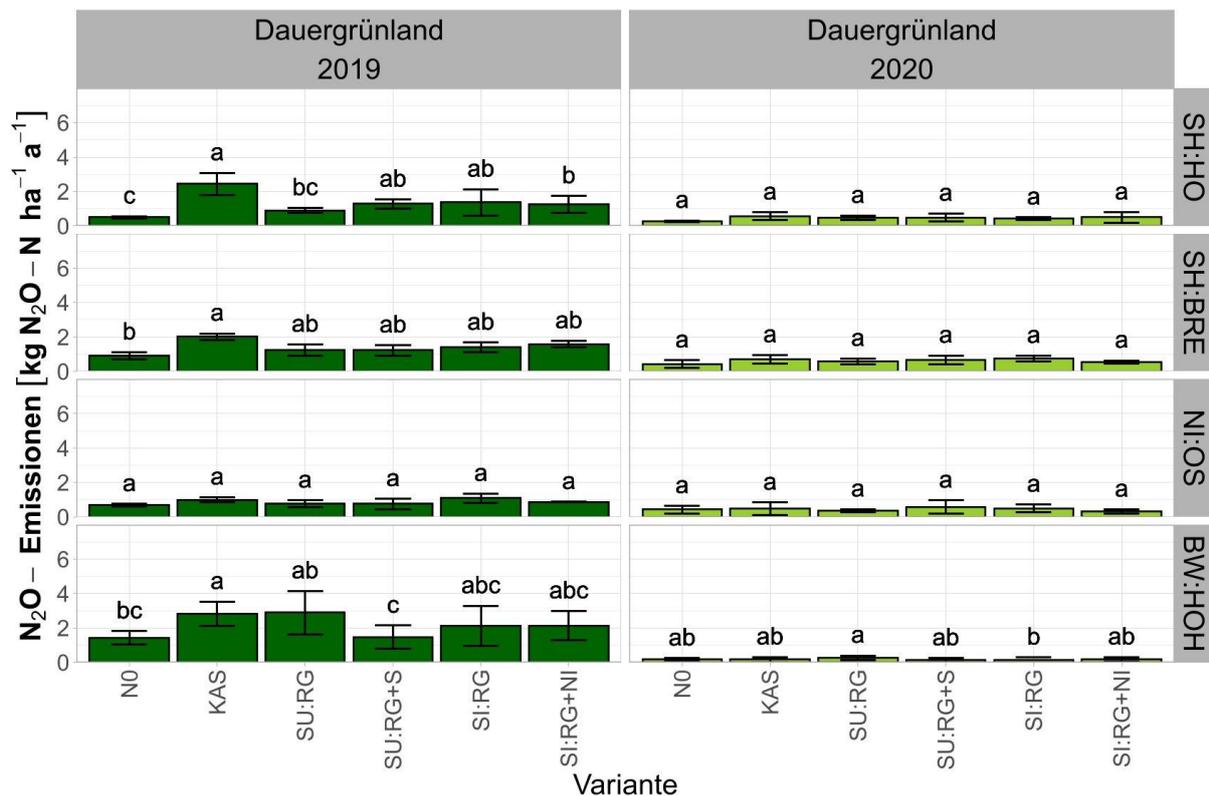


Abbildung 20: Kumulierte N_2O -Verluste der Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Die Daten zeigen über alle Standorte einen deutlichen Jahreseffekt mit sehr viel höheren N_2O -Emissionen in 2019 im Vergleich zu 2020, wenn auch auf einem insgesamt geringeren Emissionsniveau im Vergleich zu den Winterweizenstandorten. Auch hier, zeigte der Standort BW:HOH die höchsten N_2O -Emissionen im Jahr 2019 mit bis zu $2,9 \pm 1,3 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$ in der Variante SU:RG. In 2020 waren die N_2O -Emissionen an diesem Standort deutlich geringer als im Vorjahr. In 2020 wurde die höchsten N_2O -Emission mit bis $0,7 \pm 0,2 \text{ kg } N_2O\text{-N ha}^{-1}$ in der Variante KAS am Standort SH:BRE gemessen. Die KAS Variante zeigte insbesondere in 2019 hohe N_2O -Emissionen. Die Gülleansäuerung führte in beiden Jahren und auf allen Dauergrünlandstandorten nicht zu einer signifikanten Erhöhung der N_2O -Emissionen. In BW:HOH 2019 waren die N_2O -Emissionen in der angesäuerten Variante sogar geringer als in der nicht angesäuerten Variante (beide mit Schleppschuh ausgebracht). Ein Effekt des Nitrifikationshemmstoffs in Variante SI:RG+NI konnte nicht bestätigt werden. Die standortübergreifende statistische Auswertung zeigte auch hier einen deutlichen Effekt des Versuchsjahres, der Standorte und der Variante. Die Standorte bewegten sich insgesamt auf einem ähnlichen Niveau. Insgesamt konnte für die beiden untersuchten Jahre und auf allen vier Standorten auch im Dauergrünland kein Effekt der Gülleausbringungstechnik auf die N_2O -Emissionen festgestellt werden.

Wie bereits im Zeitverlauf gezeigt, wurden die N_2O -Emissionen in BW:HOH zusätzlich zu den Güllevarianten auch in den Gärrestvarianten untersucht (Abbildung 21). Im ersten Messjahr 2019 lagen die N_2O -Emissionen auf einem deutlich höheren Niveau als in den Güllevarianten (vgl. Abbildung 19, Jahreseffekt). Es zeigte sich der erwartete Trend zu höheren N_2O -Emissionen in der Schlitzvariante, sowie geringere N_2O -Emissionen in der Variante SI:GR+NI (Zugabe Nitrifikationshemmstoff). Diese Effekte waren jedoch nicht signifikant. Im Jahr 2020 lagen die N_2O -Emissionen ähnlich, wie auch bereits für die Güllevarianten gezeigt, auf einem ca. 15-fach geringeren Emissionsniveau und zeigten keine Variantenunterschiede.

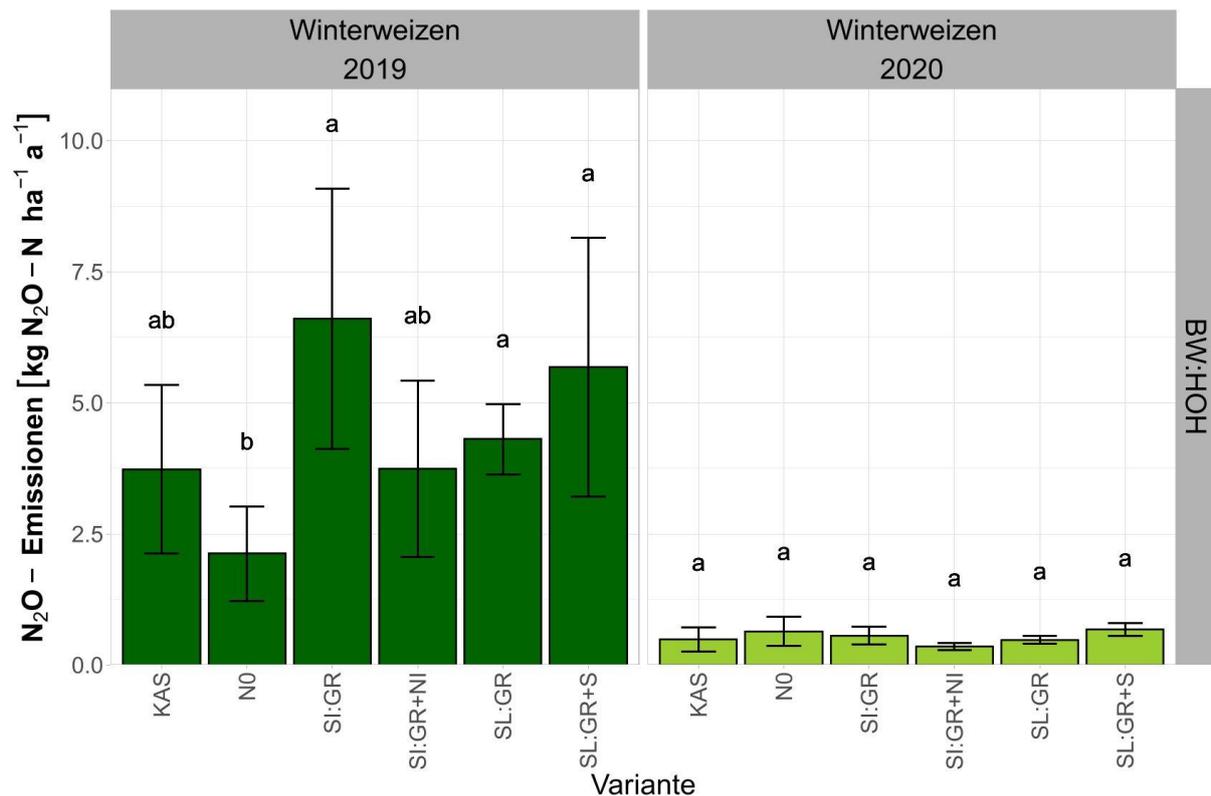


Abbildung 21: Kumulierte N₂O-Verluste der Gärrest-, N0- und KAS-Variante im Winterweizen am Standort BW:HOH für die beiden Versuchsjahre 2019 und 2020 (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Für eine standortübergreifende Gesamtbetrachtung wurden zusätzlich ertragsbezogenen N₂O-Emissionen (siehe Gleichung 5) aus den gemittelten N₂O-Emissionen und TM-Erträge (Korn bzw. TM-Ertrag aufsummiert über alle Schnitte) ausgewertet, sowie die Emissionsfaktoren (EF_{N₂O}) aus Basis der ausgebrachten Düngermenge ermittelt (siehe Gleichung 4). Wie bereits in den kumulierten N₂O-Emissionen gezeigt, traten in der standortübergreifenden Auswertung keine signifikanten Variantenunterschiede auf (Tabelle 5).

Tabelle 5: Mittlere N₂O-Emissionen, N-Düngermenge, Kornerträge, Emissionsfaktoren (EF_{N₂O}) und ertragsbezogene N₂O-Emissionen der Varianten im Winterweizen über alle Standorte und beide Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung).

Variante	N ₂ O-Emissionen	N-Düngermenge	EF _{N₂O}	Kornertrag	Ertragsbezogene N ₂ O-Emissionen	n
	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	%	t TM ha ⁻¹	kg N ₂ O-N t TM ⁻¹	
Kontrolle	0,66±0,68			4,54±1,87	0,14±0,10	32
KAS	1,30±1,22	210±25	0,31±0,41	7,91±2,30	0,17±0,15	32
SL:RG	1,16±1,10	211±34	0,25±0,35	6,80±1,97	0,17±0,13	32
SL:RG:S	1,28±1,37	207±36	0,36±0,61	6,71±1,82	0,18±0,15	32
SI:RG	1,07±0,78	211±34	0,18±0,24	6,48±2,06	0,17±0,11	32
SI:RG:NI	1,01±0,91	211±34	0,18±0,35	6,88±2,04	0,14±0,10	32
SL:GR	2,39±2,10	176±7	0,55±0,82	8,50±2,06	0,25±0,21	8
SL:GR+S	3,18±3,12	171±5	1,02±1,25	7,61±1,97	0,34±0,33	8
SI:GR	3,58±3,62	176±7	1,20±1,70	8,66±2,25	0,36±0,32	8
SI:GR+NI	2,05±2,12	176±7	0,20±0,18	8,81±2,07	0,36±0,86	8

Es zeigte sich jedoch eine Tendenz zu geringeren N₂O-Emissionen in der ungedüngten Kontrollvariante (N0). Die N-Düngermengen waren in Gärrestvarianten tendenziell geringer als in den Güllevarianten (nur am Standort BW:HOH untersucht). Die N₂O-Emissionsfaktoren

schwanken zwischen $0,18 \pm 0,24$ und $1,20 \pm 1,70\%$, während die EF_{N_2O} der Gärrestvarianten tendenziell höher waren. Die mittleren Kornerträge waren in der N0 Variante im Vergleich zu den Güllevarianten geringer. Die Güllevarianten selbst unterschieden sich nicht. Dieses Ergebnis wurde in den ertragsbezogenen N_2O -Emissionen bestätigt, welche zwischen $0,14 \pm 0,10$ und $0,18 \pm 0,15$ kg N_2O -N t TM^{-1} schwankten und sich nicht unterschieden.

Ein ähnliches Bild konnte für die Dauergrünlandstandorte gezeigt werden (Tabelle 6). Hier waren die N_2O -Emissionen über alle Standorte und Jahre hinweg im Vergleich zum Winterweizen etwas geringer. Signifikante Variantenunterschiede traten auch hier nicht auf. Auch hier war eine Tendenz zu geringeren N_2O -Emissionen in der N0 Variante erkennbar. Die N_2O -Emissionsfaktoren schwanken zwischen $0,10 \pm 0,17$ und $0,35 \pm 0,40\%$. Die Erträge lagen zwischen $6,33 \pm 2,14$ t TM ha^{-1} in der N0 Variante und $8,07 \pm 1,89$ t TM ha^{-1} in der SI:RG+NI Variante. Variantenunterschiede traten nicht auf. Die ertragsbezogenen N_2O -Emissionen waren leicht geringer als im Winterweizen, wobei sie sich in den untersuchten Varianten nicht unterschieden.

Tabelle 6: Mittlere N_2O -Emissionen, N-Düngermenge, Trockenmasseerträge, Emissionsfaktoren (EF_{N_2O}) und ertragsbezogene N_2O -Emissionen der Varianten im Dauergrünland über alle Standorte und beide Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung).

Variante	N ₂ O-Emissionen	N-Düngermenge	EF _{N₂O}	Ertrag	Ertragsbezogene N ₂ O-Emissionen	n
	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	kg N ha ⁻¹	%	t TM ha ⁻¹	kg N ₂ O-N t TM ⁻¹	
Kontrolle	0,60±0,42			6,33±2,14	0,10±0,05	32
KAS	1,27±1,02	198±21	0,35±0,40	8,92±1,56	0,15±0,13	32
SU:RG	0,94±0,91	203±37	0,20±0,45	7,71±1,73	0,12±0,11	32
SU:RG:S	0,82±0,53	200±38	0,10±0,17	8,05±1,88	0,11±0,07	32
SI:RG	0,97±0,77	203±37	0,19±0,28	7,90±1,80	0,13±0,09	32
SI:RG:NI	0,92±0,72	203±37	0,17±0,28	8,07±1,89	0,12±0,09	32

1.5.5 Mineralischer Stickstoff

Begleitend zu den N_2O Messungen wurden an allen Standorten Untersuchungen des mineralischen Stickstoffgehaltes (N_{min}) im Oberboden durchgeführt. Die Daten dieser Untersuchungen können unter anderem der Erklärung außergewöhnlicher Emissionsereignisse, aber auch der Erklärung der Varianz innerhalb der Emissionen, dienen. Abbildung 22 zeigt die zeitliche Dynamik der N_{min} -Werte in 0-30 cm Bodentiefe der Winterweizenstandorte.

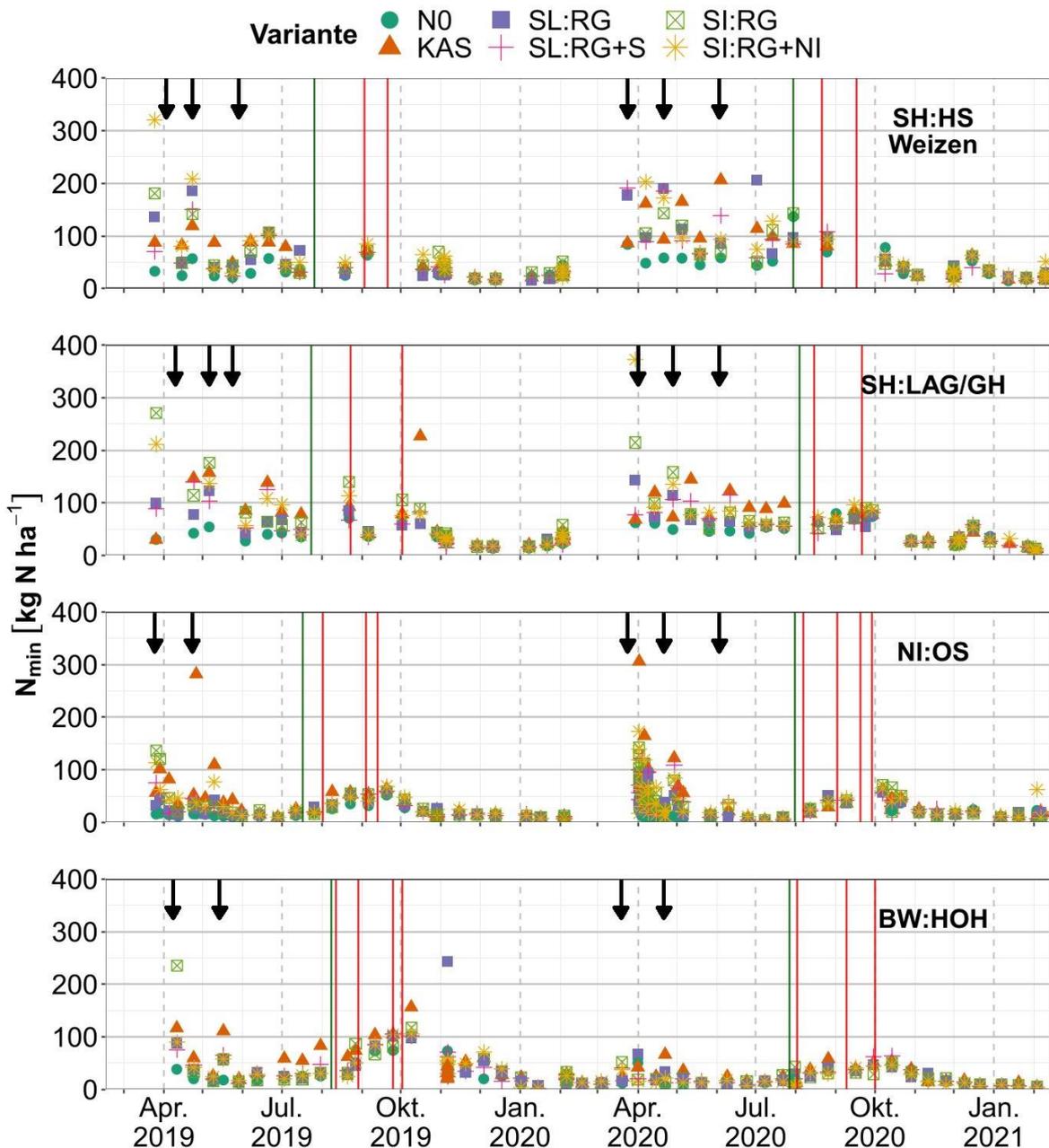


Abbildung 22: N_{\min} -Werte in 0-30 cm Bodentiefe der Gülle-, N_0 - und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf. Pfeile stellen die Düngetermine, grüne Linien den Erntetermin und rote Linien die Termine von Bodenbearbeitung und Aussaat dar.

Die Jahresverläufe zeigten in allen Varianten einen Anstieg der N_{\min} -Gehalte im Oberboden nach den jeweiligen Düngeereignissen in den beiden Frühjahren 2019 und 2020 (schwarze Pfeile). Die N_{\min} Gehalte lagen an allen Standorten auf einem ähnlichen Niveau von rund 80 kg N ha⁻¹ in den ersten Wochen nach der Düngung. Auffällig ist die stärkere Streuung der N_{\min} -Werte an den Standorten in Schleswig-Holstein im Vergleich zu Niedersachsen und Baden-Württemberg. Nach der Ernte und Bodenbearbeitung stiegen die N_{\min} -Werte insbesondere am Standort BW:HOH nochmals an und sanken anschließend über Winter an allen Standorten auf ein sehr geringes Niveau von rund 23 kg N ha⁻¹. Die Standorte in SH und NI zeigten in beiden Messjahren einen vergleichbaren Jahresverlauf und ein ähnliches Niveau der N_{\min} -Gehalte. Am Standort BW:HOH waren die Gehalte im Jahr 2020 auffallend niedriger im Vergleich zum Vorjahr, welches möglicherweise durch den Flächenwechsel erklärt werden

kann. Die zeitliche Dynamik der N_{\min} -Werte in 0-30 cm Bodentiefe der Dauergrünlandstandorte ist in Abbildung 23 gezeigt.

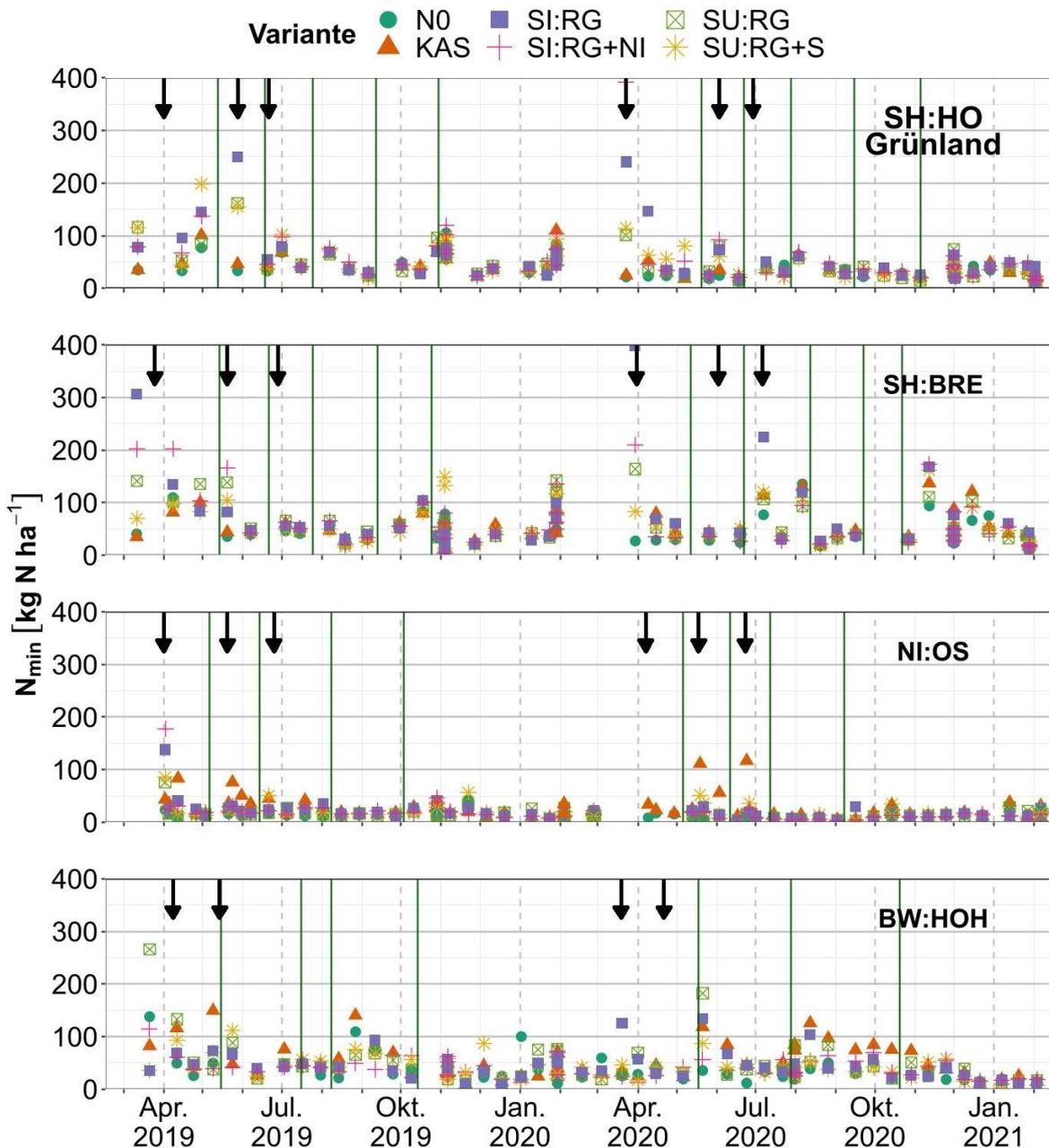


Abbildung 23: N_{\min} -Werte in 0-30 cm Bodentiefe der Gülle-, N_0 - und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre im Zeitverlauf. Pfeile stellen die Düngetermine und grüne Linien den Erntetermin.

Der Verlauf und die Höhe der N_{\min} -Gehalte im Oberboden waren mit den Winterweizenstandorten vergleichbar. Dennoch stiegen die N_{\min} -Gehalte nach der zweiten Güllédüngung (schwarze Pfeile), sowie der mineralische Düngung nach dem 2. Schnitt (grüne Linie) nicht so deutlich an, wie im Winterweizen. Die Höhe der N_{\min} Gehalte lag an allen Standorten auf einem ähnlichen Niveau von rund 66 kg N ha^{-1} in den ersten Wochen nach der Düngung. Davon ausgenommen war der Standort NI:OS, dort war die Streuung der Varianten im Grünland deutlich stärker als im Winterweizen und auch über Winter sanken die Gehalte nicht auf ein zu den anderen Versuchsstandorten vergleichbar niedriges Niveau. Vergleicht

man die beiden Messjahre miteinander, so zeigten sich an allen Standorten vergleichbare Jahresdynamiken.

Insgesamt zeigt die starke Abnahme der N_{\min} -Werte in der Vegetationsperiode (zwischen Düngung und Ernte) in allen Düngevarianten, dass der zugeführte Stickstoff (mineralisch und/oder organisch durch Gülle) in großem Umfang in beiden Anbausystemen (Winterweizen und Dauergrünland) durch die Pflanzen aufgenommen wurde.

Zusätzlich zu den N_{\min} -Gehalten im Oberboden wurden jeweils vor (Frühjahr) und nach der Vegetationsperiode (Herbst) bis 90 cm tief beprobt. Die N_{\min} -Gehalte im Frühjahr geben wichtigen Aufschluss über den nach Winter noch verfügbaren Stickstoff und werden für die Abschätzung des N-Düngebedarfs herangezogen. In AP1 erfolgte die N-Düngung jedoch nicht Frühjahrs- N_{\min} basiert, sondern einheitlich auf allen Standorten mit 170 kg N ha^{-1} , um die Vergleichbarkeit der Standorte zu gewährleisten und den Effekt der Ausbringungstechniken gezielt zu untersuchen. Die N_{\min} -Gehalte wurden deshalb im Wesentlichen dazu genutzt, das NO_3 -Auswaschungspotential über Winter abzuschätzen. Dies lässt sich aus der Differenz zwischen Herbst- und Frühjahrs N_{\min} -Gehalt ableiten.

Die N_{\min} -Gehalte im Winterweizen unterschieden sich deutlich zwischen den Standorten, wobei die beiden Standorte in Schleswig-Holstein in beiden Jahren auf einem ähnlichen Niveau lagen und das Auswaschungspotential nur am Standort SH:LAG/GH im Jahr 2020/21 erhöht war (Abbildung 24).

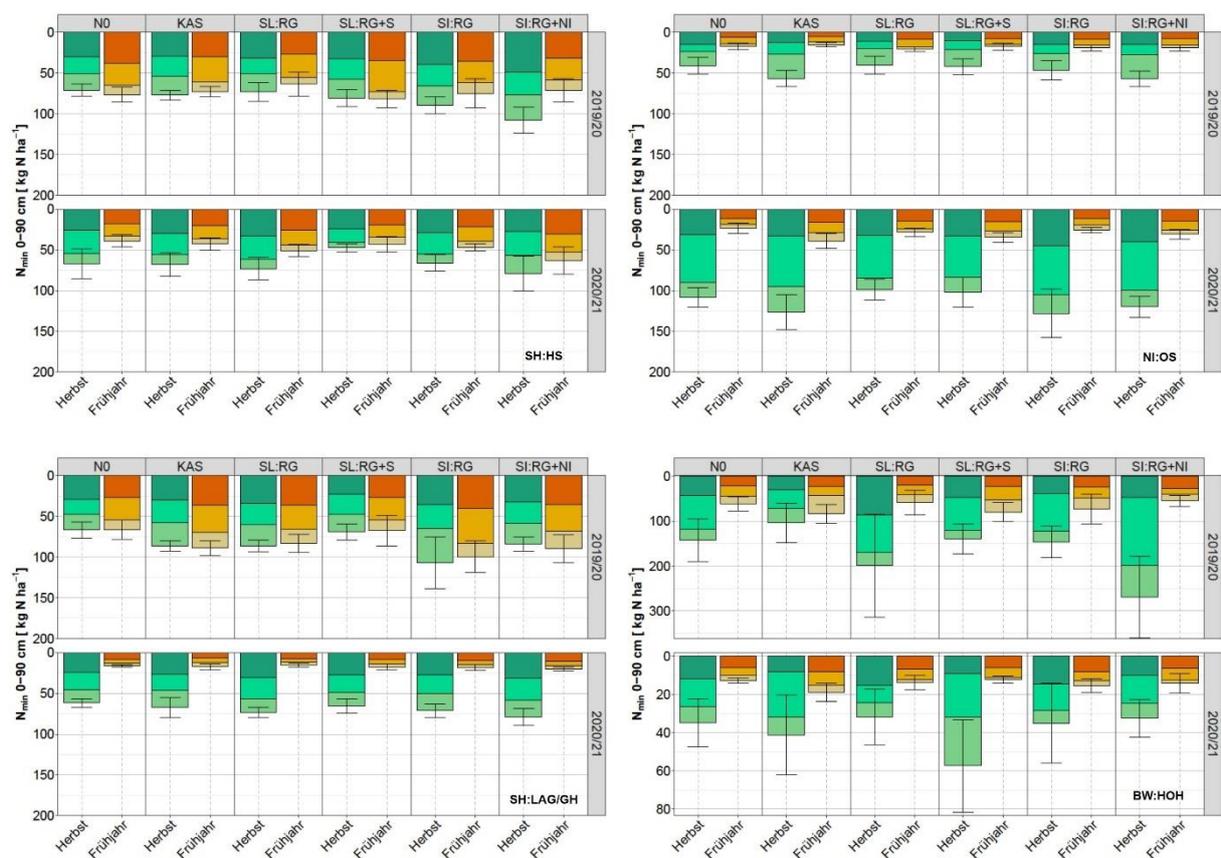


Abbildung 24: Frühjahrs- (grün) und Herbst- (orange) N_{\min} -Werte in 0-90 cm Bodentiefe der Gülle-, NO- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung).

Besonders auffällig waren die großen Differenzen zwischen Frühjahrs- und Herbst- N_{\min} am sandigen Standort NI:OS. Insbesondere im zweiten niederschlagsreicheren Jahr 2020/21 ging über Winter rund 75% des mineralischen Stickstoffs verloren. Ein ähnliches Bild zeigte sich auf dem schweren Standort in BW:HOH, wobei hier die hohen Herbst N_{\min} -Gehalte nach der Ernte mit bis zu 300 kg N ha⁻¹ im Jahr 2019/20 besonders auffällig waren. Dies ist den hohen Frühjahrs N_{\min} -Gehalten in 2019 geschuldet (Daten nicht gezeigt). Im darauffolgenden Jahr lagen die N_{\min} -Gehalte mit bis zu 80 kg N ha⁻¹ auf einem wesentlich geringeren Niveau.

Auch im Dauergrünland unterschieden sich die N_{\min} -Gehalte deutlich zwischen den Standorten, wobei die Grünlandstandorte in dem ersten Messjahr 2019/20 die höheren N_{\min} -Werte aufwiesen (Abbildung 25). An allen Standorten zeigte sich der Effekt des trockenen Vorjahres 2018, welcher im Herbst 2019 immer noch zu sehr hohen N_{\min} -Gehalten mit bis zu 200 kg N ha⁻¹ in den Standorten in Schleswig-Holstein führte. Über Winter gab es an diesen Standorten nur ein geringes NO₃⁻-Auswaschungspotential. Diese Effekte waren an den Standorten NI:OS und BW:HOH weniger stark ausgeprägt. Während die N_{\min} -Gehalte am Standort NI:OS in 2019/20 bei bis zu 80 kg N ha⁻¹ lagen, stiegen sie im darauf folgenden Jahr nicht über 40 kg N ha⁻¹. Im Vergleich zum Winterweizenstandort, war das Auswaschungspotential hier relativ gering. Während die Unterschiede am Standort BW:HOH im Winterweizen sehr deutlich waren, unterschieden sich die Dauergrünlandstandorte nur gering und die N_{\min} -Gehalte lagen in beiden Jahren auf einem ähnlichen Niveau.

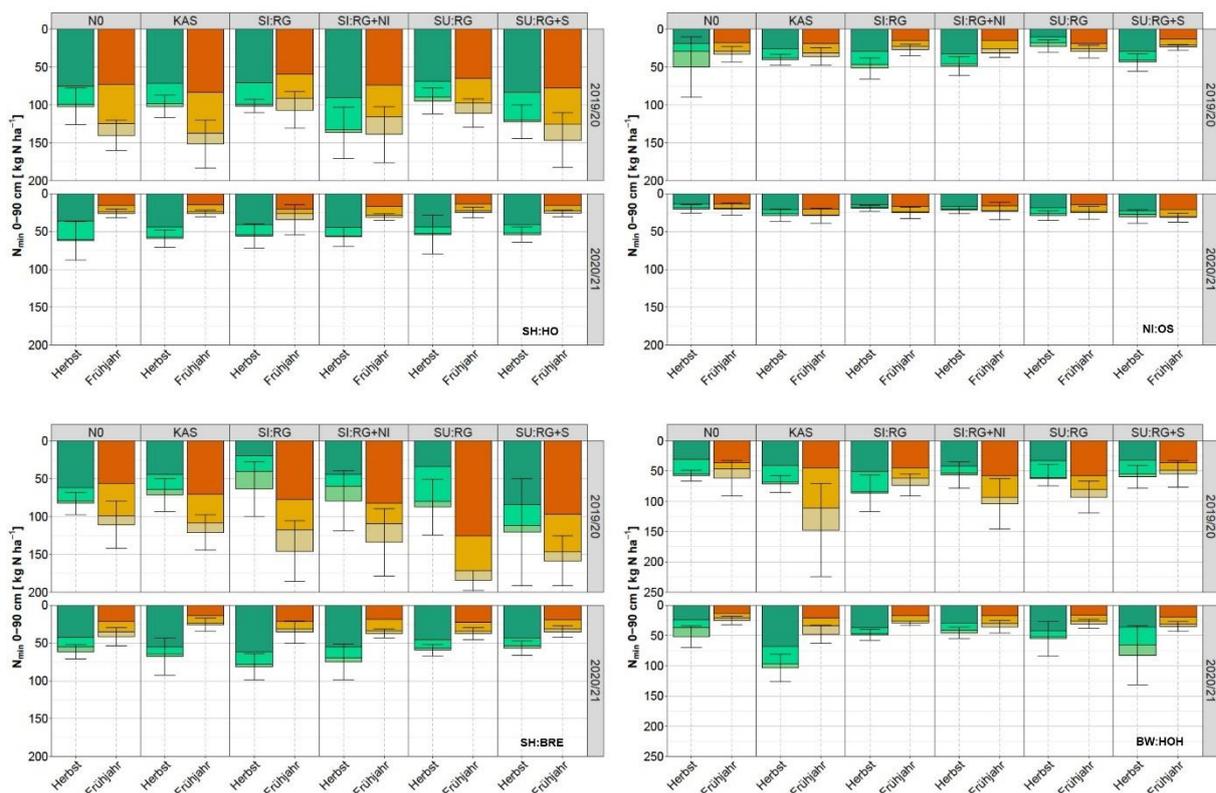


Abbildung 25: Frühjahrs- (grün) und Herbst- (orange) N_{\min} -Werte in 0-90 cm Bodentiefe der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung).

Insgesamt konnten entgegen der Erwartung, keine Effekte der Ausbringungstechnik auf die N_{\min} -Gehalte in 0-90 cm und das Auswaschungspotential festgestellt werden, da die N_{\min} -Gehalte in der ungedüngten N0 Variante ebenfalls auf einem hohen Niveau lagen. Dies gilt für

die Winterweizen- und Dauergrünlandstandorte. Erhöhte N_{\min} -Gehalte durch die Mineraldüngung mit KAS traten auch nur vereinzelt auf, z.B. Grünland BW:HOH 2019/20.

1.5.6 Erträge

Um den Effekt der Gülle- bzw. Gärrestdüngung differenziert auswerten zu können, erfolgte eine Beprobung der Winterweizenbestände als Ganzpflanzenbeprobung (GPB) kurz vor der dritten mineralischen N-Gabe. Abbildung 26 zeigt die mittleren TM-Erträge der GPB an den jeweiligen Versuchsstandorten. Die TM-Erträge lagen zwischen 2,7 und 18,5 t ha⁻¹ in den organisch gedüngten Varianten und wiesen signifikante Standortunterschiede auf. Die höchsten Erträge wurden in beiden Messjahren an den Standorten SH:HS und BW:HOH mit >10 t ha⁻¹ in den gedüngten Varianten gemessen. Aufgrund der hohen Stickstoffnachlieferung am Standort BW:HOH waren die Erträge in der N0 Variante ebenfalls auf einem vergleichbarem Niveau zu den gedüngten Varianten. Im Jahr 2020 zeigte sich an allen Standorten ein Mineraldüngereffekt mit dem höchsten GPB-Ertrag in der KAS Variante. Zudem war eine Erhöhung der Erträge durch Gärreste im Vergleich zu Gülle am Standort SH:HS erkennbar. Entgegen der Erwartungen, gab es keinen Effekt der unterschiedlichen Ausbringungstechnik auf die GPB-Erträge.

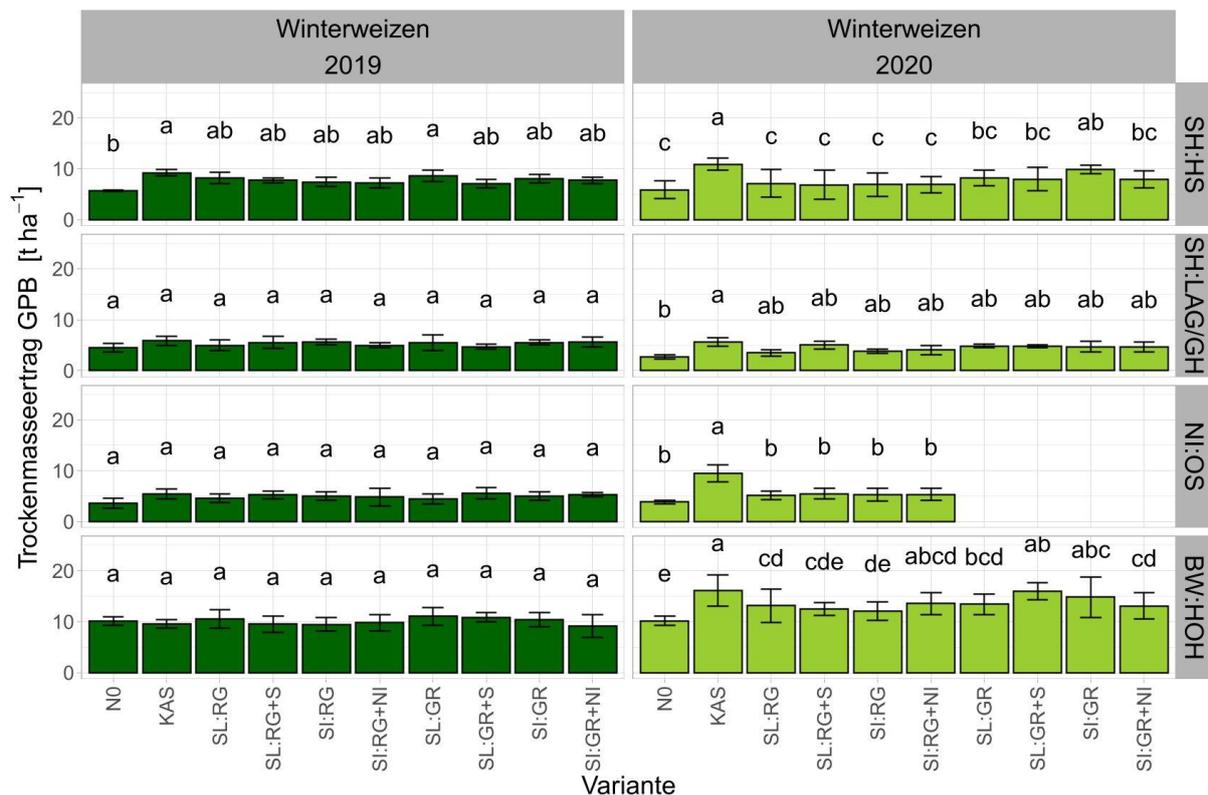
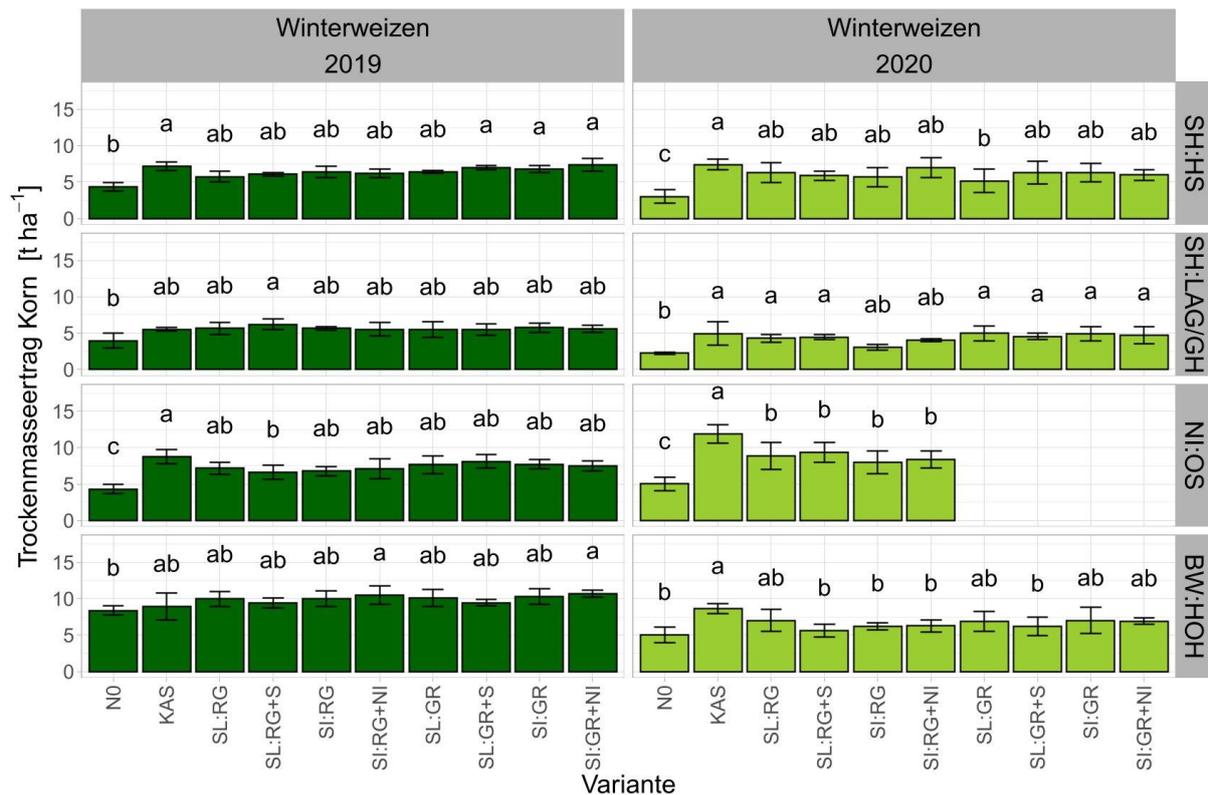


Abbildung 26: Mittlere Trockenmasseerträge der Ganzpflanzenbeprobung (GPB) der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

An allen Standorten wurde der Winterweizen zur Kornreife geerntet. Die mittleren Kornerträge sind in Abbildung 27 gezeigt, sie lagen 2019 zwischen 4,5 und 11,9 t ha⁻¹ und 2020 zwischen 2,6 und 11,6 t ha⁻¹ in den organisch gedüngten Varianten. Es traten signifikante Standort-, Varianten- und Jahreseffekte auf, wobei die Erträge im Jahr 2020 im Mittel unter den Erträgen des Vorjahres lagen. Möglicherweise ist dies auf die geringeren Niederschläge im Frühjahr 2020 zurückzuführen. Im Vergleich zu den GPB-Erträgen, waren die Korn-Erträge in der

ungedüngten N0 Variante an allen Standorten (außer BW:HOH 2019) signifikant geringer als in den gedüngten Varianten. Unterschiede zwischen den beiden organischen Düngern waren gering. Am Standort BW:HOH wiesen die Erträge mit 9,8 t ha⁻¹ im Mittel im Jahr 2019 ein überdurchschnittlich hohes Niveau auf. Die Ertragsvariabilität zwischen den Standorten ist dabei sicherlich neben den pedo-klimatischen Bedingungen auch auf langjährige Bewirtschaftungsunterschiede und Sortenwahl zurückzuführen. Ein Effekt der Wirtschaftsdüngerart (Gülle oder Gärrest) war ebenfalls nicht sichtbar. Auch für die Korn-Erträge ließen sich keine Unterschiede zwischen den untersuchten Ausbringungstechniken feststellen.



*Varianten in NI:OS 2020 nicht angelegt

Abbildung 27: Mittlere Kornerträge der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Abbildung 28 zeigt die mittleren Trockenmasse-Erträge, als Summe der einzelnen Schnitte pro Standort. Die Anzahl der Grünland-Schnitte entsprach der standorttypischen Bewirtschaftung und variierte zwischen drei Schnitten in BW:HOH, vier Schnitten in NI:OS und fünf Schnitten in SH:BRE und SH:HO. Im Vergleich der vier Standorte zeigte sich im Jahr 2019 ein leicht höheres Ertragsniveau zum Jahr 2020, ein signifikanter Jahreseffekt ist jedoch nicht feststellbar. Über alle Standorte hinweg traten jedoch signifikante Standort- und Variantenunterschiede auf. Außer am Standort BW:HOH waren die TM-Erträge in der ungedüngten N0 Variante immer geringer als in den organisch gedüngten Varianten und lagen in beiden Messjahren mit bis 12,9 t ha⁻¹ auf einem hohen Ertragsniveau. Es zeichnete sich eine Tendenz zu leicht höheren Erträgen in der KAS Variante ab. Entgegen der Erwartungen, waren die Erträge in der Schlitzvariante nicht erhöht und es gab keinen signifikanten Effekt der unterschiedlichen Ausbringungstechnik auf die TM-Erträge. Um die N-Effizienz umfassend zu bewerten und eine mögliche Effizienzsteigerung der unterschiedlichen Ausbringungstechniken abzusichern, wurde neben den TM-Erträgen auch der N_t-Gehalt erfasst, um die apparente N-

Nutzungseffizienz (aNUE) zu ermitteln. Wie bereits bei den Trockenmasseerträgen zeigten sich auch bei den N-Entzügen durch die Pflanze deutliche Standort- und Jahreseffekte. Die N-Aufnahme der GPB lag bei 39 bis 191 kg N ha⁻¹ in den organisch gedüngten Varianten (Abbildung A 1) und war in der N0 Variante signifikant geringer. Ein ähnliches Bild zeigte auch die N-Aufnahme zur Ernte, welche über alle Standorte hinweg hoch war. Es wurden signifikante Standort-, Jahres- und Varianteneffekte festgestellt (Abbildung A 2). Besonders auffällig waren auch hier wieder die sehr hohen N-Entzüge (> 200 kg N ha⁻¹) in den Gülle- und Gärrestvarianten am Standort BW:HOH. Im Dauergrünland traten ähnliche Effekte auf, wobei das Level der N-Entzüge in den organisch gedüngten Varianten unabhängig von der Anzahl der Schnitte zwischen 85 und 306 kg N ha⁻¹ lag (Abbildung A 3). Insgesamt zeigten sich im N-Entzug nur sehr vereinzelt Unterschiede zwischen den Gülle- und Gärrestvarianten, so dass die Ableitung einer Aussage zur N-Effizienz auf Basis der N-Entzüge nur sehr schwer möglich ist.

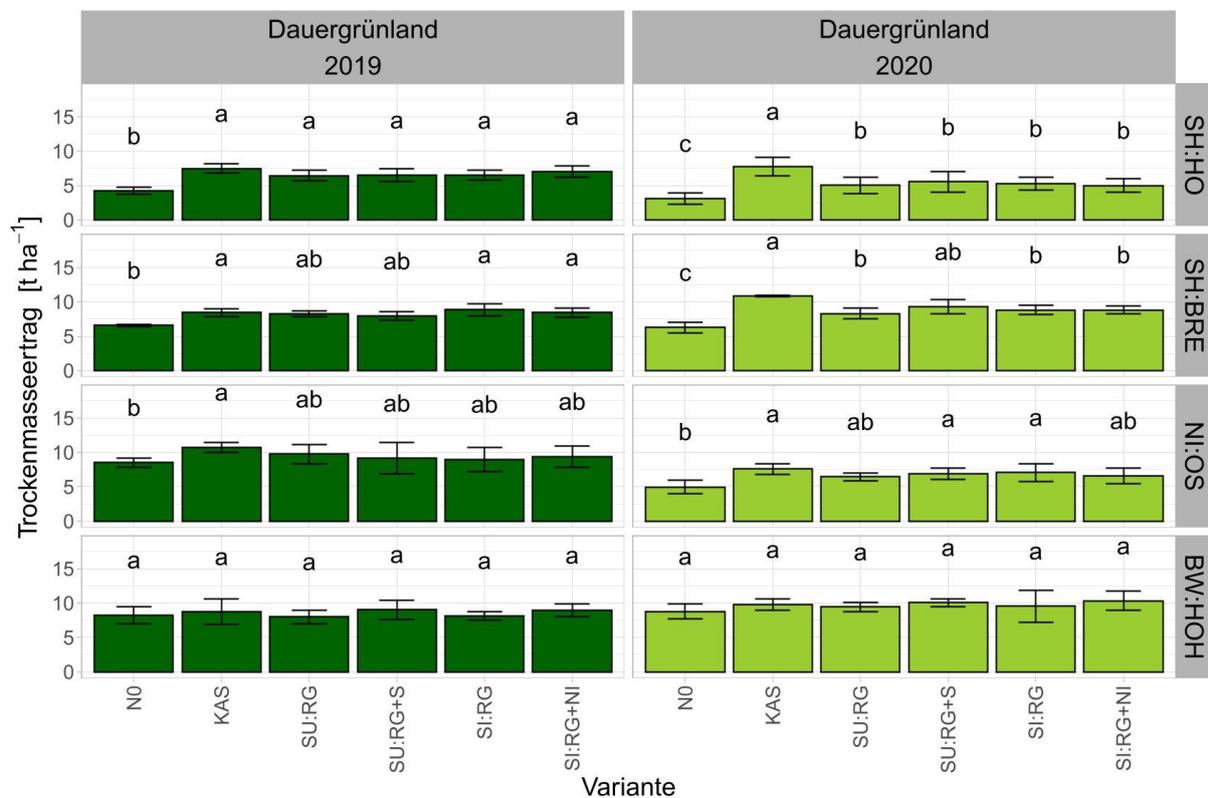


Abbildung 28: Mittlere Trockenmasse-Erträge (Summe der Schnitte) der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Die apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) ist in Tabelle 7 für die GPB dargestellt (Gleichung 6). Hier erfolgt die Bewertung auf Basis des Gesamtstickstoffgehaltes der organischen Düngung. Die aNUE schwankte zwischen -14 und 77% in der KAS Variante, zwischen -6 und 40% in den Güllevarianten und zwischen -2 und 54% in den Gärrestvarianten. Dieser Vergleich zeigt die Unterschiede der Düngetypen und die hohe N-Verwertung in der Mineraldüngervariante. Im Vergleich von Gülle- und Gärrest ist die N-Verwertung bei den Gärresten häufig etwas besser als bei der Gülle, z.B. NI:OS 2019. Unabhängig vom Standorteffekt, sind die Unterschiede zwischen den Ausbringungstechniken jedoch gering. Die Nutzung der Schlitztechnik im wachsenden Bestand führte im Vergleich zur Schleppschlauchausbringung nicht zu einer geringeren aNUE.

Tabelle 7: Apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) verschiedener Gülle- und Gärrestausbringungsverfahren und KAS auf Basis der N-Entzüge der Ganzpflanzenbeprobung im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Standort	Versuchsjahr	Variante								
		KAS	SL:RG	SL:RG+S	SI:RG	SI:RG+NI	SL:GR	SL:GR+S	SI:GR	SI:GR+NI
		aNUE %								
SH:HS	2019	77 \pm 5 ^a	30 \pm 15 ^b	40 \pm 8 ^b	25 \pm 9 ^b	22 \pm 12 ^b	37 \pm 8 ^b	33 \pm 13 ^b	39 \pm 7 ^b	35 \pm 14 ^b
SH:LAG/GH		50 \pm 13 ^a	22 \pm 14 ^b	22 \pm 17 ^b	26 \pm 12 ^b	14 \pm 10 ^b	20 \pm 16 ^b	18 \pm 8 ^b	24 \pm 14 ^b	18 \pm 15 ^b
NI:OS		62 \pm 7 ^a	25 \pm 10 ^{de}	30 \pm 8 ^{cde}	29 \pm 10 ^{cde}	23 \pm 7 ^{de}	20 \pm 7 ^e	54 \pm 19 ^{ab}	41 \pm 5 ^{bcd}	45 \pm 10 ^{abc}
BW:HOH		-14 \pm 11 ^c	-6 \pm 23 ^{bc}	-2 \pm 29 ^{abc}	0 \pm 19 ^{abc}	-6 \pm 11 ^{bc}	3 \pm 21 ^{abc}	9 \pm 20 ^{ab}	15 \pm 20 ^a	-2 \pm 23 ^{abc}
SH:HS	2020	84 \pm 12 ^a	21 \pm 5 ^{bc}	26 \pm 18 ^{bc}	19 \pm 8 ^c	24 \pm 9 ^{bc}	26 \pm 11 ^{bc}	32 \pm 14 ^{bc}	40 \pm 13 ^b	29 \pm 6 ^{bc}
SH:LAG/GH		60 \pm 6 ^a	19 \pm 5 ^b	33 \pm 5 ^b	21 \pm 3 ^b	22 \pm 4 ^b	24 \pm 4 ^b	34 \pm 1 ^b	25 \pm 6 ^b	28 \pm 13 ^b
NI:OS		66 \pm 23 ^a	9 \pm 5 ^b	22 \pm 12 ^b	12 \pm 10 ^b	11 \pm 5 ^b	*	*	*	*
BW:HOH		21 \pm 27 ^a	9 \pm 23 ^{ab}	-2 \pm 8 ^b	4 \pm 14 ^{ab}	20 \pm 32 ^a	4 \pm 10 ^{ab}	11 \pm 11 ^{ab}	15 \pm 12 ^{ab}	11 \pm 35 ^{ab}

*Varianten in NI:OS 2020 nicht angelegt

Tabelle 8: Apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) verschiedener Gülle- und Gärrestausbringungsverfahren und KAS auf Basis der Korn-N-Entzüge im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Standort	Versuchsjahr	Variante								
		KAS	SL:RG	SL:RG+S	SI:RG	SI:RG+NI	SL:GR	SL:GR+S	SI:GR	SI:GR+NI
		aNUE %								
SH:HS	2019	38 \pm 9 ^a	20 \pm 8 ^a	26 \pm 7 ^a	27 \pm 10 ^a	27 \pm 8 ^a	26 \pm 6 ^a	37 \pm 4 ^a	32 \pm 5 ^a	36 \pm 9 ^a
SH:LAG/GH		25 \pm 12 ^a	20 \pm 9 ^a	25 \pm 9 ^a	20 \pm 11 ^a	22 \pm 6 ^a	20 \pm 18 ^a	22 \pm 4 ^a	20 \pm 12 ^a	20 \pm 10 ^a
NI:OS		65 \pm 11 ^a	27 \pm 7 ^b	30 \pm 7 ^b	27 \pm 3 ^b	29 \pm 6 ^b	35 \pm 10 ^b	48 \pm 6 ^{ab}	40 \pm 7 ^b	35 \pm 4 ^b
BW:HOH		0 \pm 19 ^c	31 \pm 8 ^a	4 \pm 14 ^{bc}	22 \pm 21 ^{ab}	30 \pm 17 ^a	21 \pm 12 ^{abc}	15 \pm 10 ^{abc}	29 \pm 13 ^a	28 \pm 16 ^a
SH:HS	2020	48 \pm 17 ^a	33 \pm 23 ^{ab}	29 \pm 7 ^{ab}	28 \pm 17 ^{ab}	39 \pm 22 ^{ab}	20 \pm 6 ^b	31 \pm 16 ^{ab}	30 \pm 16 ^a	31 \pm 16 ^{ab}
SH:LAG/GH		34 \pm 13 ^a	24 \pm 3 ^a	29 \pm 1 ^a	15 \pm 6 ^a	21 \pm 1 ^a	28 \pm 5 ^a	26 \pm 3 ^a	31 \pm 10 ^a	27 \pm 8 ^a
NI:OS		84 \pm 20 ^a	38 \pm 16 ^b	51 \pm 7 ^b	42 \pm 7 ^b	40 \pm 14 ^b	*	*	*	*
BW:HOH		30 \pm 13 ^a	17 \pm 7 ^{ab}	3 \pm 12 ^b	7 \pm 12 ^b	11 \pm 21 ^{ab}	14 \pm 3 ^{ab}	6 \pm 16 ^b	18 \pm 16 ^{ab}	21 \pm 26 ^{ab}

*Varianten in NI:OS 2020 nicht angelegt

Die aNUE wurde ebenfalls für die Korn-N-Entzüge auf Basis der Gesamtdüngermenge (Summe organisch + mineralisch) ermittelt (Tabelle 8). Die aNUE schwankte zwischen 0 und 84% in der KAS Variante, zwischen 3 und 51% in den Güllevarianten und zwischen 6 und 48% in den Gärrestvarianten. Die noch für die GPB festgestellten Unterschiede in der N-Verwertung zwischen Gülle und Gärrest liegen nicht mehr vor. Auffällig ist die besonders hohe N-Effizienz der Mineraldüngung am Standort NI:OS mit $65\pm 11\%$ in 2019 und $84\pm 20\%$ in 2020. Sehr geringe Werte ($<20\%$) sind in BW:HOH für die Güllevarianten in beiden Versuchsjahren festzustellen. Unabhängig vom Standorteffekt, sind auch hier die Unterschiede zwischen den Ausbringungstechniken gering. Auch im N-Entzug über das Korn zeigte sich keine Verringerung oder Erhöhung der aNUE durch die Schlitztechnik im Vergleich zur Schleppschlauchausbringung. Ein Effekt der Ansäuerung und/oder der Zugabe des Nitrifikationshemmstoffs traten nicht auf.

Die aNUE im Dauergrünland wurde auf Basis der Gesamtdüngermenge berechnet (Tabelle 9). Sie schwankt zwischen 3 und 85% für die Mineraldüngervariante und zwischen -14 und 54% in den organisch gedüngten Varianten. Bei der standortübergreifenden Auswertung zeigten sich signifikante Standorteffekte. Die Varianteneffekte beschränken sich, ausgenommen am Standort BW:HOH, auf Unterschiede zwischen der Mineraldünger- und den Güllevarianten. Eine Verbesserung oder auch eine Verschlechterung der N-Nutzungseffizienz durch den Einsatz der Schlitztechnik im Grünland konnte nicht festgestellt werden. Eine Auswertung rein auf Basis der organischen Düngung nach den ersten beiden Grünlandschnitten liegt in Tabelle A 7 im Anhang vor.

Tabelle 9: Apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) verschiedener Gülleausbringungsverfahren und KAS auf Basis der N-Entzüge im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

Standort	Versuchsjahr	Variante				
		KAS	SU:RG	SU:RG+S	SI:RG	SI:RG+NI
		aNUE %				
SH:HO	2019	66 ± 3^a	31 ± 8^b	40 ± 20^{ab}	37 ± 16^b	49 ± 18^{ab}
SH:BRE		55 ± 9^a	40 ± 6^a	31 ± 8^a	54 ± 14^a	51 ± 9^a
NI:OS		70 ± 9^a	19 ± 19^b	10 ± 28^b	22 ± 33^b	25 ± 25^b
BW:HOH		3 ± 11^a	-3 ± 36^a	5 ± 23^a	-14 ± 29^a	0 ± 33^a
SH:HO	2020	73 ± 12^b	24 ± 13^b	30 ± 9^b	26 ± 7^b	25 ± 6^b
SH:BRE		85 ± 5^a	32 ± 10^b	46 ± 24^b	37 ± 8^b	39 ± 5^b
NI:OS		46 ± 11^a	23 ± 9^a	26 ± 10^a	27 ± 12^a	22 ± 12^a
BW:HOH		5 ± 17^{ab}	17 ± 21^{ab}	23 ± 23^a	-5 ± 44^b	17 ± 38^{ab}

Auf die Ergebnisdarstellung der erhobenen Parameter zur Futterqualität, wie Rohproteingehalt (RP), Netto-Energie-Laktation (NEL) und Umsetzbare Energie (ME) wird in AP1 verzichtet, da diese hauptsächlich für die Berechnungen zur Gesamtbewertung der Treibhausgaswirksamkeit in AP2 verwendet wurden.

1.5.7 Freilandinkubationsversuch: N₂-Emissionen und N-Bilanz

Im Versuchszeitraums (Februar bis April 2020) waren die Wetterbedingungen durch eine durchschnittliche Tageslufttemperatur von $7,6\text{ °C}$ gekennzeichnet. Während die ersten Tage durch starke Niederschläge bis hin zu Schneefall geprägt waren, wurde es im Verlauf des Experiments zunehmend wärmer und trockener. Aufgrund der Säulenabdeckung während der Starkregenereignisse in den ersten beiden Wochen war der Gesamtniederschlag in diesem Zeitraum um etwa 79% reduziert. Daher erhielten die Bodensäulen in den 60 Tagen insgesamt nur etwa 22 mm Niederschlag.

Unabhängig von der Ausbringungstechnik waren die N₂O-Emission mit bis zu 0,1 kg N₂O-N ha⁻¹ in den 60 Messtagen sehr gering (Tabelle 10). Die Ergebnisse zeigen jedoch, dass ein größerer Anteil des ausgebrachten ¹⁵N-Düngers in Form von N₂ emittiert wurde. Dies spiegelt sich ebenfalls im sehr geringen N₂O/(N₂+N₂O) Verhältnis der Denitrifikation (N₂Oi) wieder. Als Hauptverlustpfad müssen vergleichbar mit dem Feldversuch, auch hier die NH₃-Emissionen genannt werden. Es treten signifikant höhere NH₃-Emissionen in der Schleppschlauchvariante im Vergleich zur Schlitztechnik auf. Auffällig sind die bis zu 8 kg NH₃-N ha⁻¹ in der SL:RG+S Variante, obwohl die Ansäuerung in den Feldversuchen zumeist zu einer deutlichen Minderung der NH₃-Emissionen geführt hat. Dies lässt sich nur durch eine unzureichende pH-Absenkung und starken Nachpufferung der Gülle nach dem Ansäuern erklären.

Tabelle 10: Mittlere kumulierte NH₃-, N₂O-, N₂-Emissionen und das N₂O/(N₂+N₂O)-Verhältnis der Denitrifikation (N₂Oi) der untersuchten Varianten (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten.

Variante	NH ₃ -Emission	N ₂ O-Emission	N ₂ -Emission	N ₂ Oi
	kg N ha ⁻¹			
N0		-0,008±0,029 ^a	1,63±1,15 ^a	0,00±0,00 ^b
SL:RG	6,36±2,41 ^b	0,095±0,061 ^a	1,58±0,46 ^a	0,05±0,03 ^a
SL:RG+S	8,34±1,58 ^b	0,004±0,040 ^a	1,26±0,86 ^a	0,04±0,04 ^{ab}
SI:RG	2,91±0,87 ^c	0,053±0,090 ^a	2,16±0,62 ^a	0,03±0,01 ^{ab}
SI:RG+NI	1,53±0,48 ^c	0,008±0,020 ^a	1,82±0,24 ^a	0,01±0,01 ^{ab}

Die größten N-Auswaschungsverluste wurden mit 1,8 kg bis 2,4 kg N ha⁻¹ zu Beginn des Versuchs nach der Injektion von 4 kg N ha⁻¹ K¹⁵NO₃⁻ in den mit ¹⁵N markierten Varianten festgestellt. Im Laufe des Versuchs wurden die Sickerwasserverluste zunehmend geringer. Unterschiede in den Düngevarianten traten nicht auf (Daten nicht gezeigt).

Die TM-Erträge des Weizens schwankten zur Beprobung im Entwicklungsstadium 30 zwischen 1,3 und 2,1 t ha⁻¹. Wie erwartet, war der TM-Ertrag in den Güllevarianten deutlich höher als in der ungedüngten N0 Variante. Es konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Güllevarianten festgestellt werden (Daten nicht gezeigt). Es traten jedoch Unterschiede in der N-Aufnahme zwischen den Güllevarianten auf. Der höchste N-Entzug der oberirdischen Biomasse wurde in den beiden Schlitzvarianten (SI:RG und SI:RG+NI) mit bis zu 38 kg N ha⁻¹ festgestellt (Abbildung 29).

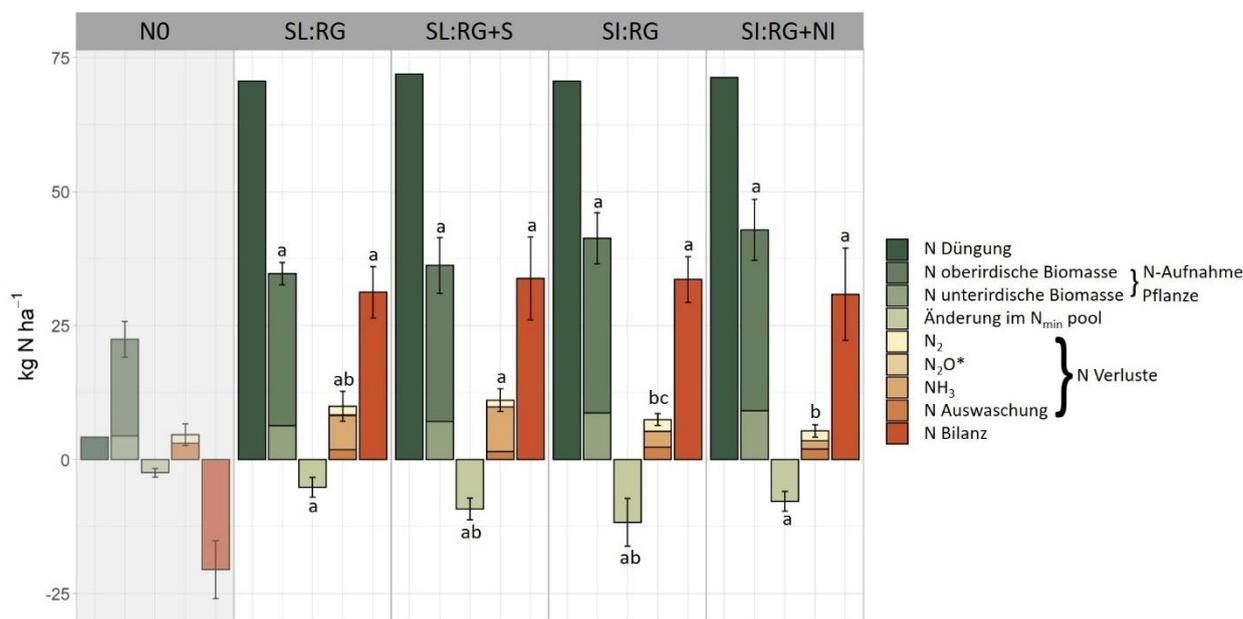
Für eine umfassende Gesamtbewertung der Ausbringungstechniken wurde basierend auf den Isotopenanalysen die ¹⁵N-Wiederfindung in den gasförmigen N-Verlusten und der N-Auswaschung, sowie den unterschiedlichen N-Pools quantifiziert (Tabelle 11). Der größte Teil des insgesamt ausgebrachten ¹⁵N (24% bis 51%) wurde im N_t-Pool des Bodens wiedergefunden, wobei dieser Anteil bei den beiden Injektionsvarianten am höchsten war (47±3%). Die N-Menge (N_t) in der oberirdischen Weizenbiomasse war die zweitgrößte Senke für das ausgebrachte ¹⁵N, mit einer ¹⁵N-Wiederfindung von 16 bis 29%. Auch hier wurde der höchste Wert bei den beiden Injektionsvarianten gefunden. Die ¹⁵N-Allokation in den Wurzeln war mit 3 bis 8% sehr gering. Betrachtet man den Boden N_t-Pool im Detail, so konnte ein großer Anteil des ¹⁵N-Düngers im N_{mic}-Pool (18±9%) und ein sehr viel geringerer Anteil (5±4%) im N_{min}-Pool wiedergefunden werden (Daten nicht gezeigt). Die ¹⁵N-Wiederfindung in den N₂O- und N₂-Verlusten liegt auf einem ähnlichen Niveau, wie die ¹⁵N-Wiederfindung in den Sickerwasserverlusten. Beide Verlustpfade lagen, wie bereits beschrieben insgesamt auf einem niedrigen Niveau. Betrachtet man abschließend die gesamte ¹⁵N-Wiederfindung ohne Berücksichtigung der NH₃-N-Verluste aus dem ¹⁵N markierten NH₃-N-Pool der Gülle, so war diese bei den SI:RG und SI:RG+NI Variante im Vergleich zu den Schleppschlauchvarianten mit 93±6% und 91±4% deutlich höher. Wenn die NH₃-

N-Verluste in die gesamte ^{15}N -Rückgewinnung des ausgebrachten ^{15}N einbezogen werden, ist die Bilanz fast vollständig.

Tabelle 11: Wiederfindung der gesamten ^{15}N -Düngermenge (K^{15}NO_3 +Gülle) in den unterschiedlichen Verlustpfaden und N-Pools: Gesamt- $\text{N}_2\text{O}+\text{N}_2$ -Emission, Gesamt-N-Auswaschung (Summe von NO_3^- -N plus NH_4^+ -N), Gesamt-Bodenstickstoff (N_t), ober- und unterirdische Weizenbiomasse und mit/ohne Berücksichtigung der NH_3 -Verluste (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten.

Variante	^{15}N -Wiederfindung der gesamten ^{15}N -Düngermenge					^{15}N -Wiederfindung ohne NH_3 -N-Verluste	^{15}N -Wiederfindung mit NH_3 -N-Verluste
	N ₂ O+N ₂ -Emission	N-Auswaschung	Boden N _t	Oberirdische Biomasse	Unterirdische Biomasse		
	%						
SL:RG	6±2 ^a	6±3 ^a	32±8 ^a	21±0 ^a	4±1 ^a	67±8 ^a	78±7 ^a
SL:RG+S	5±3 ^a	6±2 ^a	33±17 ^a	19±3 ^a	4±1 ^a	64±19 ^a	79±20 ^a
SI:RG	8±2 ^a	8±6 ^a	47±3 ^a	25±3 ^b	7±1 ^b	93±6 ^b	99±5 ^a
SI:RG+NI	7±1 ^a	6±2 ^a	47±3 ^a	27±2 ^b	7±1 ^b	91±4 ^b	94±4 ^a

Um Hinweise auf die N-Immobilisierung oder Mineralisierung nach der Gülleausbringung zu erhalten, wurde die N-Bilanz als Differenz zwischen dem gesamten N-Eintrag und der N-Aufnahme durch die Pflanzen, der Veränderung des N_{min} -Pools und der Summe der N-Verluste berechnet (Gleichung 7, Abbildung 29).



*N₂O-Verluste sind aufgrund ihrer geringen Höhe in der Grafik nicht ablesbar

Abbildung 29: N-Bilanz berechnet über gesamten N-Düngereintrag, N-Aufnahme der Pflanze (N_t in ober- und unterirdischer Weizenbiomasse), Veränderung des N_{min} -Pools (Differenz von N_{min} vor und am Ende des Versuchs), gesamte gasförmige N-Verluste und die N-Auswaschung (NH_3 -Verluste, N_2O -Verluste, N_2 -Verluste, N-Auswaschungsverluste) pro Variante (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten.

Obwohl ein Trend zu höherem N-Entzug durch die Pflanze in den Varianten SI:RG und SI:RG+NI erkennbar war, wurden diese durch die gegenläufige Tendenz in den N-Verlusten ausgeglichen, so dass in der N-Bilanz keine signifikanten Variantenunterschiede auftraten. Der N-Entzug über die Pflanze stellte den wichtigsten N-Aufnahmepfad dar. Die Gesamt-N-Verluste über gasförmige N-Verluste und N-Auswaschung waren hingegen von geringerer Bedeutung, obwohl diese bis zu 13% des eingesetzten Düngers ausmachten. Insgesamt zeigten die Ergebnisse der N-Bilanz einen

mittleren Bilanzüberschuss von 26 ± 7 kg N ha⁻¹. Dieser Bilanzüberschuss weist darauf hin, dass etwa ein Drittel des ausgebrachten Gülle-N im Hohenheimer Boden immobilisiert wurde, unabhängig von der Ausbringungstechnik.

1.6 Zusammenfassung und Diskussion

Für eine umfassende Bewertung der Emissionsminderung unterschiedlicher emissionsarmer Gülleausbringungstechniken in wachsende Bestände ist es notwendig die standortspezifischen Auswirkungen dieser Techniken hinsichtlich ihrer NH₃- und N₂O-Emissionen, sowie N-Effizienz zu bewerten. Das Verbundprojekt GülleBest ist eine der wenigen Studien, welche dies anhand eines Netzwerks abgestimmter Feldversuche untersucht hat. Aufgrund der Anlage der Feldversuche unter variablen Umweltbedingungen in verschiedenen Klimaregionen Deutschlands und unter Anwendung praxisnaher Ausbringungstechnik, wurde sichergestellt, dass die Ergebnisse der tatsächlichen landwirtschaftlichen Praxis nahekommen.

1.6.1 NH₃-Emissionen

Die höchsten NH₃-Emissionen finden hauptsächlich in den ersten Tagen nach der Gülle- und Gärrestausbringung statt, insbesondere die ersten 48 Stunden sind entscheidend (Sommer et al., 2003). Auch in den GülleBest Feldversuchen traten die höchsten NH₃-Emissionen im Dauergrünland und Winterweizen innerhalb der ersten beiden Tage auf (vgl. Abbildung 12, 13). Das durchschnittliche NH₃-Emissionsniveau lag mit 2 bis 53 kg N ha⁻¹ für die Güllevarianten im vergleichbaren Bereich zu früheren Studien (Fangueiro et al., 2017; Seidel et al., 2017; Herr et al., 2019). Die berechneten NH₃-Emissionsfaktoren lagen unterhalb der aktuell im Emissionsinventar verwendeten Werte (Vos et al., 2022). Für eine ausführlich Diskussion siehe AP4. Dennoch fanden sich deutliche Standort- und Jahreseffekte, die in den bisherigen Studien, welche sich häufig auf in bis zwei Versuchsflächen in einer Region konzentrierten, nicht gezeigt werden konnten. Über alle Standorte und beide Kulturen hinweg waren die NH₃-Emissionen an den beiden Versuchsstandorten in Schleswig-Holstein am höchsten, gefolgt von Baden-Württemberg und am niedrigsten in Niedersachsen. Die standortspezifischen Unterschiede der NH₃-Emissionen basieren auf einer Kombination mehrerer zusammenwirkender Faktoren, wie klimatische Bedingungen (Abbildung 9), Bodeneigenschaften (Tabelle 1) und Substratzusammensetzung (Tabelle A 1, A 2, A 4) (Hafner et al., 2019). Die hohen Windgeschwindigkeiten (Daten nicht gezeigt) an den beiden Standorten in Schleswig-Holstein begünstigten die NH₃-Freisetzung. Dagegen minderten geringe Luft- und Bodentemperaturen, sowie Niederschläge (Hafner et al., 2019) während der Gülle- und Gärrestausbringung im Winterweizen, beispielsweise in NI:OS 2019, das Potenzial zur NH₃-Freisetzung an diesem Standort. Durch den Niederschlag konnte die Gülle schnell in den Boden infiltrieren und der Kontakt mit der Atmosphäre wurde verringert. Ein früher erster Ausbringungszeitpunkt, wie es für die Gülleausbringung bei Winterweizen üblich ist, scheint im Hinblick auf die Vermeidung von NH₃-Verlusten günstig zu sein (vgl. SH:HS, Abbildung 12). Bisherige Studien fanden bei Untersuchungen später im Jahr mit wärmeren und sonnigeren Bedingungen höhere NH₃-Freisetzungsraten (z. B. Herr et al. 2019, Quakernack et al. 2012, Pedersen et al. 2020). Auf den Winterweizenstandorten ist zusätzlich der Substrateffekt von Gülle- und Gärresten zu berücksichtigen. Die ausgebrachten Gärreste hatten zumeist einen höheren pH-Wert und höhere NH₄⁺-Gehalte als die ausgebrachte Rindergülle (Tabelle A 1). Aufgrund des höheren pH-Wertes der Gärreste liegt das NH₄⁺/NH₃-Gleichgewicht deutlich stärker auf der Seite von NH₃, welches zu höheren NH₃-Emissionen führt. Dieser Effekt wurde in den vorliegenden Feldversuchen bestätigt.

Im Vergleich der unterschiedlichen Versuchsvarianten wurden an allen Standorten und in den drei Versuchsjahren die geringsten NH_3 -Emissionen in der KAS Variante gemessen. Sie lagen im Mittel bei $1,8 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ im Winterweizen und $3,0 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ im Dauergrünland. Sie lagen damit im Erwartungsbereich der NH_3 -Emissionen für Mineraldüngung (vgl. Ni et al. 2014).

Die Gülle- und Gärrestausbringungsvarianten wurden im Vergleich zur oberflächlichen Ausbringung durch Schleppschlauch, bzw. Schleppschuh, welche laut Düngeverordnung seit 2020 im Acker und ab 2025 im Grünland verpflichtend ist, bewertet. Die höchste NH_3 -Minderung erfolgte durch Ansäuerung mit $52 \pm 15\%$ im Winterweizen und $46 \pm 29\%$ im Dauergrünland. Die im Projekt ermittelte NH_3 -Minderung lag im Bereich früherer Studien, welche eine Minderung der NH_3 -Verluste von angesäuerter Rindergülle im Vergleich zu unbehandelter Rindergülle von 9 bis 89% angeben (Seidel et al., 2017; Fangueiro et al., 2018; Pedersen et al., 2021). Durch die Zugabe von H_2SO_4 wurde das bereits angesprochene $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gleichgewicht in Richtung NH_4^+ verschoben und die NH_3 -Emissionen reduziert. Die große Variabilität des Minderungspotentials der Ansäuerung lässt sich auf die unterschiedlichen Gülleeigenschaften zurückführen. Dies wurde kürzlich auch von Wagner et al. 2021 bestätigt. Die Einstellung des pH-Werts der Gülle durch Zugabe von Säure vor/bei der Ausbringung birgt das Risiko eines relativ schnellen pH-Wiederanstiegs, der durch die Pufferkapazität der Gülle verursacht wird. Im Unterschied zum kommerziell erhältlichen Ansäuerungssystem Syre-N der Firma Biocover A/S, welches eine automatische Dosierung der Säure während der Ausbringung erlaubt, wurde in AP1 kurz vor der Ausbringung in IBC-Containern angesäuert. Dies ermöglichte die genaue Überprüfung des pH-Wertes der angesäuerten Gülle/Gärreste. Im Projekt wurden im Mittel rund $3,2 \text{ L m}^{-3}$ 98%ige H_2SO_4 zur Rindergülle und rund $5,0 \text{ L m}^{-3}$ 98%ige H_2SO_4 zu den Gärresten zugegeben, um einen mittlere pH-Wert von 5,9 zu erreichen. Generell wird für die Ansäuerung von Rindergülle mit Schwefelsäure ein Ziel-pH-Wert von 6,5 bis 6,0 empfohlen, um die NH_3 -Emissionen wirksam zu reduzieren (Sørensen und Eriksen, 2009; Fangueiro et al., 2015a). Um die gewünschte NH_3 -Minderung zu erreichen, sollte die Stabilität des eingestellten Gülle-pH-Wertes genau kontrolliert oder die spezifische pH-Pufferkapazität der Gülle bestimmt werden, um eine angemessene Säurezugabe sicherzustellen. Alternativ könnten festgelegte H_2SO_4 Mindestmengen entsprechend den unterschiedlichen Güllezusammensetzungen zu dosiert werden, wie es beispielsweise in Dänemark praktiziert wird (Hafner et al., 2021). Bei Gärresten ist die Ansäuerung aufgrund des in der Regel höheren Ausgangs-pH-Wertes der starken pH-Pufferung und der dadurch hohen erforderlichen Säuremengen und der damit verbundenen starken Schaumbildung dennoch oftmals nicht praktikabel. Bei der Ansäuerung muss zwingend darauf geachtet werden, H_2SO_4 mit sehr geringen Schwermetallgehalten einzusetzen, um Einträge in den Boden zu vermeiden (Amon et al., 2021). Zudem müssen Obergrenzen für die Schwefelapplikation entsprechend dem S-Versorgungszustand der Böden und dem S-Bedarf der Kulturpflanzen eingehalten werden (Kaupenjohann et al., 2019). Wird die angesäuerte Gülle zum richtigen Zeitpunkt und entsprechend des S-Bedarfs der Kulturen gedüngt, so kann die mit der angesäuerten Gülle erhaltene S-Düngung jedoch als positiver Nebeneffekt gesehen werden. Dennoch ist auf eine ausreichende Ausgleichskalkung und die Sicherheitsanforderungen im Umgang mit Säure zu achten (Amon et al., 2021). Die Vielzahl an Anforderungen, welche bei der Ansäuerung zu beachten sind, führen dazu, dass die Maßnahme „Ansäuerung“ eher für den überbetrieblichen Bereich, d.h. für Lohnunternehmen und Maschinenringe, geeignet ist.

Für die Schlitztechnik (offener Schlitz mit einer Schlitztiefe von ca. 5 cm) konnte ein NH_3 -Minderungspotential von $24 \pm 19\%$ im Winterweizen und $22 \pm 22\%$ im Dauergrünland ermittelt werden. Das NH_3 -Minderungspotential lag im Bereich früherer Ergebnisse (30%) bei offener Schlitztechnik und einer Schlitztiefe von 16 cm (Seidel et al., 2017). Ergebnisse einer aktuellen Metaanalyse von Emmerling et al. 2020 zeigen für Schlitztechnik generell (offen, geschlossen und

variable Schlitziefen) eine durchschnittliche NH_3 -Reduktion von -61% (95% Konfidenzintervall - 89%, -31%). Ein höheres NH_3 -Minderungspotential, wie bei Emmerling et al. 2020 gezeigt, lässt sich durch die tiefere Ablage der Gülle in den Boden, wie bei Gülleinjektion durch geschlossene Schlitzreihen erreichen. Eine Umsetzung dieser stärker emissionsmindernden Maßnahmen ist jedoch in wachsenden Beständen nicht möglich. Deshalb bietet sich die hier untersuchte offene Schlitzreihentechnik als gute Minderungsoption an, denn die Ablage der Gülle in den Boden führt zu einer Verringerung der Kontaktfläche mit der Atmosphäre und damit zu einer Absenkung der NH_3 -Emissionen. Um eine optimale NH_3 -Minderung zu erreichen müssen einige Punkte bei der Ausbringung berücksichtigt werden: (1) die Schlitzreihenweite muss an die Ausbringungsmenge angepasst werden, (2) tiefe Ablage in den Boden führt zu einem hohen Zugkraftbedarf, welches wiederum zu einer Begrenzung der Arbeitsbreite (max. 12 m) führt und Einsatzmöglichkeiten am Hang einschränkt (Bittman et al., 2014). Unter Berücksichtigung der Bodeneigenschaften ist diese Technik auf leichten Böden optimal einsetzbar (Fangueiro et al., 2017), besonders gilt dies für Grünlandstandorte (Seidel et al., 2017). Im Ackerland ist der Einsatz aufgrund der festgelegten Fahrgassen häufig eingeschränkt. Im Projekt konnte jedoch gezeigt werden, dass der Einsatz auch zur ersten Ausbringung im wachsenden Bestand funktioniert. Obwohl frühere Studien gezeigt haben, dass die Hemmung der Nitrifikation und damit die Stabilisierung von gedüngtem NH_4^+ in der NH_4^+ -Phase zu einer Erhöhung der NH_3 -Freisetzung führen kann (Kim et al., 2012), hatte der Zusatz von Nitrifikationshemmstoffen in den vorliegenden Versuchen keinen Effekt auf die Höhe der NH_3 -Emissionen.

Insgesamt lassen sich aus den Projektergebnissen folgende Empfehlungen hinsichtlich der NH_3 -Minderung ableiten: die Gülle- und Gärrestausbringung ist unabhängig von der Ausbringungstechnik bei kühlen Witterungsbedingungen und kurz vor Niederschlägen besonders anzuraten. Auf leichten Böden und wo die Nutzung geringer Arbeitsbreiten möglich ist, ist die offene Schlitzreihentechnik insbesondere im Grünland und bei der ersten Ausbringung im Wintergetreide zu empfehlen. Die Ansäuerung von Gülle und Gärresten sollte aufgrund der Schwefelproblematik in begrenztem Umfang eingesetzt werden. Sie ist besonders vorteilhaft, wenn Schlitzreihentechnik aufgrund der Bestandeshöhen nicht mehr eingesetzt werden kann und hohe Temperaturen zu erwarten sind. Zur optimalen NH_3 -Minderung ist die Reduktion des pH-Wertes auf unter 6,5 essentiell.

1.6.2 N_2O -Emissionen

Die N_2O -Emissionen zeigten in beiden Versuchsjahren und an den meisten Standorten den typischen Jahresverlauf mit erhöhten N_2O -Emissionen nach Düngung im Frühjahr, nach der Ernte im Sommer und nach Bodenbearbeitung im Herbst. Erhöhte N_2O -Emissionen aufgrund von Frost-Tau-Zyklen, welche bis zu 50% der Jahresemissionen ausmachen können (Kaiser und Ruser, 2000), traten in den GülleBest Versuchen nicht auf.

Die mittleren N_2O -Emissionen waren mit bis zu $4,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ im Dauergrünland und bis zu $6,2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ für die Güllevarianten geringer im Vergleich zu früheren Studien (z.B. Herr et al. 2019, Seidel et al. 2017). Wie zu erwarten zeigten sich deutliche Standort- und Jahreseffekte mit höheren N_2O -Emissionen im ersten Versuchsjahr 2019. Die höheren N_2O -Emissionen in 2019 sind vermutlich durch die hohen Rest- N_{min} -Gehalte im Frühjahr (Abbildung 24, Abbildung 25) bedingt. Die höheren Niederschläge in 2019 könnten außerdem zu feuchteren Bedingungen im Boden und damit zu einer Förderung der N_2O -Bildung während der Denitrifikation geführt haben. Zudem haben die Versuchsflächen in den Jahren vor der Versuchsanlage bereits eine hohe N-Versorgung mit Wirtschaftsdünger erhalten (siehe hohe N_{min} -Gehalte der ungedüngten N_0 Variante, Abbildung 25). Die regelmäßige Zufuhr an organischem C und N durch Gülle und Gärreste kann die Denitrifikationskapazität und damit das Potential der N_2O -Emissionen begünstigen (Drury et al.,

1998; Kilian et al., 1998; Webb et al., 2010). Über alle Standorte und beide Kulturen hinweg waren die N₂O-Emissionen in Baden-Württemberg am höchsten, gefolgt von Schleswig-Holstein und Niedersachsen.

Im Dauergrünland traten die höchsten N₂O-Emissionen in der Mineraldüngervariante auf, während dieser Effekt im Winterweizen nicht signifikant war. Die N₂O-Emissionen aus der angesäuerten Gülle waren an jedem Standort und in jedem Jahr mit denen der nicht angesäuerten Gülle vergleichbar. Ein erwarteter Effekt, bedingt durch die Änderung des Boden-pH-Wertes bei der Ausbringung von angesäuerter Gülle, wurde nicht gefunden, welches zu neuesten Erkenntnissen von Malique et al. 2021 passt. Frühere Studien zeigten unterschiedliche Effekte der Ansäuerung auf die N₂O-Emissionen. So beobachtete Fanguero et al. 2010 beispielweise erhöhte N₂O-Emissionen aus Sandböden in einer Laborinkubation mit angesäuerter Schweinegülle. Im Gegensatz dazu, fand Park et al. 2018 bis zu 80% Emissionsminderung durch Ansäuerung von Schweinegülle. Es ist noch nicht eindeutig geklärt, wie ausgeprägt dieser Effekt für Rindergülle unter Feldbedingungen auftritt (Fanguero et al., 2015b). Für die Gärreste, welche nur am Standort BW:HOH untersucht wurden, konnte eine Erhöhung der N₂O-Emissionen durch Ansäuerung ebenfalls nicht bestätigt werden (Abbildung 17).

Für die Schlitztechnik mit offenem Schlitz und einer Ablagetiefe der Gülle von 5 cm, wie sie im Projekt verwendet wurde, konnte keine Erhöhung der N₂O-Emissionen in den beiden Versuchsjahren und über die Standorte hinweg festgestellt werden, obwohl aus früheren Studien bekannt ist, dass die Gülleapplikation mittels Schlitztechnik die Denitrifikation durch die Bildung von anaeroben Hot-Spots im Boden stimulieren kann (Webb et al., 2010; Velthof und Mosquera, 2011). Durch die Zugabe von Nitrifikationshemmstoffen kann sowohl die N₂O-Produktion durch Nitrifikation und Denitrifikation als auch die gesamten N-Verluste durch Denitrifikation gemindert werden (Ruser und Schulz, 2015; Lin et al., 2017; Herr et al., 2019). Für die untersuchten Standorte im Projekt waren die kumulativen N₂O-Emissionen der Gülle mit und ohne Zusatz des Nitrifikationshemmstoffs jedoch vergleichbar und ein Minderungseffekt konnte nicht bestätigt werden. Einzig die N₂O-Messungen nach Gärrestapplikation am Standort BW:HOH zeigten im Jahr 2019 einen Trend zu geringeren N₂O-Emissionen in der Variante SI:GR+NI. Aus den kumulativen Jahresemissionen im Grünland war keine Tendenz abzuleiten. Kürzlich erschienene Ergebnisse aus Feldversuchen von Herr et al. 2020 in Baden-Württemberg zeigen, dass der Effekt des Nitrifikationshemmstoffs jahresabhängig sein kann. So war die N₂O-Minderung im ersten Versuchsjahr gering, während sie im zweiten Versuchsjahr mit 46% erheblich war. Die Ableitung einer allgemein gültigen Empfehlung ist somit schwierig. Ebenso sind die Mechanismen und Faktoren, die die Wirksamkeit von Nitrifikationshemmstoffen bei der Minderung von N₂O-Emissionen bestimmen, bisher noch nicht ausreichend verstanden (Ruser und Schulz, 2015).

Die Ergebnisse des Feldversuchs konnten auch im Freilandinkubationsversuch bestätigt werden. Auch hier, waren die NH₃-Emissionen der wichtigste gasförmige Verlustpfad, wobei die Schlitztechnik die NH₃-Emissionen signifikant reduzierte, während die Ansäuerung aufgrund zu geringer H₂SO₄-Zugabe vermutlich nicht optimal wirkte. Unabhängig von der Applikationstechnik waren die N₂O-Emissionen gering, während die N₂-Emissionen ca. 20-fach höher waren. Obwohl N₂-Emissionen keine negativen Umwelteffekte auslösen, sind sie dennoch ein monetärer N-Verlust für die Landwirtschaft, welcher z.B. durch höhere N-Gaben aufgewogen werden muss. Dies haben die erstmaligen Messungen von N₂-Emissionen nach Gülleausbringung unter Freilandbedingungen bestätigt. Die verschiedenen Ausbringungstechniken hatten keinen Einfluss auf die N-Auswaschung. Gegensätzlich zu den Feldergebnissen, war die N-Aufnahme in der Schlitztechnik signifikant erhöht, vermutlich durch das insgesamt geringere N-Angebot in einem vom Umgebungsboden abgegrenzten Lysimetersystem. Dies macht die eingeschränkte Übertragbarkeit von Ertragsversuchen im Topf auf Feldversuche deutlich. Die Auswirkungen der

Ausbringungstechniken auf die einzelnen N-Pools im Boden waren gering, während eine hohe N-Immobilisierung der Güllevarianten aus der N-Bilanz abgeleitet werden konnte.

Insgesamt lassen sich aus den Projektergebnissen folgende Empfehlungen hinsichtlich der N₂O-Emissionen ableiten: N₂O-Emissionen sind zeitlich und räumlich sehr variabel, welches bei der Bewertung von Maßnahmen stets berücksichtigt werden muss. Keine der untersuchten Ausbringungstechniken für Rindergülle führt zu einer Erhöhung der N₂O-Emissionen, so dass die Auswahl der Technik anhand der höchsten NH₃-Minderung und der Kosten der Technik erfolgen kann. Die Aussagekraft für N₂O-Emissionen bei unterschiedlichen Ausbringungstechniken von Gärresten ist aufgrund der Untersuchungen an nur einem Standort eingeschränkt.

1.6.3 Erträge und N-Effizienz

Über alle Standorte und Versuchsjahre hinweg, zeigen die Daten, dass die N-Düngung im Allgemeinen zu einer Erhöhung der Trockenmasseerträge und der N-Gehalte führt (vgl. N0 Variante mit gedüngten Varianten). Im Vergleich der Versuchsstandorte zeigten sich deutliche Standorteffekte, welche sich neben pedo-klimatischen Bedingungen auch auf langjährige Bewirtschaftungsunterschiede zurückführen ließen. Die Kornerträge lagen mit bis zu 11,9 t ha⁻¹ auf einem sehr hohen Niveau, besonders an den Standorten SH:HS und BW:HOH im Jahr 2019 und NI:OS im Jahr 2020. Die Trockenmasseerträge im Dauergrünland lagen bei 2,9 bis 12,8 t ha⁻¹. Diese Unterschiede sind teilweise auf die Schnitthäufigkeit (3 bis 5 Schnitte) zurückzuführen, welche sich an den einzelnen Standorten unterschied. Neben Standorteffekten, trat auch bei den Erträgen ein Jahreseffekt mit höheren N-Erträgen im Jahr 2019 gegenüber dem zweiten Versuchsjahr 2020 auf. Vermutlich ist dieser Effekt auf die Witterung im Jahr 2018 zurückzuführen. Im Jahr 2018 lag die Niederschlagsmenge rund 50% unter dem Jahresdurchschnitt der vorangegangenen Jahre, was landesweit zu Trockenheit und Mindererträgen führte. Infolgedessen konnten die Pflanzen 2018 nicht den applizierten N-Dünger umfänglich aufnehmen, wodurch sich der pflanzenverfügbare N im Frühjahr 2019 erhöhte (siehe auch Abbildung 24 und Abbildung 25). Dieser Effekt war jedoch nur in den N-Gehalten und nicht in den Trockenmasseerträgen sichtbar.

Im Variantenvergleich zeigten sich häufig die höchsten Trockenmasseerträge und N-Gehalte in der Mineraldüngervariante mit KAS. Dies lässt sich durch den direkt vollständig pflanzenverfügbaren Stickstoff in Form von NO₃⁻ und NH₄⁺ im KAS im Vergleich zu den mit Gülle und Gärrest gedüngten Varianten erklären (Nannen et al., 2011). Um die Effekte der unterschiedlichen Ausbringungstechniken für Rindergülle und Gärreste gezielter auswerten zu könnten, wurden die Erträge nicht nur zur Haupternte, sondern auch in Zwischenernten (GPB im Winterweizen, 2. Schnitt im Dauergrünland) untersucht. Doch auch hier konnte kein Ertragseffekt der unterschiedlichen Ausbringungstechniken auf die Trockenmasseerträge und N-Gehalte gefunden werden. Die Erwartung, dass Varianten mit geringeren gasförmigen Verlusten (NH₃- und/oder N₂O-Emissionen), wie beispielsweise die Ansäuerung, einen positiven Effekt auf den N-Ertrag aufweisen (Kai et al., 2008), wurde weder im Grünland noch im Winterweizen bestätigt. Obwohl die NH₃-Emissionen bei der Düngung mit Gärrest deutlich höher waren als bei der Düngung mit Gülle, spiegelte sich dies nicht im Ertrag wieder. Die fehlende Ertragswirksamkeit der NH₃-Emissionsminderung ist wahrscheinlich durch das generell hohe Düngenniveau zu erklären. Relativ geringe Änderung der mineralischen N-Verfügbarkeit in der Größenordnung von 10 kg N ha⁻¹ führen dann nur zu geringen Ertragseffekten. Ähnlich wie bei Herr et al. 2020 für Mais, konnte in den vorliegenden Feldversuchen keine Ertragssteigerung durch den Einsatz des Nitrifikationshemmstoffs DMPP, wie in ihn der Meta-Analyse von Abalos et al. 2014 beschrieben, festgestellt werden. Die Schlitztechnik führte entgegen der Erwartung (Nyord et al., 2010) nicht zu einer Schädigung der Grasnarbe und damit einhergehend auch nicht zu einer Ertragsminderung

im Grünland. Ein Einsatz zur ersten Ausbringung im Winterweizenbestand hatte ebenfalls keine negativen Auswirkungen auf den Gesamtertrag. Auch in der apparenten N-Nutzungseffizienz (aNUE) traten nur an einigen Standorten geringe Variantenunterschiede auf, eine allgemeine Steigerung der N-Effizienz durch die unterschiedlichen Techniken konnte nicht festgestellt werden.

Auch wenn sich aus den Projektergebnissen keine Unterschiede der einzelnen Ausbringungstechniken ableiten lassen, so ist der effiziente N-Einsatz unter Vermeidung von N-Überschüssen (zeitlich wie räumlich) der zentrale Schlüssel zur Emissionsminderung im Pflanzenbau. Die aktuellen Projektergebnisse sind sehr wertvoll, um sie mit den Ertragsstudien der Landesämter und Landwirtschaftskammern zu vergleichen, welche die NH₃- und N₂O-Emissionen in der Regel nicht erfassen.

2 Arbeitspaket 2 (AP2): Gesamtbewertung der Treibhausgaswirksamkeit

AP2 leistet die Gesamtbewertung der Treibhausgaswirksamkeit der geprüften Düngeverfahren mit Gülle in wachsenden Beständen. Hierfür wurden sowohl die Ergebnisse der N₂O- und NH₃-Emission der Feldversuche (AP1) als auch die Emissionen aus der Bereitstellung und dem Verbrauch von Betriebsmitteln berücksichtigt. Die Ergebnisse von AP2 ermöglichen die Gesamtbewertung absolut je Flächeneinheit und relativ zum erzielten Ertrag (Getreideeinheit oder MJ Netto-Energie-Laktation (NEL)). Aufgrund der erzielten Ergebnisse in AP1 und dessen Schwerpunkt auf die Erfassung direkter und indirekter Spurengase von landwirtschaftlichen Flächen erfolgte die Bewertung für die Wirkungskategorie Klimaschutz. AP2 wurde von TP2 koordiniert und durchgeführt, sowie durch alle anderen Teilprojekte und die Gesamtkoordination aktiv unterstützt.

Die durchgeführten Bewertungen im Sinne einer Ökobilanz ermöglichen den Vergleich zwischen verschiedenen Verfahren auf der Mikroskalenebene. Die Ergebnisse erlauben Aussagen über die Effizienz der Verfahren zu einander ohne Aussagen darüber treffen zu können, ob das präferierte Verfahren auch ausreichend hinsichtlich der angestrebten Klimaschutzziele auf der Makroebene ist. In den zurückliegenden Jahren wurden bereits für viele landwirtschaftliche Kulturen Ökobilanzen und der entsprechende Kohlenstofffußabdruck (engl. product carbon footprint (PCF)) berechnet. Für die Kultur Winterweizen liegen beispielsweise Literaturwerte zwischen 0,22 und 0,64 kg CO₂ je kg Kornenertrag vor. Auffällig ist, dass bei einer weiteren Differenzierung die Produktionsintensität im Sinne von Höchstserträgen je Hektar nicht zu dem geringsten PCF führt. Tatsächlich findet sich innerhalb der konventionellen Gruppe sowohl der Minimal- wie auch der Maximalwert. Innerhalb der ökologischen wirtschaftenden Betriebe (Bio) bei denen sich um die 50% geringere Erträge erwarten lassen, zeigen sich keine systematisch niedrigeren oder höheren Werte (vergl. Tabelle 12). Dieser Sachverhalt ist aus verschiedenen Studien bekannt und veranschaulicht zum einen ein Optimierungspotential in allen Systemen (Konventionell, Integriert und Bio) und zum anderen keinen spezifischen Vorteil bei hohen Erträgen, wenn die THG-Emissionen je Hektar überproportional unter extensiveren Bedingungen reduziert werden (vergl. Tabelle 12). In vielen Studien fehlt jedoch die Betrachtung, dass bei geringerem Ertragsniveau mehr Produktionsfläche erforderlich ist, um letztlich den gleichen Ertrag zu erzielen. Dies kann je nach betrachtetem Szenario zu erheblichen zusätzlichen Emissionen führen. Letztlich ist das Ertragsniveau in diesen Betrachtungen zu berücksichtigen, da extensive Produktionssysteme zwar mitunter geringe ertragsbezogene Kohlenstoff Fußabdrücke aufweisen, aber im Kontext der globalen Ernährungssicherung nur eingeschränkt zielführend sind.

Tabelle 12: Ausgewählte Ergebnisse des „product carbon footprints“ für das System Winterweizen (kg CO₂ je kg Trockenmasse (TM)).

	kg CO ₂ kg TM ⁻¹	Quelle
Konventionell	0,22	Biernat (2016)
	0,32	Agri footprint
	n.v.	Ecoinvent 3.0
	n.v.	
Integriert	n.v.	Ecoinvent 3.0
	n.v.	
Bio	0,30	Biernat (2016)
	n.v.	Ecoinvent 3.0
	n.v.	
Mittelwert	0,42	

n.v. = Daten nicht veröffentlicht

Entsprechend liefern zum einen die durchgeführten THG-Messungen wie auch die Ertragsmessungen der Dauergrünland und Winterweizenbestände die wichtigsten Eingangsdaten in die durchgeführten PCF Berechnungen. Im zweiten Berechnungsschritt können sich durch den Bedarf an externen Ressourcen weitere Vor- oder auch Nachteile der geprüften Verfahren ergeben. Konkret wurden in den Berechnungen die drei Ausbringungstechniken: Schleppschuh (SU:RG), Schleppschlauch (SL:RG) und Schlitzinjektion (SI:RG) verglichen. Weitere Differenzierungen für den Schleppschuh bzw. -schlauch und Schlitztechnik ergaben sich durch die Zufuhr von Additiven wie Schwefelsäure (H₂SO₄) (SL:RG+S bzw. SU:RG+S) und Nitrifikationshemmstoffen (SI+NI:RG). Allerdings benötigen die zuletzt genannten Verfahren zusätzliche Betriebsmittel, welche wiederum mit einem PCF belegt sind und in der Gesamtbilanz berücksichtigt werden müssen. So kann trotz positiver Wirkung der zusätzliche Ressourcenbedarf zu einer Überkompensation führen. Auf dieser Ausgangsbasis soll in AP2 die Frage beantwortet werden, welche Wirtschaftsdünger-ausbringungstechnik in der Gesamtbilanz am vorteilhaftesten hinsichtlich der Zielsetzung Klimaschutz ist.

Aufgrund des intensiven Messprogramms und den damit in Verbindung stehenden komplexen Berechnungen (insbesondere der NH₃-Emissionen), kam es in AP1 immer wieder zu Verzögerungen. Durch die konsekutive Projektstruktur konnten die Arbeiten in AP2 daher erst später als geplant aufgenommen werden, so dass sich die gezeigten Ergebnisse auf den PCF beschränken.

2.1 Material und Methoden

Die Systemgrenze der Ökobilanz ist die Feldgrenze (siehe Abbildung 30). Die betrachteten funktionelle Einheiten sind für Grünland CO₂äq je ha, je GJ Netto-Energie-Laktation und je TM; für Winterweizen CO₂äq je ha, je kg Rohprotein (RP) und je TM. Die funktionelle Einheit TM wird lediglich berichtet, da sie in ihrer Aussagekraft im Vergleich zu GJ-Netto-Energie-Laktation und Rohprotein hinsichtlich der Effizienzbewertung stark eingeschränkt ist. Bei höheren Qualitäten ergibt sich ein geringerer Massenbedarf für die gleiche Leistung und ein höherer ökonomischer Wert - dies entspricht einer höheren „Eco-Efficiency“ (Keating et al., 2010; Cook et al., 2015).

Für die Berechnung des PCF wurden die direkten und indirekten THG-Emissionen auf Basis der Feldemissionen von N₂O und NH₃ aus AP1 berücksichtigt. Für die ermittelten N₂O-Emissionen (N₂O_{direkt}) wurde nach IPCC 2006 ein Global Warming Potential (GWP100) von 265 angenommen, um die CO₂-Äquivalente (CO₂Äq) zu berechnen:

$$N_2O_{direkt} (kg CO_2\text{Äq}) = N_2O \text{ kg} * 265 \quad (8)$$

Die Berechnung des NH_3 Anteils an den indirekten N_2O -Emissionen ($\text{N}_2\text{O}_{\text{indirekt}(\text{NH}_3)}$) erfolgte ebenfalls nach IPCC 2006):

$$N_2O_{\text{indirekt}(\text{NH}_3)}(\text{kg CO}_2\text{Äq}) = \text{NH}_3 - \text{N kg} * 0,01 * \frac{44}{28} * 265 \quad (9)$$

Die Stickstoffauswaschungen und deren Beitrag zu den N_2O -Emissionen ($\text{N}_2\text{O}_{\text{indirekt}(\text{N-Auswaschung})}$) wurde als Anteil der gedüngten N-Gesamt Mengen ($\text{N}_{\text{Düngung}}$) berechnet:

$$N_2O_{\text{indirekt}(\text{N-Auswaschung})}(\text{kg CO}_2\text{Äq}) = N_{\text{Düngung}} \text{ kg} * 0,33 * 0,0075 * 1,57 * 265 \quad (10)$$

Die Berücksichtigung der verwendeten Betriebsmittel (vergl. Tabelle 13) erfolgte auf Basis der Schlagkarteien der unterschiedlichen Standorte (Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Baden-Württemberg). Neben dem zugeführten Stickstoff wurden die anfallenden Nährstoffmengen für Phosphor und Kalium aus den Wirtschaftsdüngern bei der Verwendung der Betriebsmittel berücksichtigt. Die P und K-Ausgleichsdüngung wurde in der Bilanzierung nur berücksichtigt, wenn der Nährstoffanfall aus den Wirtschaftsdüngern den ertragsbasierten Bedarf unterschritt (LWK-SH, 2019). Die Pflanzenschutzmittelaufwendungen entsprechen dem dokumentierten Einsatz im Winterweizen. Im Grünland erfolgten keine Pflanzenschutzmittelaufwendungen.

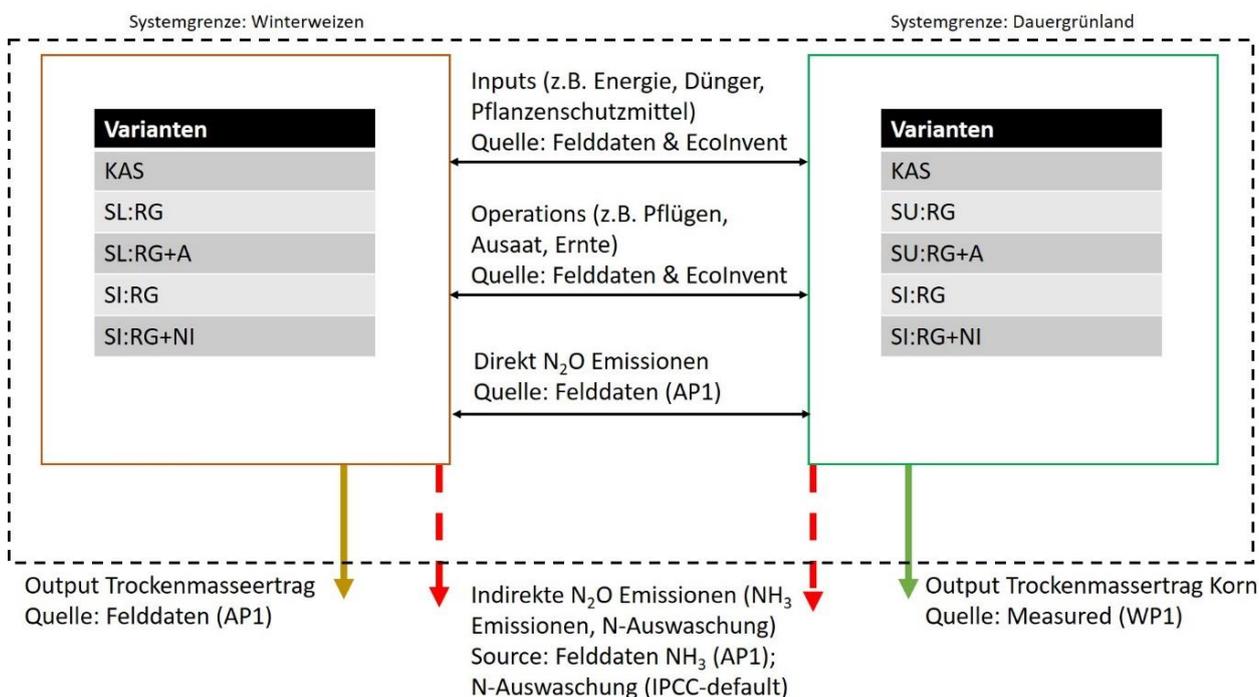


Abbildung 30: Systemgrenze der betrachteten Systeme Winterweizen und Grünland.

Die maschinellen Feldbearbeitungen entsprechen den gängigen Bearbeitungsverfahren und Arbeitsbreiten Nord-West-Europas. Die Emissionen je Hektar der jeweiligen „field-operations“ wurden der Ecoinvent Datenbank 3.0 entnommen (Ecoinvent, 2016). Eine differenzierte Betrachtung erfolgte für die unterschiedlichen Ausbringungstechniken. Hier wurden der Dieselbedarf je Hektar in Abhängigkeit einer jeweils durchschnittlichen Arbeitsbreite inklusive des Dieselbedarfs für den Zubringer (27 m^3) und Pumptankwagen (15 m^3) in den jeweiligen Verfahren verwendet. Die Fassgröße wurde mit einem durchschnittlichen Volumen von 20 m^3 angenommen. Hieraus resultiert in erster Linie bedingt durch die geringeren Arbeitsbreiten und Flächenleistung ein erhöhter Dieselbedarf bei Verwendung der Schlitztechnik im Vergleich zum Schleppschlauch bzw.- schuh (8 vs. 13 L ha^{-1}). Ein zusätzlicher Dieselbedarf für die Zuführung von Schwefelsäure (H_2SO_4) und Nitrifikationshemmstoffen wurde vernachlässigt ebenso wie ein ggf. höherer Bedarf

von Kalk bei dem langfristigen Einsatz von H₂SO₄ bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Eine Übersicht der berücksichtigten Betriebsmittel, Feldaktivitäten und Emissionsfaktoren ist in Tabelle 13 dargestellt.

Tabelle 13: Berücksichtigte Emissionsfaktoren in kg CO₂Äq je Einheit nach Smit et al. 2021, Ecoinvent 2016 und eigenen Berechnungen.

System	Name	Einheit	kg CO ₂ Äq	Referenz
GL, WW	KAS-Dünger	kg N	8,6	Smit et. al 2021
GL, WW	K-Dünger	kg K ₂ O	n.v.	Ecoinvent 3.0
GL, WW	P-Dünger	kg P ₂ O ₅	n.v.	Ecoinvent 3.0
GL, WW	H ₂ SO ₄	L	n.v.	Ecoinvent 3.0
GL, WW	Nitrifikationshemmstoff	L	0,6	Default*
WW	Pflanzenschutzmittel	L	n.v.	Ecoinvent 3.0
GL	Wiesenschnitt	ha	n.v.	Ecoinvent 3.0
GL, WW	Dünger streuen	ha	25,3	Smit et. al 2021
GL, WW	Schleppschlauch/schuh	ha	91,2	Eigenen Berechnung
GL, WW	Schlitzten	ha	147,2	Eigenen Berechnung
WW	Saatgut	kg	n.v.	Ecoinvent 3.0
WW	Pflügen	ha	n.v.	Ecoinvent 3.0
WW	Kreiseln	ha	75,42	Smit et. al 2021
WW	Säen	ha	22,76	Smit et. al 2021
WW	Pflanzenschutz	ha	n.v.	Ecoinvent 3.0
WW	Ernte (Drusch)	ha	n.v.	Ecoinvent 3.0

*keine Daten verfügbar/Schätzwert, n.v. = Daten nicht veröffentlichbar

Die statistische Auswertung erfolgte in dem Open Source Statistikprogramm R Development Core Team 2022. Die Datenauswertung des Gemischten Modells erfolgte mit dem Paket „nlme“. Das Modell beinhaltete die Ausbringungstechnik als Faktor. Der Standort und das Versuchsjahr wurden als zufällige Effekte (random) modelliert. Die multiplen Mittelwertvergleiche erfolgten mit dem Tukey HSD Test. Signifikante Unterschiede ergaben sich bei einem p-Wert <0.05.

2.2 Ergebnisse

Die höchsten Gesamtemissionen (CO₂-Äquivalente) je Hektar wurden für die mineralisch gedüngte Variante bilanziert und die niedrigsten in der angesäuerten Ausbringungsvariante auf dem Grünland und in der Schlitzvariante mit Nitrifikationshemmer im Winterweizen. Insgesamt waren die Unterschiede zwischen den Ausbringungsverfahren für Wirtschaftsdünger marginal.

Insgesamt treten im Winterweizen höhere prozessbedingte Emissionen im Vergleich zum Grünland auf. Ursächlich hierfür sind insbesondere die höheren Emissionen durch die Feldbestellung (Operations, Abbildung 31). Sowohl beim Grünland wie auch beim Winterweizen nahm der Zukauf von Betriebsmitteln (Dünger, PSM, Inputs, Abbildung 31) einen Anteil von 55-63% an den Gesamtemissionen bei der mineralischen gedüngten Variante (KAS) ein. Zwischen den Ausbringungstechniken ergab sich im Vergleich der beiden Kulturen (Grünland vs. Winterweizen) kein systematischer Unterschied. Der Anteil der Betriebsmittel (Inputs, Abbildung 31) im Verhältnis zu den Gesamtemissionen lag hier deutlich niedriger als bei der mineralisch gedüngten Variante bedingt durch den energieeffizienteren Nährstoffeinsatz von Stickstoff, Phosphor und Kali.

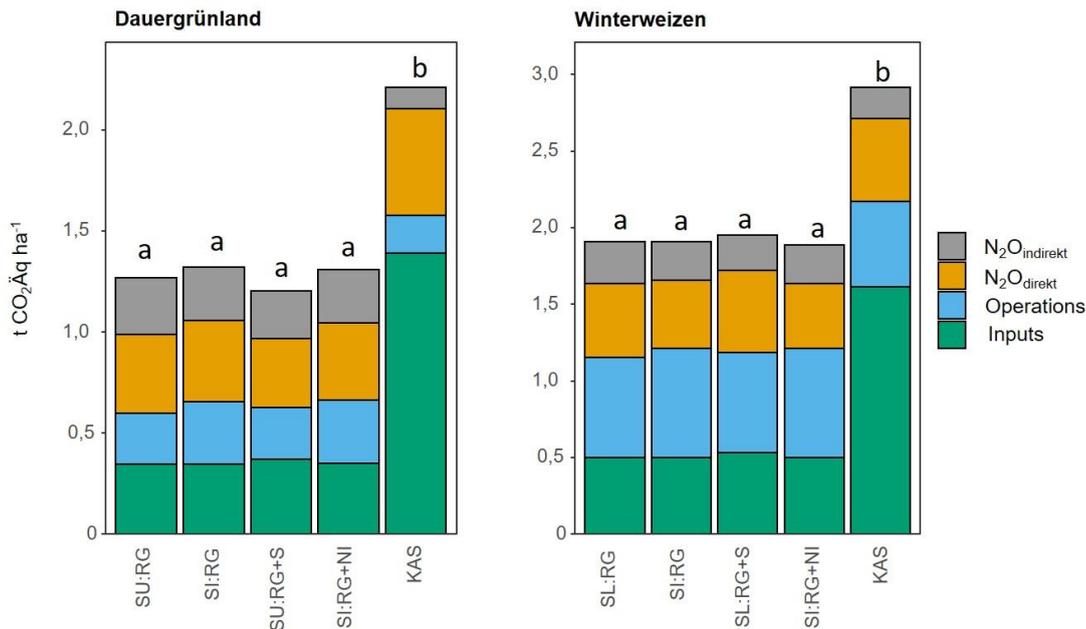


Abbildung 31: Berechnete CO₂-Emissionen in t CO₂Äq ha⁻¹ und Ausbringungsverfahren inklusive der unterschiedlichen Prozessbeiträge. Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngervarianten.

Größten Einfluss bei den Wirtschaftsdüngervarianten auf den vergleichsweise uneindeutigen Effizienzurteil liegen in den direkten und indirekten N₂O-Emissionen und dessen Beitrag an den Gesamtemissionen die einen Anteil von 20 bis 50% an den gesamten Emissionen der Bewirtschaftungsverfahren ausmachen können (Tabelle 14). Eine Reduktion der NH₃-Emissionen reduziert die Ertragsunsicherheiten auf dem Grünland und führte durch die Ansäuerung von Wirtschaftsdüngern trotz des höheren Betriebsmitteleinsatzes bedingt durch den Säurezukauf zu der günstigsten CO₂-Gesamtbilanz je Hektar. Insgesamt bewegten sich alle Ausbringungstechniken im Vergleich zur Mineraldüngung auf einem hohen Effizienzniveau.

Tabelle 14: Anteile (%) der unterschiedlichen Prozessbeiträge zu den Gesamt-CO₂Äq.-Emissionen ha⁻¹.

System	Name	N ₂ O _{direkt}	N ₂ O _{indirekt}	Operations	Inputs
Dauergrünland	KAS	24	5	8	63
	SU:RG	31	22	20	27
	SU:RG+S	28	20	21	31
	SI:RG	31	20	23	26
	SI:RG+NI	29	20	24	27
Winterweizen	KAS	19	7	19	55
	SL:RG	25	14	34	26
	SL:RG+S	27	12	34	27
	SI:RG	23	13	37	26
	SI:RG+NI	22	13	38	27

Ein ähnliches Verhältnis zeigt sich beim Grünland je Produkteinheit und je GJ Netto-Energie-Laktation. Im Mittel der Varianten sind die Produktemissionen je kg TM wie auch je GJ NEL in der mineralisch gedüngten Variante am höchsten. Da die Ertragsunterschiede im Mittel über alle Standorte zwischen den Varianten eher marginal ausfielen und teilweise großen Streubreiten aufwiesen (siehe Ergebnisse AP1), sind die Unterschiede relativ betrachtet nicht statistisch signifikant verschieden (siehe Abbildung 32). Ein ähnliches Bild zeigt sich für den Winterweizen wobei die Streuungen hier noch größer und die absoluten Unterschiede geringer als beim Grünland ausfielen. Zudem fallen Unterschiede in der Emissionsreduktion von beispielsweise NH₃ geringer

in das Gewicht, da die operationellen Prozessbeiträge im Vergleich zum Grünland einen höheren Beitrag haben (Abbildung 33).

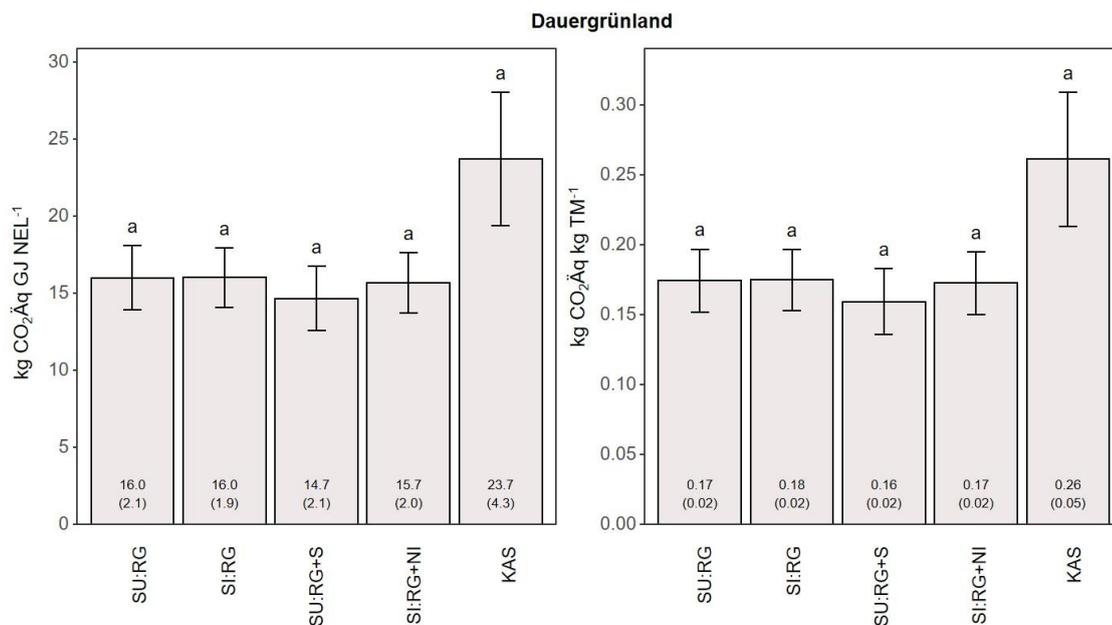


Abbildung 32: Produktemissionen je kg GJ Netto-Energie-Laktation (GJ NEL) und kg Trockenmasseertrag (TM) zwischen den Düngevarianten im Dauergrünland (Mittelwert ± Standardfehler). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten. Zu beachten sind die unterschiedlichen Y-Achsenkalierungen für die jeweiligen Produktemissionen.

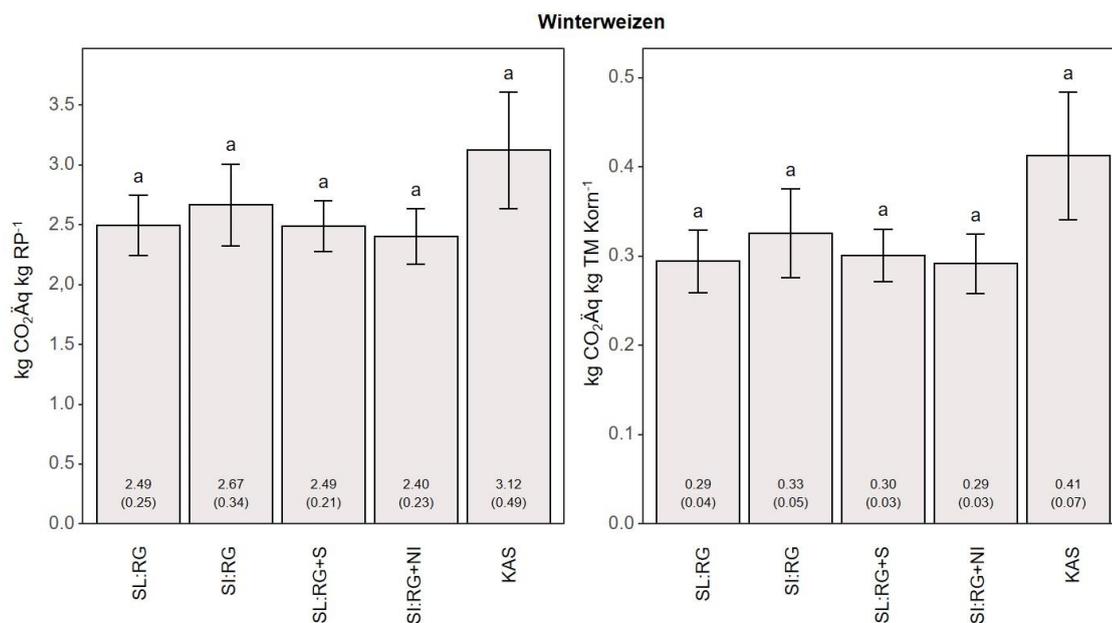


Abbildung 33: Produktemissionen je kg Rohprotein (RP) und kg Trockenmasseertrag Korn (TM) zwischen den Düngevarianten im Winterweizen (Mittelwert ± Standardfehler). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten. Zu beachten sind die unterschiedlichen Y-Achsenkalierungen für die jeweiligen Produktemissionen.

In der Übersicht der unterschiedlichen funktionellen Einheiten zeigen sich bei allen Wirtschaftsdüngerverfahren und den beiden betrachteten Kulturen (Dauergrünland und Winterweizen) Vorteile gegenüber der mineralischen Düngung. Statistisch ließ sich dies lediglich für die CO₂-Emissionen je Hektar absichern. Je Produkteinheit konnten keine signifikanten Unterschiede gezeigt werden (Tabelle 15).

Tabelle 15: Übersicht der Treibhausgasemissionen je Hektar und je Produkteinheit in den unterschiedlichen Systemen und Düngevarianten (Mittelwert ± Standardfehler). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten.

System	Name	Treibhausgasemissionen			
		t CO ₂ ha ⁻¹		kg CO ₂ TM ⁻¹	
		Mittelwert ± Standardfehler	CV %	Mittelwert ± Standardfehler	CV %
Dauergrünland	KAS	2,21±0,34 ^a	43,86	0,26±0,05 ^a	52,09
	SU:RG	1,27±0,13 ^b	29,30	0,17±0,02 ^a	36,83
	SU:RG+S	1,20±0,13 ^b	31,20	0,16±0,02 ^a	41,77
	SI:RG	1,32±0,13 ^b	28,72	0,18±0,02 ^a	35,16
	SI:RG+NI	1,31±0,13 ^b	28,08	0,17±0,02 ^a	36,62
Winterweizen	KAS	2,92±0,33 ^a	32,02	0,41±0,07 ^a	49,04
	SL:RG	1,91±0,14 ^b	21,29	0,29±0,04 ^a	33,97
	SL:RG+S	1,95±0,18 ^b	25,41	0,30±0,03 ^a	27,52
	SI:RG	1,91±0,14 ^b	20,50	0,33±0,05 ^a	43,19
	SI:RG+NI	1,89±0,13 ^b	19,23	0,29±0,03 ^a	32,15

2.3 Zusammenfassung und Diskussion

Die ermittelten Produktemissionen für Dauergrünland und Winterweizen lagen im erwarteten Bereich (vergl. Tabelle 12). Die Emissionen im Grünland lagen je Hektar und Produkteinheit auf einem vergleichbaren Niveau zu bisherigen Studien von Mogensen et al. 2014, Reinsch et al. 2018 und Herrmann et al. 2014 für schnittgenutzte Grünlandbestände. Die größten Unterschiede ergaben sich durch die Berücksichtigung von Bodenkohlenstoffvorräten in der Studie von Mogensen et al. 2014. Letzteres wurde aufgrund der großen Unsicherheiten, die mit diesem Bilanzparameter verbunden sind, in dieser Studie nicht berücksichtigt. Zudem erfolgten in AP1 zu diesem Sachverhalt keine analytische Betrachtung. Ebenso blieben Effekte des indirekten Landnutzungswandels unberücksichtigt.

Die Effizienzvorteile zwischen den Ausbringungstechniken waren nicht signifikant. Lediglich im Grünland erzielte das Ansäuerungsverfahren im Mittel nennenswerte Unterschiede von etwa 0,2 t CO₂Äq ha⁻¹ bzw. 1,3 kg CO₂Äq GJ NEL⁻¹. Entsprechend ergibt sich bedingt durch die niedrigeren NH₃-Emissionen zwar ein Vorteil des Ansäuerungsverfahrens in anderen Wirkungskategorien (Eutrophierungs- und Versauerungspotential), ein Vorteil hinsichtlich der Klimabilanz je Produkteinheit konnte allerdings nicht bestätigt werden. Für den Winterweizen waren diese Effekte mit einer größeren Unsicherheit verbunden als auf dem Grünland.

Schlussfolgernd wurde bestätigt, dass der Einsatz von Wirtschaftsdüngern zu einer Treibhausgaseinsparung je Hektar im Vergleich zu den mineralisch gedüngten Varianten führt. Die Unterschiede je Produkteinheit (kg TM und RR bzw. GJ NEL) sind im Mittel über alle Ausbringungsverfahren im Vergleich zur mineralisch gedüngten Variante signifikant. In der Einzelbetrachtung je Verfahrenstechnik konnte dies jedoch nicht statistisch abgesichert werden. Hinsichtlich der Treibhausgaswirkung arbeiten alle geprüften Techniken effizient. Es treten keine systematischen Vor- oder Nachteile der Techniken für den Klimaschutz je Flächen- und je Produkteinheit auf. In der weiteren Prüfung ist zusätzlich das Potential der Techniken hinsichtlich

Ihrer NH₃-Einsparung zu berücksichtigen und als weiteres Entscheidungskriterium heranzuziehen (vergl. Tabelle 3 und Tabelle 4).

3 Arbeitspaket 3 (AP3): Ökonomische und betriebliche Bewertung

AP3 leistet die ökonomische und betriebliche Bewertung der NH₃-Emissionsminderung durch Gülle- und Gärrestausbringetechniken in wachsenden Beständen. Im Fokus standen hierbei die Ausbringung von angesäuerter Rindergülle und Gärresten, sowie die Verwendung der Schlitztechnik. Schwerpunkt der Analysen waren die Folgen organisatorischer und arbeitstechnischer Voraussetzungen, die einen Einfluss auf den betrieblichen Erfolg haben. Die variablen und fixen Kosten für die eingesetzten Techniken wurden sowohl aus Standarddaten zu Maschinenkosten (z.B. KTBL-Datenbank „Feldarbeitsrechner“), als auch Experteninterviews aus der Landtechnikindustrie und landwirtschaftlichen Lohnunternehmern genommen. Zu erwartende Schwankungen in den Kosten bei der Technik, bei Ver- und Gebrauchsgütern oder sonstigen Kosten- und Leistungswirksamen Positionen wurden durch Simulationsrechnungen untersucht, um sensitive Parameter darzustellen. Die Umsetzbarkeit neuer Techniken der Gülle- und Gärrestausbringung sowie ihre betrieblichen Vor- und Nachteile wurden anschließend diskutiert. AP3 wurde von TP3 koordiniert und durchgeführt. AP3 wurde durch alle anderen Teilprojekte und die Gesamtkoordination aktiv unterstützt.

Ein geeigneter Parameter zur Abschätzung der ökonomischen NH₃-Emissionsminderungsleistung sind die NH₃-Vermeidungskosten in € kg⁻¹. Je nach Vermeidungsmaßnahme liegen die NH₃-Vermeidungskosten zwischen -7 und 212 € kg⁻¹ (Wulf et al., 2011; Montalvo et al., 2015; VanderZaag et al., 2015). Die höchsten Vermeidungskosten treten mit 212 € kg NH₃⁻¹ auf, wenn in der Schweinemast Einstreusysteme (z.B. Stroh) eingesetzt werden (Montalvo et al., 2015). Niedrige Vermeidungskosten zwischen 1 und 5 € kg NH₃⁻¹ werden kalkuliert, wenn Rindergülle mit einer Scheibenegge eingearbeitet wird (Wulf et al., 2011). Vergleichsweise hoch sind die NH₃-Vermeidungskosten bei der Lagerung von angesäuerter Gülle zwischen 19 bis 42 € kg NH₃⁻¹ (VanderZaag et al., 2015). Insgesamt ist ein Mangel an Studien zu den NH₃-Vermeidungskosten von angesäuerten flüssigen Wirtschaftsdüngern festzustellen. Das betrifft vor allem die Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern auf dem Feld, mit verschiedenen Substraten auf unterschiedliche Kulturen.

3.1 Material und Methoden

Die ökonomische und betriebliche Bewertung der Ausbringung von angesäuerten flüssigen Wirtschaftsdüngern erfolgte auf Basis einer Kosten- und Leistungsrechnung sowie Vermeidungskostenrechnung. Den analysierten Kosten zuzuordnen sind der Aufwand für Maschinen, Lohn und Betriebsstoffe (v.a. Schwefelsäure und Diesel). Die Ergebnisse in AP1 zu den Erträgen und Proteingehalten beim Erntegut im Winterweizen und Grünland zeigten im Wesentlichen keine signifikanten Unterschiede zwischen den organisch gedüngten Varianten. Infolgedessen erfolgte eine Bewertung der ökonomischen Leistung der Ausbringung angesäuerter Rindergülle/Gärreste und Verwendung der Schlitztechnik auf Basis der Berechnung des kalkulatorischen Nutzens. Bei beiden Verfahren entsteht ein kalkulatorischer Nutzen durch eine Vermeidung von NH₃-Emissionen. Der nicht emittierte Stickstoff kann der Pflanze als Nährstoff zur Verfügung stehen. Ein zusätzlicher kalkulatorischer Nutzen entsteht bei der Ausbringung von angesäuerter Rindergülle/Gärreste durch einen zusätzlichen Input von Schwefel (S) infolge des Einsatzes von Schwefelsäure (H₂SO₄). Vermiedene NH₃-Emissionen und zusätzlicher

Schwefelinput senken den Bedarf an mineralischen Düngemitteln und generieren dadurch Gutschriften.

Für die Vermeidungskostenrechnung werden die Kosten berücksichtigt, die bei den Vermeidungsmaßnahmen zusätzlich zum gewählten Referenzsystem anfallen. Im Winterweizen/Dauergrünland sind die NH₃-Vermeidungsmaßnahmen die Ausbringung von angesäuerter Rindergülle/Gärreste (RG, GR) mit Schleppschlauch/Schleppschuh (SL/SU) und die Verwendung der Schlitztechnik (SI). Das Referenzsystem ist im Winterweizen die Ausbringung von Rindergülle/Gärreste mit Schleppschlauch, im Grünland die Ausbringung mit Schleppschuh. Weiterhin wird bei der Berechnung der NH₃-Vermeidungskosten zwischen Brutto und Netto unterschieden. Bei den Brutto-Vermeidungskosten wird allein die Kostendifferenz zwischen Vermeidungsmaßnahme und Referenzsystem berücksichtigt, wohingegen bei den Netto-Vermeidungskosten zusätzlich der kalkulatorische Nutzen der Vermeidungsmaßnahmen einbezogen wird.

Die Kostenkalkulation der Ausbringungsverfahren SL, SU und SI erfolgt auf Basis des Online-Feldarbeitsrechners des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL). Für die Ausbringung angesäuerter Rindergülle/Gärreste wird das kommerzielle System SyreN der Firma Biocover aus Dänemark kalkuliert. Die Kosten für Betriebsstoffe (Diesel, H₂SO₄, N- und S-Menge) und den Arbeitslohn sind behördlichen und agrarwirtschaftlichen Datenbanken entnommen, welche vor dem Ukrainekrieg erhoben wurden. Spezifische benötigte Daten zur Ansäuerungstechnik und der gesamten Prozesskette basieren auf Experteninterviews aus der Agrartechnik (z.B. Vogelsang GmbH & Co.KG und BioCover A/S), Agrardienstleistung (z.B. Dettmer Agrarservice GmbH) und Chemietechnik (z.B. Promens Deventer B.V.) und chemischen Industrie (z.B. Bilgram Chemie GmbH).

Für eine Analyse des ökonomischen Risikos wurde das Excel Add-in @Risk verwendet, eine Analysesoftware, welche auf Basis von definierten Risikoparametern und der Risikoverteilung stochastische Simulationen durchführt. Als risikobehaftete Parameter wurden die benötigten Schwefelsäuremengen, der Schwefelsäurepreis, der Preis für mineralischen Stickstoff und Schwefel und die NH₃-Vermeidungen identifiziert.

3.2 Ergebnisse

In Abhängigkeit von den Ausbringungsverfahren für flüssigen Wirtschaftsdünger und des Dieselpreises schwankten die Arbeiterledigungskosten zwischen 2,1 und 3,2 € m⁻³ (Abbildung 34). Die niedrigsten Kosten entstanden bei der Verwendung des Schleppschlauchs, zwischen 2,1 und 2,3 € m⁻³. Höhere Kosten waren beim Schleppschuh zwischen 2,5 und 2,8 € m⁻³ und bei der Schlitztechnik zwischen 2,9 und 3,2 € m⁻³ festzustellen. Ursächlich für die höheren Kosten von Schleppschuh und Schlitztechnik sind im Wesentlichen die geringeren Flächenleistungen im Vergleich zum Schleppschlauch aufgrund der geringeren Arbeitsbreite und der zusätzliche Kraftstoffbedarf für die Bearbeitung des Bodens durch das Schlitzten. Bei allen drei Ausbringungsverfahren hatten die Maschinenkosten mit ca. 58% den höchsten Anteil an den Arbeiterledigungskosten. Aufgrund des höheren Dieselpreises bei Schleppschuh und Schlitztechnik im Vergleich zu Schleppschlauch, wirkten sich höhere Dieselpreise bei den bodenbearbeitenden Ausbringungsverfahren stärker aus.

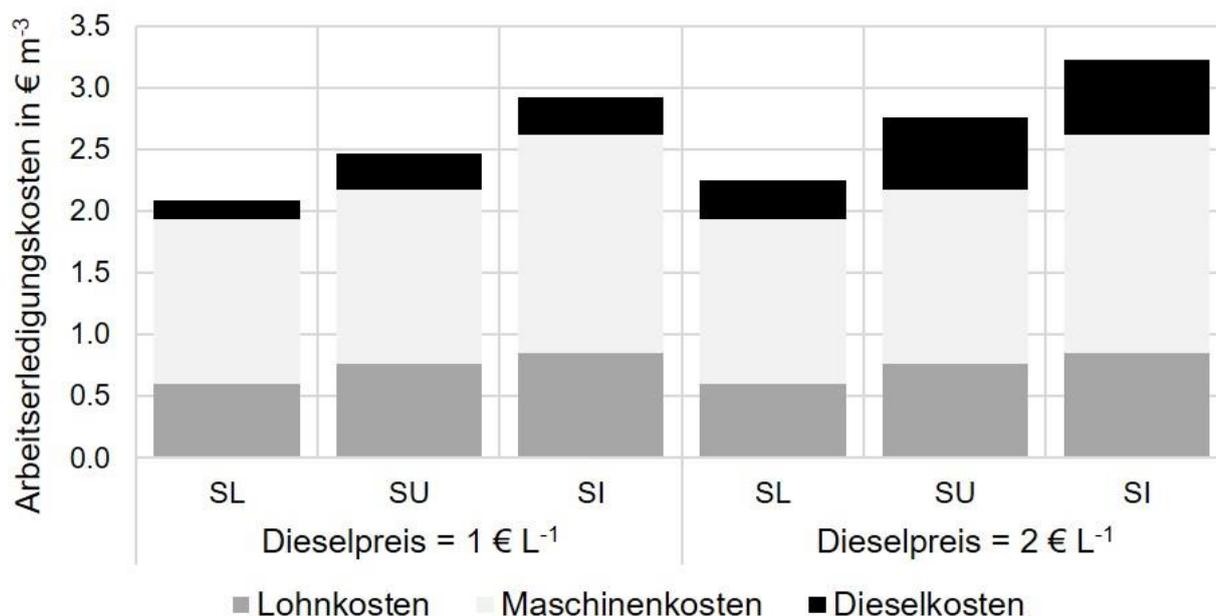


Abbildung 34: Arbeiterledigungskosten für die Applikation flüssiger Wirtschaftsdünger mit den Verfahren Schleppschauch (SL), Schleppschuh (SU), und Schlitztechnik (SI) in Abhängigkeit von zwei Preisszenarien für Diesel und aufgeteilt nach drei Kostenpositionen: Lohn-, Maschinen- und Dieseldkosten.

Auf Basis der Experteninterviews wurde der Anschaffungswert des SyreN-Systems auf ca. 85.000 € geschätzt. Bei einer Nutzungsdauer von 6 Jahren und einer jährlichen Nutzleistung von 30.000 m³ angesäuertes flüssiger Wirtschaftsdünger wurde ein Restwert von 21.000 € angenommen. Für die Lagerung und den Transport der Säure wurde die Verwendung von doppelwandigen IBC Containern angenommen. Diese haben einen höheren Sicherheitsstandard und Kosten von 1.050 € Stück⁻¹. Für die Preiskalkulation der Schwefelsäure wurde als Abnahmemenge die Bestellung eines Tankwagens kalkuliert. Hier sind nach der Experteninterviews die Schwefelsäurepreise am günstigsten. Infolgedessen wurden für die Lagerung der Schwefelsäure 20 IBC Container benötigt. Für die Überfahrt des SyreN-Systems mit gefüllten Fronttank auf der Straße ist in Deutschland ein Gefahrgutschein (ADR-Bescheinigung) notwendig. Der zum Erhalt benötigte Basiskurs kostet einmalig ca. 310 € und der alle fünf Jahre zu besuchende Aufbaukurs ca. 230 €.

Der Schwefelsäurepreis unterlag in den letzten Jahren einer starken Fluktuation. Bei Anbietern der SyreN-Technik in Deutschland lag die Kalkulationsbasis für 96%ige H₂SO₄ im Frühjahr 2022 zwischen 0,60 und 0,80 € L⁻¹. In 2021 schwankte die Kalkulationsbasis zwischen 0,27 und 0,35 € L⁻¹. Vor den Störungen der Lieferketten durch die Corona Pandemie waren Preise von ca. 0,20 € L⁻¹ üblich. Der Erzeugerpreisindex für Schwefelsäure des Statistischen Bundesamtes Deutschland zeigte für den Zeitraum 2011 bis 2020 ein fallendes Preisniveau um durchschnittlich 2% an.

Aufgrund der Unsicherheiten und Fluktuation des Schwefelsäurepreises wurde die Analyse der Arbeiterledigungskosten der Ansäuerung von flüssigen Wirtschaftsdüngern für vier Preisszenarien vorgenommen (Abbildung 35). Bei einem H₂SO₄-Preis von 0,20 bis 0,80 € L⁻¹ und in Abhängigkeit der Unsicherheit der benötigten Schwefelsäuremenge und des flüssigen Wirtschaftsdüngers schwankten die Erwartungswerte der Ansäuerung von 1,30 bis 4,80 € m⁻³. Ein Großteil der Ansäuerungskosten war auf die Schwefelsäurekosten mit ca. 48% bis 86% zurückzuführen. Bei Gärresten waren aufgrund des höheren Säurebedarfs die Schwefelsäurekosten mit 1,02 bis 4,08 € m⁻³ höher als bei Rindergülle mit 0,62 bis 2,48 € m⁻³. Einen geringeren Anteil an den Arbeiterledigungskosten hatten die Ansäuerungstechnik mit ca. 0,49 € m⁻³ und die IBC Container mit ca. 0,19 € m⁻³.

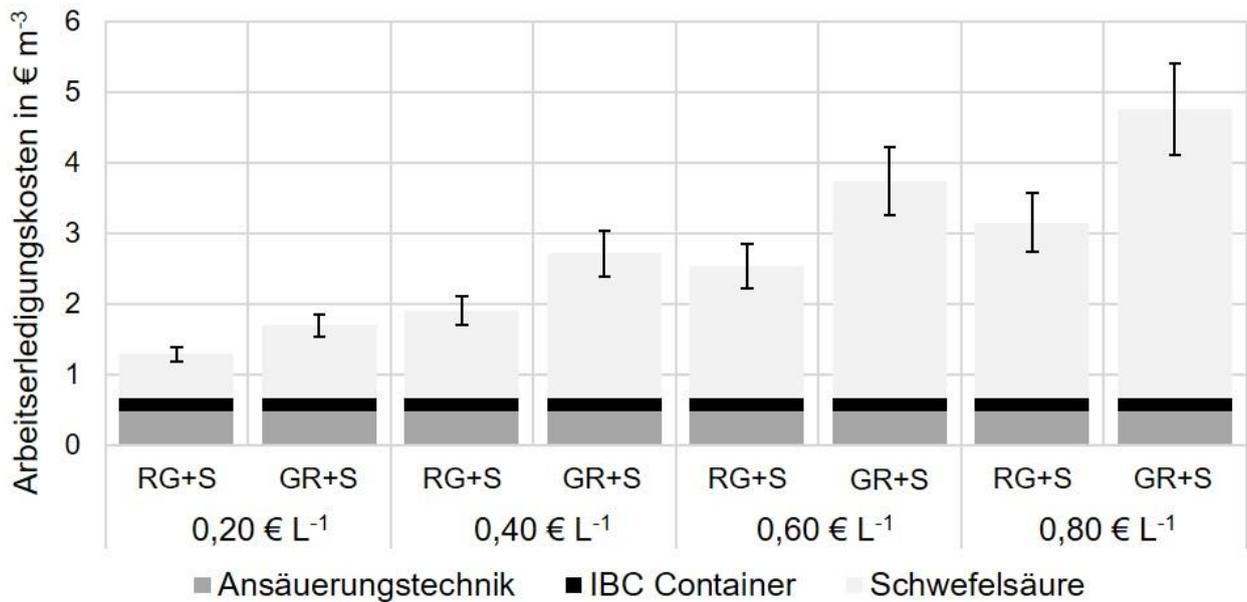


Abbildung 35: Arbeitserledigungskosten der Ausbringung von angesäuerten flüssigen Wirtschaftsdüngern in Abhängigkeit von vier Preisszenarien für Schwefelsäure und aufgeteilt nach den drei Kostenpositionen: Ansäuerungstechnik, IBC Container und Schwefelsäure (Mittelwert ± Standardabweichung).

Die Kosten für Ansäuerungstechnik und IBC Container waren wesentlich von der jährlichen Nutzleistung abhängig. Sofern die die Abschreibungen der Investitionen linear über einen Zeitraum von 6 Jahren erfolgte, hatte am Beispiel der Ansäuerung von Rindergülle und bei einem angenommenen Schwefelsäurepreis von 0,40 € L⁻¹ die Auslastungen der Ansäuerungstechnik den höchsten Anteil an der Arbeitserledigungskosten (Abbildung 36).

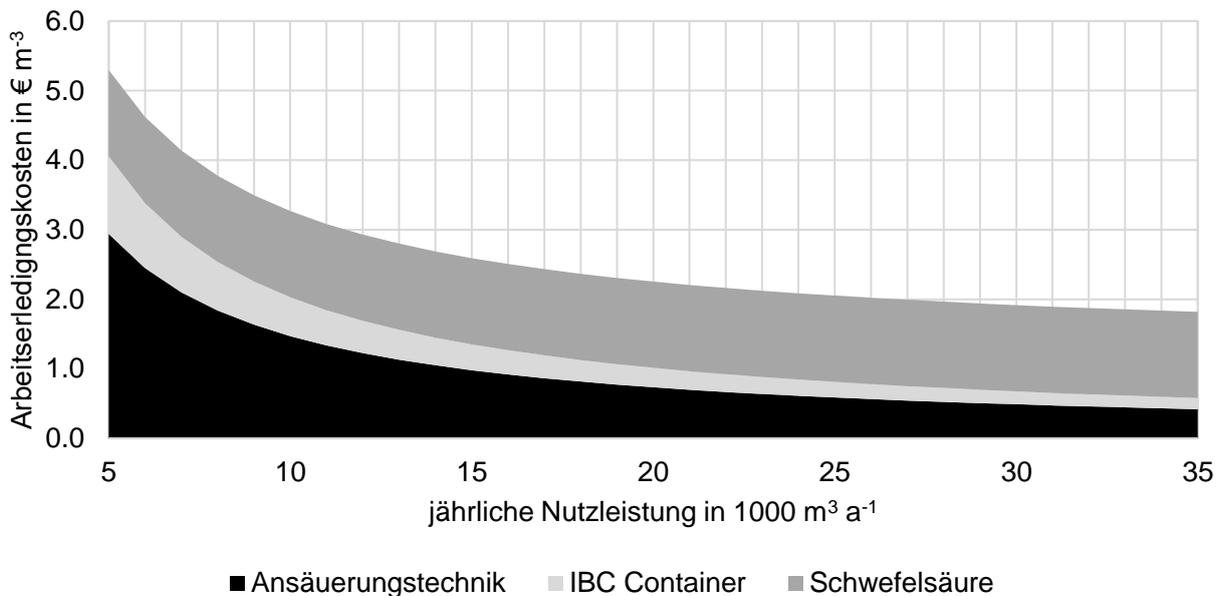


Abbildung 36: Arbeitserledigungskosten der Ausbringung von angesäuerter Rindergülle bei einem angenommenen Schwefelsäurepreis von 0,40 € L⁻¹ und in Abhängigkeit der jährlichen Nutzleistung.

Bis zu einer jährlichen Nutzleistung von ca. 11.000 m³ angesäuerter Wirtschaftsdünger waren Arbeitserledigungskosten insgesamt und im spezifischen die der Ansäuerungstechnik vergleichsweise hoch. Moderater verliefen die Kosten im Bereich zwischen ca. 12.000 und

30.000 m³ a⁻¹. Ab einer jährlichen Nutzleistung von ca. 30.000 m³ a⁻¹ waren Kostensenkungen nur noch marginal feststellbar.

Im Rahmen der Feldversuche in AP1 konnten keine signifikanten Ertrags- und Qualitätsunterschiede beim Winterweizen und Dauergrünland festgestellt werden. Aufgrund dessen wurde nachfolgend der kalkulatorische Nutzen der entsprechenden Varianten analysiert. Bei der Ansäuerung von flüssigem Wirtschaftsdünger und der Verwendung der Schlitztechnik wurden Gutschriften für eine erhöhte Stickstoffeffizienz durch NH₃-Vermeidung einbezogen. Zusätzlich wurden bei der Ansäuerung Gutschriften für den Schwefelinput durch Verwendung von Schwefelsäure kalkuliert. Für die Berechnungen der Gutschriften wurden nachfolgende Nährstoffkosten für N und S in die Analysen einbezogen. Im Zeitraum von 2011 bis 2020 schwankten die Nährstoffkosten für N zwischen 0,60 und 1,10 € kg⁻¹. Mit Beginn der Konflikte mit Belarus und Russland und dem anschließenden Krieg in der Ukraine erreichten die Nährstoffkosten für N ein Niveau von über 2 € kg⁻¹. Im gleichen Zeitraum waren die Nährstoffkosten für S vergleichsweise stabil und schwankten zwischen 0,30 bis 0,50 € kg⁻¹.

Im Winterweizen schwankten die Erwartungswerte des kalkulatorischen Nutzens der NH₃-Vermeidungsvarianten in Abhängigkeit des Preisszenarios für Stickstoff zwischen 0,1 und 2,1 € m⁻³ (Abbildung 37). Beim Dauergrünland lag die Spannweite der Erwartungswerte zwischen 0,1 und 1,1 € m⁻³ (Abbildung 38). Da bei der Ansäuerung von flüssigem Wirtschaftsdünger im Gegensatz zur Verwendung der Schlitztechnik Stickstoff- und Schwefelgutschriften berücksichtigt wurden, ist der kalkulatorische Nutzen der Varianten mit Ansäuerung höher als der kalkulatorische Nutzen der Varianten mit Schlitztechnik. Die Gutschriften für Schwefel betragen bei der Ansäuerung von Gärresten ca. 1,0 € m⁻³ und bei der Ansäuerung von Rindergülle ca. 0,6 € m⁻³. Eine größere Streuung der Erwartungswerte der Gutschriften wurde für Stickstoff berechnet. Neben dem gewählten Preis für N hatte vor allem die Wahl des Wirtschaftsdüngers einen Einfluss auf die Höhe des kalkulatorischen Nutzens.

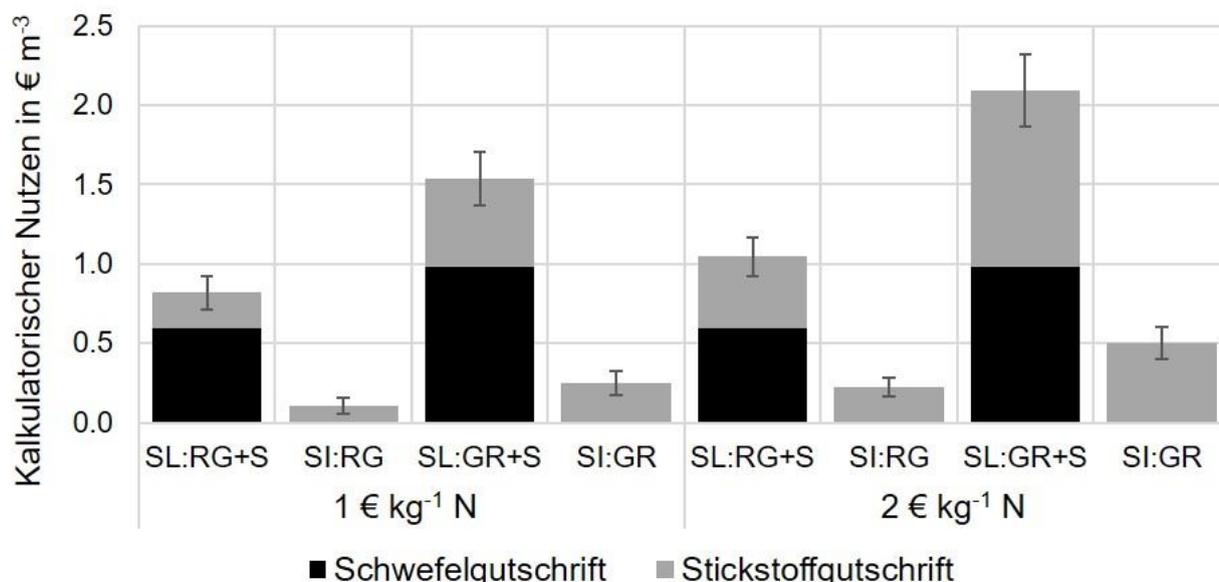


Abbildung 37: Kalkulatorischer Nutzen der NH₃-Vermeidungsvarianten im Winterweizen bei Unsicherheit der NH₃-Vermeidungen und der benötigten Menge an Schwefelsäure in Abhängigkeit von zwei Preisszenarios für Stickstoff (Mittelwert ± Standardabweichung).

Beim Winterweizen und in Abhängigkeit des Stickstoffpreises lagen die Erwartungswerte der Stickstoff-Gutschriften der Ansäuerung von Gärresten zwischen 0,6 und 1,1 € m⁻³ und die Erwartungswerte der Stickstoff-Gutschriften der Ansäuerung von Rindergülle zwischen 0,2 und 0,6

€ m⁻³. Des Weiteren wurden höhere Stickstoff-Gutschriften bei der Ansäuerung der Wirtschaftsdünger erzielt als bei Verwendung der Schlitztechnik. Am Beispiel der Rindergülle und in Abhängigkeit des Stickstoffpreises betragen die Erwartungswerte der Schlitztechnik 0,1 bis 0,2 € m⁻³ und die Erwartungswerte der Ansäuerung 0,2 bis 0,5 € m⁻³. Die Höhe der Stickstoffgutschriften zwischen Winterweizen und Dauergrünland war vergleichsweise gering. Bei Rindergülle und in Abhängigkeit des N-Preises betrug die N-Gutschrift bei Ansäuerung im Winterweizen im Mittel 0,3 € m⁻³ und im Grünland im Mittel 0,4 € m⁻³. Bei Ausbringung der Rindergülle mittels Schlitztechnik und in Abhängigkeit des N-Preises betrug die Stickstoff-Gutschrift im Winterweizen im Mittel 0,2 € m⁻³ und im Grünland im Mittel 0,2 € m⁻³.

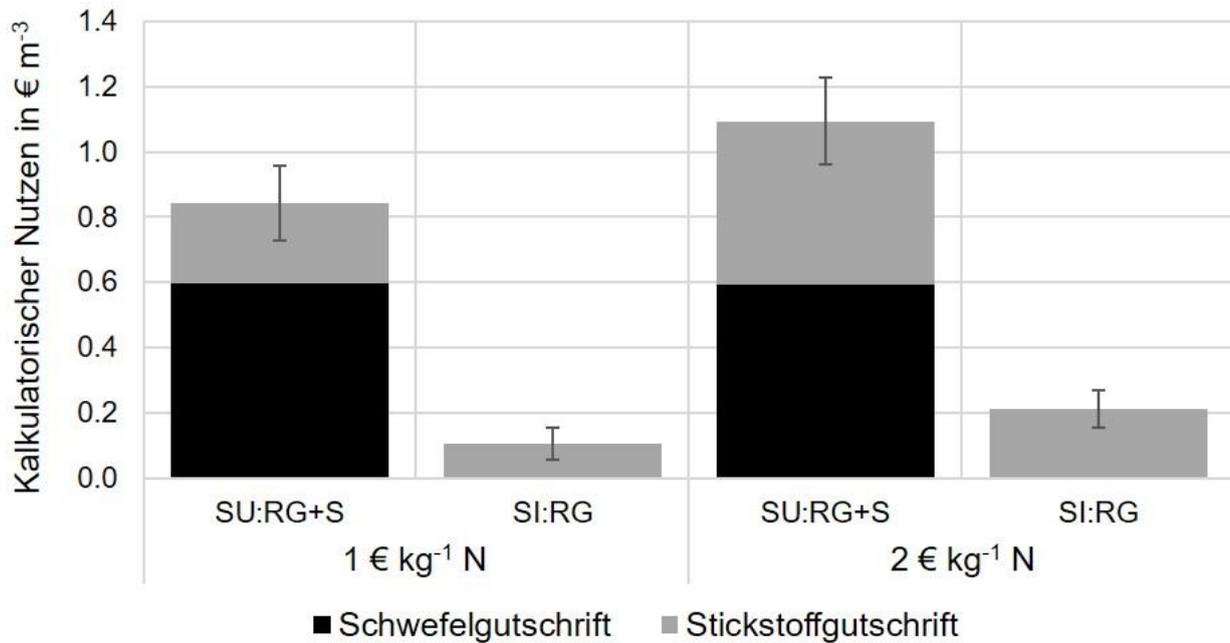


Abbildung 38: Kalkulatorischer Nutzen der NH₃-Vermeidungsvarianten im Dauergrünland in Abhängigkeit von zwei Preisszenarien für Stickstoff (Mittelwert ± Standardabweichung).

Im Durchschnitt betragen die Erwartungswerte der Brutto-Vermeidungskosten für die Ansäuerung von flüssigem Wirtschaftsdünger ca. 17 € kg-NH₃⁻¹ und für die Anwendung der Schlitztechnik ca. 7 € kg-NH₃⁻¹ (Abbildung 39). Unter Berücksichtigung der Stickstoff- und Schwefel-Gutschriften in die Kalkulationen betragen die Netto-Vermeidungskosten für die Ansäuerung ca. 13 € kg-NH₃⁻¹ und für die Schlitztechnik ca. 6 € kg-NH₃⁻¹. Hauptgrund für die niedrigeren Vermeidungskosten bei der Schlitztechnik waren die geringeren Arbeitserledigungskosten der Schlitztechnik im Vergleich zur Ansäuerung. Unabhängig der NH₃-Vermeidungsalternative wurden im Winterweizen die niedrigsten Vermeidungskosten bei der Ausbringung von Gärresten erzielt. Ursächlich sind hierfür die höheren NH₃-Vermeidungen und höheren Gutschriften für Stickstoff und Schwefel. Im Vergleich zwischen Winterweizen und Dauergrünland sind die Differenzen in den Erwartungswerten der Vermeidungskosten vergleichsweise gering. Da die Arbeitserledigungskosten der Ausbringungsverfahren der Vermeidungs- und Referenzvarianten im Winterweizen und Dauergrünland annähernd gleich waren, wurden durch die unterschiedlich hohen Vermeidungskosten maßgeblich die NH₃-Vermeidungen bestimmt.

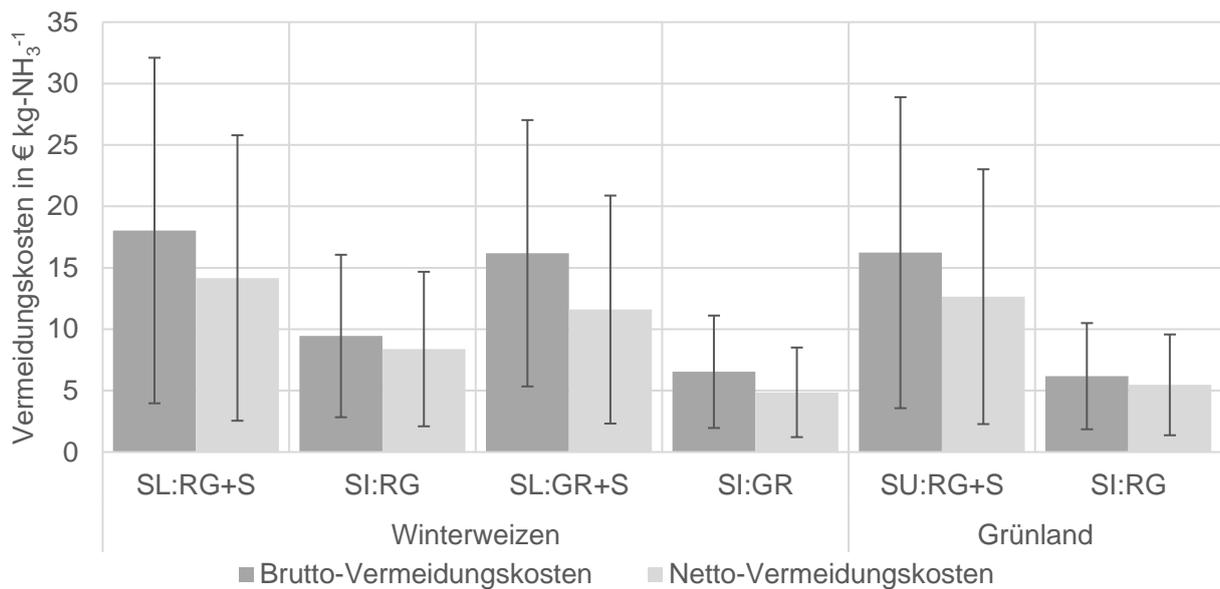


Abbildung 39: Brutto bzw. Netto NH₃-Vermeidungskosten bei Winterweizen und Dauergrünland in Abhängigkeit der NH₃-Vermeidungsvariante bei Streuung der NH₃-Vermeidungen und der benötigten Menge an Schwefelsäure und bei Preisen für Schwefelsäure von 0,40 € L⁻¹ und Stickstoff von 1 € kg⁻¹ (Mittelwert ± Standardabweichung).

Diese Auswertungen zeigen, dass der Schwefelsäurepreis einen hohen Einfluss auf die Höhe der Arbeitserledigungskosten und Vermeidungskosten der Ausbringung von angesäuerten Wirtschaftsdüngern hatte. In einer Break-Even-Analyse zu den Vermeidungskosten der NH₃-Vermeidungsvarianten in Abhängigkeit des Schwefelsäurepreises wurden die wechselnden Effizienzen zwischen Ansäuerung und Schlitztechnik deutlich (Abbildung 40).

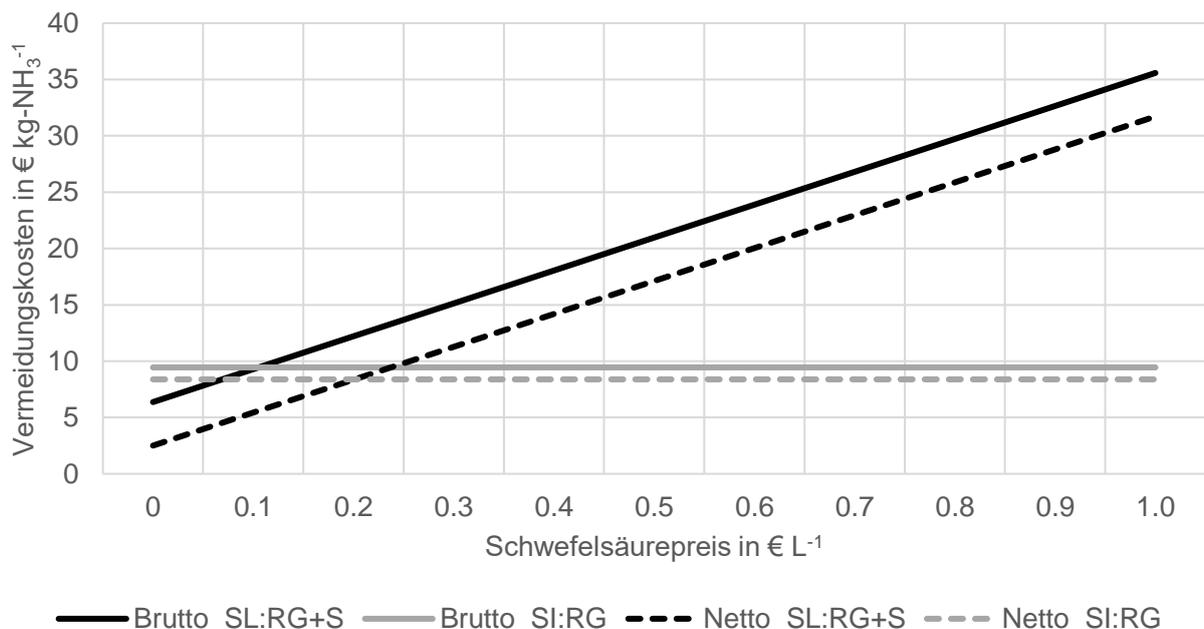


Abbildung 40: Brutto- bzw. Netto NH₃-Vermeidungskosten bei Winterweizen in Abhängigkeit der NH₃-Vermeidungsvariante und des Schwefelsäurepreises.

In Abhängigkeit des gewählten Definitionsbereichs von 0 bis 1 € L-Schwefelsäure⁻¹ reichte die Spannweite der Vermeidungskosten der Ansäuerung von Rindergülle Brutto von 6 bis 36

€ kg-NH₃⁻¹ und Netto von 3 bis 32 € kg-NH₃⁻¹. Im Vergleich zur Schlitztechnik wurden bei der Ansäuerung von Rindergülle niedrigere Brutto-Vermeidungskosten erreicht, wenn der Schwefelsäurepreis kleiner gleich 0,1 € L⁻¹ war. Bei Betrachtung der Netto-Vermeidungskosten lag der Schwellenwert bei einem H₂SO₄-Preis von kleiner gleich 0,2 € L⁻¹.

3.3 Zusammenfassung und Diskussion

Im Vergleich zu den bisher publizierten Studien zu den Vermeidungskosten verschiedenen NH₃-Vermeidungsmaßnahmen, zeigten die auf den Daten der GülleBest Feldversuche basierenden Modellkalkulationen, dass die Ansäuerung von flüssigen Wirtschaftsdüngern eine effiziente Maßnahme ist, um NH₃-Emissionen zu vermeiden (Wulf et al., 2011; Montalvo et al., 2015; VanderZaag et al., 2015). Weiterhin zeigten die durchgeführten Analysen zur Ansäuerung auf dem Feld im Vergleich zur Literatur, dass bei der Ansäuerung von Wirtschaftsdünger im Stall und Lager niedrigere Vermeidungskosten erzielt werden (VanderZaag et al., 2015). Hauptgrund dürfte vor allem der höhere Säurebedarf bei Ansäuerung im Stall und Lager sein.

Im Vergleich zur analysierten Schlitztechnik als weitere NH₃-Vermeidungsvariante, wurden in den meisten Untersuchungsszenarien höhere Vermeidungskosten bei der Ansäuerung von Wirtschaftsdünger kalkuliert als bei der Schlitztechnik. Die durchgeführte Break-Even-Analyse zeigte, dass nur bei sehr niedrigeren Preisen für Schwefelsäure niedrigere Vermeidungskosten bei der Ansäuerung erzielt wurden. Weitere Analysen zeigten, dass die ökonomische Effizienz der Ansäuerung im Gegensatz zu Schlitztechnik verstärkt durch weitere Parameter bestimmt wurde. Wohingegen bei der Ansäuerung eine Stickstoff- und Schwefel-Gutschrift gegeben wurde, erhielt die Schlitztechnik allein eine Gutschrift für Minderung von NH₃-Emissionen. Aufgrund der höheren NH₃-Vermeidungen bei Ansäuerung im Vergleich zur hier durchgeführten Schlitztechnik (offener Schlitz mit Schlitztiefe von 5 cm), nahmen Veränderungen beim Preis für N einen höheren Einfluss auf die ökonomische Effizienz der Ansäuerung als auf die Schlitztechnik. Die Kalkulationen zu den Arbeitserledigungskosten der Ausbringungsverfahren zeigten einen höheren Lohn- und Dieselkostenanteil bei Schlitztechnik im Vergleich zum Schleppschauch. Infolgedessen dürfte eine Steigerung beim Arbeitslohn und Dieselpreis weniger stark auf die ökonomische Effizienz der Ausbringung angesäuerter Wirtschaftsdünger als auf die Anwendung der Schlitztechnik wirken.

Aus der einzelbetrieblichen Kostenperspektive der Ansäuerung war neben dem Säurepreis, die Auslastung der Ansäuerungstechnik der entscheidende Faktor. Als potentieller Eigentümer einer Technik zur Ausbringung angesäuerter flüssiger Wirtschaftsdünger war ein Einfluss auf den Schwefelsäurepreis nur bedingt über die Abnahmemenge und Transportentfernung möglich. Die Auslastung der Ansäuerungstechnik bestimmte dann maßgeblich die ökonomische Effizienz. Aus einzelbetrieblicher Perspektive ist eine Eigenmechanisierung nur bei einer entsprechenden Auslastung sinnvoll. Diese ist von der Betriebsgröße und der Fruchtfolge abhängig. Bei nicht entsprechender Betriebsstruktur kann die Eigenmechanisierung mit einer Schlitztechnik ökonomisch vorteilhafter sein.

Der Einbezug möglicher Stickstoff- und Schwefelgutschriften verdeutlichte die ökonomische Vorteilhaftigkeit der NH₃-Vermeidung mittels Ansäuerung und Schlitztechnik. Es ist jedoch zu überprüfen, inwiefern der kalkulatorische Nutzen potentieller Steigerungen beim Ertrag und bei der Qualität des Ernteguts zu realisieren sind. Hierfür bedarf es weiterer Feldexperimente auf verschiedenen Standorten. Über einen langen Zeitraum organisch gedüngte Böden zeigen bei marginalen Veränderungen hinsichtlich der Stickstoffdüngung oft keine signifikanten Ertrags- oder Qualitätsunterschiede beim Erntegut.

4 Arbeitspaket 4 (AP4): Abbildung in den nationalen Emissionsinventaren

AP4 bereitet die Integration der in AP1 erfassten Daten zur NH_3 - und N_2O -Emissionsminderungen der untersuchten Ausbringungstechniken in wachsende Bestände in die nationale Emissionsberichterstattung vor. Zentrale Aufgaben hierfür sind die transparente und zentrale Dokumentation aller Methoden, Messprotokolle, Aktivitätsdaten und Unsicherheiten der Messwerte und errechneten Emissionsfaktoren (siehe 1.4.). In AP4 werden die im Projekt GülleBest erfassten Ergebnisse im Kontext der Emissionsberichterstattung eingeordnet und diskutiert. Für die Übernahme der Daten in die Emissionsinventare müssen die Daten publiziert sein. Daher wird zusätzlich zu den peer-reviewed Fachpublikationen angestrebt, die Daten nach einer Sperrfrist von vier Jahren als Datensatz auf dem Publikationsservers OpenAgrar zu veröffentlichen. AP4 wurde von TP1 koordiniert und durchgeführt. Alle anderen Teilprojekte haben das Vorgehen unterstützt.

4.1 NH_3 -Emissionen

Die Berechnung der NH_3 -Emissionsfaktoren (EF_{NH_3}) in Deutschland berücksichtigt drei unterschiedliche Teilbereiche im NH_3 -Emissionsinventar: Stall, Lagerung und Ausbringung. Bei der Ausbringung wird zwischen synthetischen Düngern und Wirtschaftsdüngern unterschieden. In der Berechnungsmethodik wird zudem noch die Vergärung von Wirtschaftsdüngern einschließlich Gärreste-Management berücksichtigt. Da Wirtschaftsdünger in der Praxis jedoch in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen zusammen mit Energiepflanzen und verschiedenen organischen Abfällen vergoren werden (Ko-Fermentierung), wird für die Inventarberechnung eine stoffstrom-basierte „rechnerische Vergärung“ von Teilen der mit dem Inventarmodell Py-GAS-EM berechneten Wirtschaftsdüngermengen genutzt, um die NH_3 -Emissionen aus den Energiepflanzen zu berichten (Vos et al., 2022). Für das Inventar erfolgt die Emissionsberechnung allerdings getrennt für Wirtschaftsdünger und Energiepflanzen, damit die substratspezifischen Emissionen separat ausgewiesen werden können. Während NH_3 -Emissionsfaktoren für Rinder- und Schweinegülle noch unterschiedlich behandelt werden, werden die NH_3 -Emissionsfaktoren für die Ausbringung von Rindergülle und Wirtschaftsdünger-Gärreste aufgrund fehlender wissenschaftlicher Studienergebnisse nicht unterschieden (Vos et al., 2022); obgleich mit einem identischen EF_{NH_3} wie der vergorene Gülleanteil in der Berichterstattung der Beitrag aus dem Anteil nachwachsender Rohstoffe (Nawaro) zu den Gesamtemissionen aufgrund typischer Gärsubstratmischungen separat ausgewiesen wird. Die Berechnung der NH_3 -Emissionen aus der Ausbringung synthetischer Dünger erfolgt auf Basis der insgesamt ausgebrachten N-Menge, wobei die N-Bindungsformen (Nitrat-N (keine NH_3 -Emission) < Ammonium-N << Harnstoff-N) entscheidend für die Höhe der empirisch erhobenen NH_3 -Emissionsfaktoren sind, während für die NH_3 -Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Wirtschaftsdünger-Gärresten nur der TAN-Anteil als Basis für die Berechnung der Verluste gesetzt wird. Die Ausbringung von Gärresten wird im Emissionsinventar getrennt von der Ausbringung unbehandelten Wirtschaftsdüngers berechnet. Da die Berechnung der NH_3 -Emissionen relativ zu TAN-Konzentrationen erfolgt, ergeben gesteigerte TAN-Konzentrationen nach Vergärung erhöhte absolute, aber nicht relative Emissionsverluste (Anwendung identischer Emissionsfaktoren).

Für die aktuellen NH_3 -Emissionsfaktoren der Ausbringung werden die Ausbringungstechnik und die Einarbeitungsdauer berücksichtigt, welche hauptsächlich auf Daten von Döhler et al. 2002 beruhen. Wie auch im vorliegenden Projekt erfolgt für Schleppschlauch und -schuh eine Unterscheidung zwischen Acker- und Grünland. Vergleicht man die im Projekt berechneten EF_{NH_3} der Schleppschlauch-Ausbringung von Rindergülle ($0,17 \pm 0,02 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$) mit dem aktuell verwendeten EF_{NH_3} Schleppschlauch unterhalb der Vegetation ($0,35 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$, Vos et al.

2022), so deuten die Projektergebnisse daraufhin, dass der verwendete EF_{NH_3} aktuell evtl. zu hoch angesetzt ist (vgl. Tabelle 16). Dies gilt auch für den EF_{NH_3} der Schleppschauchausbringung der Gärreste, welcher mit $0,28 \pm 0,08 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ gegenüber der Ausbringung von Rindergülle deutlich erhöht ist, aber dennoch unterhalb des aktuell verwendeten EF_{NH_3} liegt. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch für den EF_{NH_3} der Schleppschuh-Ausbringung von Rindergülle im Grünland, der aktuell verwendete EF_{NH_3} liegt mit $0,36 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ etwas höher, als die Projektergebnisse mit $0,23 \pm 0,14 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ (vgl. Tabelle 16). Aufgrund der geringen Datenbasis liegt in der aktuellen Emissionsberichterstattung für die Gülleapplikation mittels Schlitztechnik nur ein gemeinsamer Wert für Acker- und Grünland vor. Ebenso wird aktuell nicht zwischen offener und geschlossener Schlitztechnik unterschieden oder die Schlitztiefe berücksichtigt (Vos et al., 2022), was aber aufgrund der verbreiteten Verwendung Strip-Till-Methode im Maisanbau mit geschlossener Schlitztechnik zu empfehlen ist. Der EF_{NH_3} für Schlitztechnik der Emissionsberichterstattung liegt mit $0,24 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ ebenfalls auf einem deutlich höheren Niveau im Vergleich zu den Projektergebnissen, welcher im Mittel über die Schlitztechnik im Acker- und Grünland und beide Substrattypen bei $0,15 \pm 0,10 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ ¹ liegt. Auf Basis der Projektergebnisse und unter Einbeziehung weiterer Daten ist die Aktualisierung der NH_3 -Emissionsfaktoren für Schleppschauchausbringung im Ackerland, Schleppschuhausbringung im Grünland und offene Schlitztechnik zu empfehlen. Obwohl die aktuell verwendeten NH_3 -Emissionsfaktoren unter Verwendung anderer Messmethoden als der in dieser Studie angewandten CPS Methode bestimmt wurden, wird diese Schlussfolgerung auch durch die aktuelle Anpassung der NH_3 -Emissionsfaktoren des dänischen Emissionsinventars auf ein niedrigeres Niveau unterstützt (Hafner et al., 2021). Eine Differenzierung der NH_3 -Emissionsfaktoren zwischen Rindergülle und Gärresten (siehe auch Hafner et al. 2021, Ni et al. 2012), sowie zwischen der Injektion für Acker- und Grünland (siehe auch Hafner et al. 2021) ist ebenfalls anzuraten. Dennoch sind die im GülleBest Projekt erhobenen Daten nur eingeschränkt flächenrepräsentativ (drei Klimaregionen in Deutschland), so dass weitere Studien ggf. in weiteren Ackerfrüchten zur Absicherung der Daten notwendig sind.

Tabelle 16: Emissionsfaktoren (EF_{NH_3}) für die Ausbringung von Rindergülle nach Emissionsberichterstattung 2022 (Vos et al., 2022) im Vergleich zu den gemittelten nach Ausbringungstechnik EF_{NH_3} über beide Versuchsjahre im Projekt GülleBest (Mittelwert \pm Standardabweichung).

Ausbringungstechnik	Emissionsberichterstattung	GülleBest (2019/2020)
	EF_{NH_3}	
	kg $NH_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$	
Schleppschauch, unterhalb der Vegetation	0,35	$0,17 \pm 0,02$
Schleppschuh, Grünland	0,36	$0,23 \pm 0,14$
Schlitzverfahren ^{1,2}	0,24	$0,15 \pm 0,10$
Ansäuerung	bisher nicht berichtet	$0,10 \pm 0,09$
Zugabe eines Nitrifikationshemmstoffs bei Schlitzverfahren	bisher nicht berichtet	$0,15 \pm 0,11$

¹keine Differenzierung zwischen offener und geschlossener Schlitztechnik

²keine Differenzierung zwischen Acker- und Grünland

Aktuell wird die Maßnahme „Ansäuerung“ im Emissionsinventar nicht berichtet. Sie wird jedoch alternativ zur Injektion/Schlitztechnik im Nationalen Luftreinhalteprogramm 2019 als Maßnahmenoption geführt. Im GülleBest Projekt konnte für deutsche Standorte erstmals ein Emissionsfaktor für angesäuerte Rindergülle von $0,09 \pm 0,10 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ im Winterweizen und $0,12 \pm 0,09 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ im Dauergrünland ermittelt werden. Für angesäuerte Gärreste lag der EF_{NH_3} mit $0,11 \pm 0,16 \text{ kg NH}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ TAN}$ auf einem vergleichbaren Niveau. Mit dem aktuell verwendeten Tier-2 Verfahren sind die Auswirkungen von Minderungsmaßnahmen, wie z.B. der Ansäuerung jedoch nur schwer oder gar nicht zu erfassen, daher ist die Verwendung des flexibleren und präziseren Tier-3 Verfahren anzuraten. Aufgrund ihres erhöhten Datenbedarfs sind sie jedoch

aufwändig bezüglich ihrer Umsetzung. Hier setzt das gerade am Thünen-Institut gestartete Projekt ALFAMI (Ammonia Losses from Field-Applied Slurry: a Model-Based Approach for Emissions Inventories) an, welches die Entwicklung eines Tier-3 Verfahrens auf Basis des ALFAM2 Modells (Hafner et al., 2018) und semi-empirischer Modellierung (Hafner et al., 2019) in den kommenden zwei Jahren erarbeiten soll.

Für die Maßnahme „Zusatz eines Nitrifikationshemmstoffs“ konnte für Gülle und Gärreste in beiden Kulturen kein Effekt auf die NH_3 -Emissionen festgestellt werden. Daraus lässt sich ableiten, dass es nicht notwendig ist einen NH_3 -Emissionsfaktor für diese Maßnahme in das Inventar aufzunehmen.

Nach Tier-2 Verfahren ist es notwendig, dass der NH_3 -Emissionsfaktor zwischen der Ausbringung von synthetischen Düngern und Wirtschaftsdüngern unterscheidet. Entsprechend der Emissionsberichterstattung wird der EF_{NH_3} für Mineraldünger auf die N-Gesamtdüngermenge bezogen, wobei unterschiedliche N-Bindungsformen in den Düngern berücksichtigt werden (siehe 1.3.1). Im Projekt wurde ein EF_{NH_3} für KAS von $0,0127 \pm 0,236 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1}$ im Winterweizen und $0,0214 \pm 0,0268 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1}$ im Dauergrünland ermittelt. Damit liegen die Werte im Mittel leicht höher als der aktuell in der Emissionsberichterstattung verwendete EF_{NH_3} mit $0,008 \text{ kg NH}_3 \text{ kg}^{-1}$ (Vos et al., 2022). Es besteht vermutlich Handlungsbedarf. Um die Daten für das Inventar abzusichern, sollten jedoch die Ergebnisse anderer Publikationen (z.B. Ni et al. 2014) und des aktuell laufenden Projektes NH_3 -Min miteinbezogen werden. Im Projekt NH_3 -Min werden die NH_3 -Emissionen von KAS und weiteren synthetischen Düngern in sechs Regionen Deutschlands über den Zeitraum von drei Jahren untersucht, um die Datenbasis zur Ableitung der Emissionsfaktoren abzusichern.

Im Vergleich zur deutschen Berichterstattung werden bei den neu für Dänemark ermittelten NH_3 -Emissionsfaktoren unterschiedliche Substrattypen und Ausbringetechniken stärker differenziert (Hafner et al., 2021), welches über die Ergebnisse von GülleBest hinaus auf einen evtl. Nachholbedarf in diesem Bereich auch für deutsche Verhältnisse hinweist. Hierzu sind voraussichtlich auch noch weitere experimentelle Untersuchungen erforderlich.

4.2 N_2O -Emissionen

Nach IPCC 2006 werden die direkten N_2O -Emissionen, die sich aus der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Wirtschaftsdünger-Gärresten aus der Ko-Fermentierung getrennt berichtet ergeben. Sie werden, wie die N_2O -Emissionen aus der Ausbringung synthetischer Dünger, nach einem Tier-2-Verfahren berechnet (Vos et al., 2022). Das verwendete Tier-2-Verfahren auf NUTS-3 Ebene (Kreisebene) basiert auf den ermittelten Emissionsfaktoren von Mathivanan et al. 2021. Die verwendeten Tier-2-Emissionsfaktoren ($\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$) wurden in einer Metaanalyse abgeleitet. Als Datengrundlage dienten 71 in Deutschland durchgeführte Studien, die 676 Feldmesswerte von N_2O -Emissionen an 43 Standorten in Deutschland über mindestens 150 Tage beinhalteten. Es erfolgt keine Differenzierung zwischen Acker- und Grünland. Die Emissionsfaktoren für Mineralböden wurden für vier Regionen in Deutschland ermittelt, welche aus den ökologischen Zonen nach Metzger et al. 2005 abgeleitet wurden. Die im IPCC-2019-Refinement (IPCC, 2019) vorgesehene Auftrennung in synthetische Dünger und andere Stickstoffeinträge ist nach Mathivanan et al. 2021 für Deutschland nicht gerechtfertigt. Daher werden die abgeleiteten Tier-2-Emissionsfaktoren in der Emissionsberichterstattung unabhängig von der Art des N-Inputs betrachtet. Die zusammengefassten Emissionsfaktoren der NUTS-3 Regionen liegen zwischen 0,39 und 0,88% der ausgebrachten N-Menge (Vos et al., 2022).

Vergleicht man die $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ aus Tabelle 17 mit den im Projekt ermittelten $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ (Tabelle 5, Tabelle 6, Tabelle 17), so lagen diese mit 0,18 bis 1,20% der ausgebrachten N-Menge in einem ähnlichen

Bereich. Mathivanan et al. 2021 haben zudem gezeigt, dass die Emissionsfaktoren in Süddeutschland generell höher sind als in Norddeutschland. Dies erklärt sich durch die Auswirkungen der unterschiedlichen klimatischen Bedingungen und den Bodeneigenschaften auf die N₂O-Bildung (Jungkunst et al., 2006; Dechow und Freibauer, 2011). Auch dies lässt sich anhand der im Projekt ermittelten Emissionsfaktoren betätigen. Der Standort BW:HOH, welcher in der süd-westlichen Region nach Vos et al. 2022 liegt, hatte mit einem EF_{N₂O} von 0,29±0,62% die höchsten gemittelten N₂O-Emissionen über die mit Rindergülle gedüngten Versuchsvarianten in beiden Versuchsjahren. Betrachtet man den EF_{N₂O} jahresdifferenziert (Tabelle 17), so liegt der EF_{N₂O} im ersten Versuchsjahr 2019 in einem vergleichbaren Bereich zu den EF_{N₂O} 0,72% (Konfidenzintervall: 0,37-1,08%) nach Mathivanan et al. 2021 und Vos et al. 2022. Dies erklärt sich aus der bekannten starken zeitlichen Variabilität der N₂O-Emissionen. Die anderen Versuchsstandorte NI:OS und die Standorte SH lagen dagegen in der nord-westlichen Region nach Vos et al. 2022. Sie weisen mit 0,13±0,12% und 0,05±0,09% im Mittel geringere Emissionsfaktoren auf. Für diese Region ermittelte Mathivanan et al. 2021 einen EF_{N₂O} von 0,49 (Konfidenzintervall: 0,26-0,78%). Die von Mathivanan et al. 2021 ebenfalls ermittelten Unterschiede in den flächenbezogenen N₂O-Emissionen, basierend auf der Menge der N-Einträge, welche in Norddeutschland aufgrund der intensiveren Landwirtschaft häufig höher waren als im Süden oder Westen Deutschlands, kommen im Verbundprojekt nicht zum Tragen, da die ausgebrachten N-Düngermengen über die Standorte a priori festgelegt wurden und insgesamt sehr ähnlich waren (Tabelle 5, Tabelle 6).

Tabelle 17: Emissionsfaktoren (EF_{N₂O}) der direkten N₂O-Emissionen von Mineralböden nach Emissionsberichterstattung 2022 (Mathivanan et al., 2021; Vos et al., 2022) im Vergleich zu den gemittelten EF_{N₂O} nach Regionen pro Versuchsjahr im Projekt GülleBest ohne Differenzierung nach Acker- und Grünland (Mittelwert mit Konfidenzintervall (KI), Mittelwert ± Standardabweichung).

Region	Emissionsberichterstattung	GülleBest (2019)	GülleBest (2020)
	EF _{N₂O} ¹		
	N ₂ O-N-Emission in % der ausgebrachten N-Menge		
Nord-West Deutschland ²	0,49 (KI: 0,26-0,78)	0,13±0,12	0,05±0,09
Nord-Ost Deutschland	0,39 (KI: 0,17-0,66)	keine Versuchsstandorte	keine Versuchsstandorte
Süd-West Deutschland ³	0,72 (KI: 0,37-1,08)	0,61±0,74	-0,04±0,14
Süd-Ost Deutschland	0,88 (KI: 0,38-1,43)	keine Versuchsstandorte	keine Versuchsstandorte

¹keine Differenzierung nach Acker- und Grünland

²Versuchsstandorte in Nord-West Deutschland: SH:BRE, SH:HO, SH:HS, SH:LAG/GH

³Versuchsstandorte in Süd-West Deutschland: BW:HOH

Nach IPCC 2019 Tier-2 Verfahren ist es empfohlen, dass der N₂O-Emissionsfaktor zwischen der Ausbringung von synthetischen Düngern und Wirtschaftsdüngern, wie Gülle und Gärresten unterscheidet. Diese Notwendigkeit konnte in der Studie von Mathivanan et al. 2021, sowie in den vorliegenden Ergebnissen im Vergleich der Mineraldüngervariante mit den Güllevarianten nicht bestätigt werden (Tabelle 5, Tabelle 6). In der Emissionsberichterstattung erfolgt für die direkten N₂O-Emissionen keine Unterscheidung zwischen den Wirtschaftsdünger-Ausbringungstechniken. Die im Verbundprojekt erhobenen Daten weisen ebenfalls nicht darauf hin, dass eine Unterscheidung zwischen den emissionsarmen Ausbringungstechniken, wie Ansäuerung und Schlitztechnik, im Vergleich zur oberflächlichen Ausbringung mit Schleppschlauch/schuh notwendig ist. Daher sind keine Anstrengungen zur Unterscheidung von Ansäuerung und Schlitzen bzw. Injektion in der Emissionsberichterstattung notwendig. Die zusätzlich am Standort BW:HOH durchgeführten N₂O-Messungen in den Gärrestvarianten des Winterweizens deuten jedoch darauf hin, dass der Emissionsfaktor mit bis zu 1,20% für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger-Gärresten leicht höher ist. Da die Messungen nur an einem Standort durchgeführt wurden und damit nicht flächenrepräsentativ für Deutschland sind, sollten zur Absicherung dieser Daten weitere Untersuchungen zu N₂O-Emissionen bei unterschiedlichen Ausbringungstechniken mit Gärresten durchgeführt werden.

5 Arbeitspaket 5 (AP5): Zusammenführende Bewertung, Wissenstransfer in die Praxis

AP5 leistet die zusammenführende Bewertung der Projektergebnisse aus AP1, AP2, AP3 und AP4, sowie den Wissenstransfer in die Praxis. AP5 wurde von TP1 koordiniert und in enger Zusammenarbeit mit allen Teilprojekten erarbeitet.

Um die Projektergebnisse umfassend zu diskutieren und die Daten innerhalb des Projektlaufzeit regelmäßig zu evaluieren, trafen sich alle Teilnehmer*innen des Verbundprojektes mindestens zweimal jährlich an einem der Versuchsstandorte oder aufgrund der Einschränkungen der COVID-19 Pandemie via Webex. Somit bestand neben Vorträgen jeweils auch die Möglichkeit die Versuchsflächen am jeweiligen Standort zu besuchen. Zudem wurden Projekt-Workshops zu den Themen „NH₃ Messung“ mit Dr. Andreas Pacholski (21.01.2019) und „Versuchstechnik“ mit allen Versuchstechniker*innen am Standort Osnabrück (15.02.2019) durchgeführt.

Bereits zu Beginn des Projektes wurden erste Schritte zur Umweltkommunikation eingeleitet, wie z.B. in einer Pressemitteilung „Gülle emissionsarm lagern und ausbringen“ der Universität zu Kiel zum Projektstart (TopAgrar 29.01.2019). Die aktive Kommunikation erfolgte auch über die Newsletterbeteiligung in anderen Forschungsverbänden (z.B. Newsletter 01/2019 im EU Interreg Projekt Baltic Slurry Acidification). Während der gesamten Projektlaufzeit erfolgte stets ein reger Austausch mit anderen nationalen Institutionen, wie der Bayrischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), den Landwirtschaftskammern in Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein oder auch internationalen Einrichtungen, wie der Forschungseinrichtung am Francisco Josephinum Wieselburg in Österreich und der Universität Aarhus in Dänemark.

Besonders hervorzuheben ist auch die gemeinsame Teilnahme des GülleBest Projektes (TP2) und der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein an den Lely-Days in Kronsburg (14.09.2019). Die dort gezeigten ersten Ergebnisse wurden für das landwirtschaftliche Fachpublikum zusätzlich in einem Artikel „Effiziente Ausbringung von Wirtschaftsdüngern“ im Bauernblatt Schleswig-Holstein (05.10.2019) veröffentlicht. Weitere geplante Feldtage und die Beteiligung am „DLG Special zu Gülle und Gärresten“ auf den DLG Feldtagen 2021 konnten aufgrund der Einschränkungen durch die COVID-19 Pandemie nicht stattfinden. Um die Ergebnisse auch während der Corona Pandemie weiterhin mit dem interessierten Fachpublikum zu teilen, wurden diese in einer Vielzahl an praxisbezogenen Magazinen veröffentlicht.

Ein gelungener Abschluss des Projektes war der Online-Workshop „Emissionsarme und effiziente Gülleausbringung – eine Herausforderung für die Praxis“ am 17.01.2022. Den rund 160 Teilnehmer*innen aus Forschung, landwirtschaftlicher Praxis und Beratung sowie der Wirtschaft wurden die neuen Ergebnisse zur Wirkung unterschiedlicher Ausbrington und die verschiedenen Möglichkeiten einer emissionsarmen und stickstoffeffizienten Gülleausbringung vorgestellt. Weiterhin wurden die Projektergebnisse im DLG Online Fachforum „Starkes Trio: guter Boden, sichere Erträge, besseres Klima“ organisiert vom BZL am 23.03.2022 präsentiert.

Seit April 2019 ist die Projekthomepage www.guellebest.de in deutscher und englischer Sprache verfügbar. Eine Auswertung der Seitenbesuche zeigte ein umfassendes Interesse an dem Projekt GülleBest. Um die Vernetzung zu steigern, verfügt das Projekt seit Mai 2019 ebenfalls über einen Projekt-Account auf ResearchGate. Projektflyer in deutscher und englischer Sprache wurden im Frühjahr 2019 erstellt, die dann unter anderem auf dem Feldtag der LWK Niedersachsen in Poppenburg, dem Feldtag in Kronsburg und auf Fachtagung Klimaschutz in der Landwirtschaft durch eine Vielzahl an interessierten Besuchern nachgefragt wurden. Die aktive Kommunikation

mit Landwirten*innen und auch interessierten Laien förderte die Akzeptanz der untersuchten emissionsarmen Ausbringungstechniken und stärkte das Interesse an ihrer Nutzung.

Im Rahmen der übergeordneten Begleitforschung „KlimAgrar“ nahm das Projekt GülleBest an allen Treffen der Projektkoordinatorinnen, der Abschlussveranstaltung in Berlin (18.-19.11.2021), sowie den Workshops: KlimAgrar-Forum für Landwirte - Landwirtschaft und Klimaschutz (14.-15.11.2019), KlimAgrar-Transferwerkstatt - Agrarklimapolitik (09.03.2020), KlimAgrar-Online Werkstatt - Handlungsempfehlungen Gülle- und Wirtschaftsdüngermanagement“ (18.02.2021), KlimAgrar-Online Workshop - OpenDataFarm (11.03.2021-12.03.2021) und KlimAgrar-Arbeitstagung Strategien im Pflanzenbau (23.-24.09.2021) teil. Zudem wurde durch die Vorbereitung des KlimAgrar Side Events „Manure Management - counts“ - COP25 in Chile, die Zusammenarbeit zwischen den KlimAgrar Projekten (SAFT, ASAP, SOFI, GreenWindows_4.0) im Bereich Wirtschaftsdüngermanagement gestärkt und vertieft.

Weiterhin wurden die Ergebnisse aus AP1, AP2, AP3 und AP4 in die Lehre der Hochschule Osnabrück, Universität Kiel und Universität Hohenheim (hier in den Modulen „Standortgerechte Düngung“ (Bachelormodul) und „Stoffdynamik in Agrarökosystemen“ (Mastermodul)) eingebunden. An der Hochschule Osnabrück wurden den Studierenden im Bachelorstudiengang Landwirtschaft in den Modulen „Pflanzenernährung und Düngung“ (3. Semester) und „Organische Dünger: Charakterisierung und Einsatz in der Landwirtschaft“ (5. Semester) wichtige Ergebnisse aus dem Projekt GülleBest präsentiert und in praktischen Übungen die Problematik der NH₃-Emissionen sowie die entsprechenden Methoden zur Erfassung der Ammoniakverluste (CPS und DTM) vorgestellt. Zudem wurden Besichtigungen der GülleBest-Versuche mit Studierenden durchgeführt und eine Vielzahl von wissenschaftlichen Qualifikationsarbeiten erstellt (siehe 8.5).

Während der gesamten Projektlaufzeit erfolgte ein reger Austausch über die untersuchten Ausbringungstechniken mit dem Wirtschaftspartner und Landmaschinenhersteller SamsonAgro GmbH, um daraus mögliche Optimierungsstrategien abzuleiten. Die GülleBest Ergebnisse bestätigen die dort vorliegenden Erfahrungen mit der Schlitztechnik

Neben zahlreichen Vorträgen und Postern auf nationalen und internationalen Tagungen, wurden die ersten Projektergebnisse bereits in international renommierten Fachzeitschriften (peer-reviewed) veröffentlicht oder stehen kurz vor der Einreichung (siehe 8.1, 8.2, 8.4). Die rege Teilnahme an Veranstaltungen rund um Minderung von NH₃- und N₂O-Emissionen und die Optimierung der N-Effizienz mit innovativen Techniken der Gülle- und Gärrestausbringung hat die Präsenz der Thematik und Diskussion auch auf internationaler Ebene deutlich gestärkt.

6 Verwertung

Die nährstoffeffiziente, umwelt- und klimaschonende Düngung mit Gülle und Gärresten ist ein wesentlicher Ansatzpunkt zur Minderung von klima- und umweltbelastenden Emissionen im Pflanzenbau. Dieser Aspekt hat aufgrund der aktuell begrenzten Verfügbarkeit von mineralischen N-Düngern und den damit verbundenen Preisanstiegen für Mineraldünger zudem an Bedeutung gewonnen hat. Die im Verbundprojekt GülleBest erhobenen Ergebnisse leisten somit einen wichtigen und hoch aktuellen Beitrag zur Klimaschutzstrategie der Bundesregierung im Bereich Landwirtschaft. Da die NH₃-Emissionen laut NEC-Richtlinie bis zum Jahr 2030 gegenüber dem Jahr 2005 um 30% gemindert werden müssen, ist die genaue Abbildung der genutzten Ausbringungstechniken in Deutschland unerlässlich. Die vorliegenden Ergebnisse tragen entscheidend zur Verbesserung der Abbildung der NH₃-Emissionsminderungsmaßnahmen im nationalen Emissionsinventar bei, da die gewählten Ausbringungstechniken erstmalig in einem deutschlandweiten Netzwerk mit unterschiedlichen Klimaregionen und Bodeneigenschaften

untersucht wurden. Die Projektergebnisse weisen auf geringere NH_3 -Emissionsfaktoren (EF_{NH_3}) für die Ausbringung mit Schleppschlauch/schuh, sowie Schlitztechnik hin. Zudem konnte das hohe Minderungspotential der Ansäuerung gezeigt werden. Es wird daher angestrebt, die erzielten Ergebnisse in die nächste Novellierung der Methodik einzubringen.

Die Projektergebnisse zeigen keine Unterschiede in den N_2O -Emissionen der untersuchten Ausbringungstechniken. Die erwartete Erhöhung der N_2O -Emissionen durch den Einsatz der Schlitztechnik wurde nicht bestätigt. Bei Berücksichtigung der Bodenverhältnisse kann diese Technik empfohlen werden. Vorteile hinsichtlich N-Effizienz und N_2O -Minderung durch den Einsatz des Nitrifikationshemmstoffs (DMPP) konnten ebenfalls in den zwei Messjahren nicht bestätigt werden. Da die Datenbasis zum Nitrifikationshemmstoffeinsatz bei Wirtschaftsdüngern jedoch sehr begrenzt ist, sind dringend weitere Forschungsarbeiten zur Verbesserung und Validierung erforderlich. Die im Projekt ermittelten N_2O -Emissionsfaktoren ($\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$) zu unterschiedlichen Ausbringungstechniken für Wirtschaftsdünger sind geringer als die zurzeit genutzten $\text{EF}_{\text{N}_2\text{O}}$ nach Tier-2-Verfahren auf NUTS-3 Ebene.

Die Projektergebnisse bieten zudem eine wichtige Grundlage für die landwirtschaftliche Beratung, denn sie zeigen die deutlichen Potentiale zur Verbesserung der N-Effizienz und der NH_3 -Minderung im Pflanzenbau. An allen Versuchsstandorten hat die Gülle- und Gärrestausbringung in die wachsenden Bestände im Frühjahr nicht zu einer Ertragsreduktion geführt. Auch der Einsatz der Schlitztechnik im Winterweizen hat nicht zu der erwarteten Ertragsminderung geführt. Im Dauergrünland trat ebenfalls keine Beschädigung der Grasnarbe auf, auch wenn sich dort die Schleppschuhausbringung aufgrund ihrer großen Arbeitsbreiten als wirtschaftlicher erwiesen hat. Es ist anzunehmen, dass sich diese Ergebnisse auf viele Praxisflächen übertragen lassen. Die Ausbringung angesäuerter Gülle und Gärreste sollte trotz des hohen NH_3 -Minderungspotentials nicht zu jeder Ausbringung erfolgen, um die Schwefelbilanzfrachten auf landwirtschaftliche Böden ausgewogen zu halten. Es ist zudem zu berücksichtigen, dass sehr hohe Schwefelmengen notwendig sind, um die pH-Wert Absenkung der Gärreste auf das erforderliche Niveau zu erreichen, dies könnte unter Praxisbedingungen, neben der Schwefelmengen auch aufgrund der Schaumbildung während der Ansäuerung schwierig umzusetzen sein. Die Ansäuerung ist insbesondere dann zu wählen, wenn die Schlitztechnik aufgrund der geringen Arbeitsbreite und bei schweren Böden nicht genutzt werden kann und/oder die Temperaturen erhöht sind, wie beispielsweise zur zweiten Ausbringung im späten Frühjahr. Dies setzt jedoch voraus, dass beide Ausbringungstechniken für den Landwirt*in verfügbar sind und dieser auswählen kann. Auch die ökonomische Auswertung zu den NH_3 -Vermeidungskosten hat das große Potential der Ansäuerung bestätigt, wenn gleich sich die Eigenmechanisierung mit Ansäuerungstechnik nur für größere Betriebe, sowie Lohnunternehmen und Maschinenringe, eignet. Aus einzelbetrieblicher Kostenperspektive ist die Schlitztechnik für kleinere Betriebe häufig vorteilhafter. Die Ergebnisse und ihre Verwertung wurden über unterschiedliche Kommunikationsformate, wie den Online-Workshop oder dem DLG Forum der Agritechnica an die Officialberatung weitergeleitet. In enger Zusammenarbeit mit der Officialberatung der Länder sind Praxis-Demonstrationsversuche zum Einsatz emissionsarmer Ausbringungstechniken zu empfehlen. Die Anlage von Dauerfeldversuchen könnten ebenfalls wichtige Erkenntnisse zur Ertragsstabilität und zu den Folgen des langfristigen Einsatzes von Säure und Nitrifikationsinhibitoren liefern.

Die Ableitung standortangepasster Düngeempfehlungen für den Einsatz der untersuchten Techniken ist aufgrund der fehlenden Ertragsunterschiede und fehlenden Unterschiede in den N_2O -Emissionen der untersuchten Standorte, nur auf Basis der NH_3 -Emissionen und der Verfahrenskosten möglich.

Im Verbundprojekt wurden zahlreiche wissenschaftlich wertvolle Erkenntnisse gewonnen. Dies zeigt sich bereits in hochwertigen Publikationen zu NH_3 - und N_2O -Emissionen in wissenschaftlichen Fachzeitschriften. Zudem ist hervorzuheben, dass auch die Methodik der NH_3 -Messung mittels Dräger-Tube Methode und Passivsammler nochmals ausgiebig methodisch untersucht wurde. Diese Veröffentlichung kann in nachfolgenden Projekten als Leitfaden für die optimale Anwendung der Methode genutzt werden. Durch die zahlreichen Publikationen in Zeitschriften der landwirtschaftlichen Praxis, Workshops, Flyer und der Homepage wurden die wichtigsten Adressaten des Projektes, die Landwirt*innen, regelmäßig über die neuen Erkenntnisse informiert. Aktuell werden die Ergebnisse für die Umweltkommunikation und das Produktmarketing des Wirtschaftspartners Samson Agro GmbH zusammengestellt. Erste Schritte zur Analyse der technischen Möglichkeiten der Emissionsminderungen entlang der gesamten Güllekette (auch Stall, Lager) wurden bereits im Rahmen von KlimAgrar unternommen.

Die vollständigen Projektergebnisse wurden in einer Datenbank zusammengeführt und werden nach einer Sperrfrist eine wertvolle Datenbasis für zukünftige Modellierungsstudien und Meta-Analysen sein.

7 Erkenntnisse von Dritten

Das von der Europäischen Union finanzierte Interreg-Projekt „Baltic Slurry Acidification“ (www.balticslurry.eu) untersuchte die Ansäuerung von Rinder- und Schweinegülle entlang der gesamten Güllekette (Stall, Lager und Ausbringung) und deren ökologische Folgen im Ostseeraum. Die Projektergebnisse bestätigen das große NH_3 -Minderungspotential der Ansäuerung bei der Ausbringung, wie es auch im GülleBest Projekt gezeigt wurde. Die Ansäuerung wurde dort mit dem kommerziell erhältlichen SyreN System durch das Lohnunternehmen Blunk GmbH als Pilotstudie durchgeführt. Entgegen der Erfahrungen im GülleBest Projekt konnten für die Versuchsjahre 2016 bis 2018 in rund 50% der dortigen Feldversuche Ertragssteigerungen durch die angesäuerte Gülle/Gärreste festgestellt werden. Die umfassende ökonomische Auswertung über mehrere Länder im Ostseeraum bestätigt die GülleBest Ergebnisse und zeigt, dass der Säurepreis und die Dienstleistungslogistik Schlüsselfaktoren zur Wirtschaftlichkeit der Anwendung sind. Ebenso wird auf die hohen wirtschaftlichen Kosten für die Landwirt*innen hingewiesen, entweder durch Investitionskosten oder Dienstleistungskosten beim Einsatz der Technik durch Lohnunternehmen. Es wurde empfohlen, Kosten zur Kompensation an die Landwirte zu zahlen und/oder politische Anreize zur Umsetzung zu entwickeln.

Das im Jahr 2019 veröffentlichte Gutachten zur Anwendung von Minderungstechniken für Ammoniak durch "Ansäuerung von Gülle" und anderen Wirkungen auf Boden und Umwelt des Umweltbundesamtes (UBA, Kaupenjohann et al. 2019) untersuchte die Ansäuerung wissenschaftlich-fachlich tiefgründiger als zuvor. Der Schwerpunkt der Bewertung lag auf der Wirksamkeit und Umweltverträglichkeit der Maßnahme, sowie juristischen Aspekten. Das Gutachten zeigte das hohe Potential der Gülleansäuerung zur Verbesserung der Umweltverträglichkeit der Güllewirtschaft und unterstützt die abgeleiteten Schlüsse aus dem InterregForschungsprojektes "Baltic Slurry Acidification". Da das Gutachten überwiegend auf Ergebnissen aus Prozessstudien basiert, die größtenteils unter Laborbedingungen durchgeführt wurden, wird auf die fehlenden Untersuchungen zur Wirksamkeit dieser Verfahrenskombinationen unter Praxisbedingungen hingewiesen. Hier setzte das Projekt GülleBest an und konnte umfangreiche experimentelle Daten aus Felduntersuchungen erheben.

Im Jahr 2019 wurde die Projektplattform SuMaNu: Sustainable Manure and Nutrient Management for reduction of nutrient losses in the Baltic Sea Region (www.balticsumanu.eu) als

Zusammenschluss der vier Interreg-Projekt: Baltic Slurry Acidification, Manure Standards, GreenAgri und BONUS Promise gegründet. Das Projekt SuMaNu ist hauptsächlich für die Synthese der Projektergebnisse der Ostsee-Anreiner Länder und die Ableitung von politischen Empfehlungen für nachhaltiges Nährstoffmanagement und Recycling zuständig (siehe Policy recommendation 3: National standards for handling and spreading manure).

Im Frühjahr 2021 erschien der „Leitfaden zur emissionsarmen Gülleausbringung im Grünland - Hinweise zum optimalen Einsatz von Schleppschuh und Injektion“ der LfL Bayern. Der Leitfaden informiert über fachliche und fachrechtliche Hintergründe, technische Lösungen sowie über das Thema Futterhygiene beim Einsatz von Gülle und Gärresten im Grünland und mehrschichtigen Feldfutterbau. Zusätzlich koordiniert die LfL Feldversuche zum Thema „Emissionsarmer Gülleinsatz Grünland Franken“, finanziert vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (www.lfl.bayern.de/publikationen/informationen/265546/index.php). Ergebnisse wurden noch nicht veröffentlicht. Möglichkeiten zur Minderung von Ammoniakemissionen durch mikrobielle Güllebehandlung und Gülleadditive werden ebenfalls von der LfL im Rahmen des Projektes „EmiAdditiv“ (www.lfl.bayern.de/ilt/umwelttechnik/biogas/243477/index.php) untersucht. Auch hier liegen derzeit noch keine öffentlichen Ergebnisse vor.

Im November 2021 wurde die Broschüre „Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft mindern Gute Fachliche Praxis“ (Amon et al., 2021) veröffentlicht, welche vom UBA und KTBL im Auftrag des BMU erstellt wurde. Sie enthält Empfehlungen und Maßnahmen für die gute fachliche Praxis zur Ammoniakminderung bei der Fütterung, im Stall, bei der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger sowie der Anwendung synthetischer Düngemittel.

Das vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz koordinierte DFG-Projekt „MOFANE“ hat den Einfluss von Gülleausbringungstechnik auf N₂O- und N₂-Emissionen in Mikrokosmenversuchen unter kontrollierten Bedingungen untersucht und modelliert. Die Ergebnisse bestätigen das hohe Denitrifikationspotential des Bodens vom Standort BW:HOH. Insbesondere bei der Schlitztechnik waren die N₂O- und N₂-Emissionen unter nassen Bedingungen deutlich erhöht (Grosz et al., 2022). Die N₂O-Reduktion zu N₂ ist jedoch im Vergleich zur Freilandinkubation in AP1 geringer. Ergebnisse der Modellierung liegen derzeit noch nicht vor.

Auf die Erkenntnisse der im gleichen Projekt-Call geförderten Projekte rund um das Thema Wirtschaftsdüngermanagement (ASAP, SAFT, SOFI und GreenWindows) wird im Rahmen dieses Berichts nicht detailliert eingegangen.

8 Veröffentlichungen

8.1 Wissenschaftliche Fachartikel (begutachtet/peer review)

Buchen-Tschiskale C., Well R., Flessa H., 2022. Tracing nitrogen transformations in winter wheat induced by ¹⁵N labeled cattle slurry applied with different techniques. Science of the Total Environment (zur Begutachtung eingereicht)

Cordes L., Jorissen T., Essich C., Recke G., 2022. Kosten-Nutzen-Analyse zur Ansäuerung von organischen Düngemitteln bei der Feldausbringung. Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., 62. Jahrestagung, Stuttgart, 07.-09.09.2022 (doi noch nicht verfügbar)

Jorissen T., Recke G., ten Huf M., Olf H.-W., 2020. Risikoanalyse zur Wirtschaftlichkeit von emissionsarmen Gülleausbringungstechniken in wachsenden Weizenbeständen. Gesellschaft für

Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., 60. Jahrestagung, Halle/Saale, 23.-25.09.2020, doi: 10.22004/ag.econ.305616

Jorissen T., Höcherl S., Guido R., Lichti F., 2021. Ammoniakvermeidungskosten bei der Ausbringung angesäuerter flüssiger Wirtschaftsdünger in Winterweizen. Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V., 61. Jahrestagung, Berlin, 22.-24.09.2021, doi: 10.22004/ag.econ.317080

Nyameasema J.K., Zutz M., Kluß C., ten Huf M., Essich C., Buchen-Tschiskale C., Ruser R., Flessa H., Olfs H.-W., Taube F., Reinsch T., 2022. Ammonia emission from cattle slurry after application on grassland using different techniques: results from a multi-site experiment in Germany Environmental Pollution (zur Begutachtung eingereicht).

Nyameasema J.K., Ruser R., Essich C., Zutz M., Kluß C., ten Huf M., Buchen-Tschiskale C., Flessa H., Olfs H.-W., Taube F., Reinsch T., 2022. Effect of slurry application and treatment techniques on nitrous oxide emission from temperate grassland under varying soil and climatic conditions. Grass and Forage Science (zur Begutachtung eingereicht).

8.2 Wissenschaftliche Fachartikel in Vorbereitung

Essich C., Buchen-Tschiskale C., Flessa H., Fuß R., Hartung J., Taube F., ten Huf M., Kluß C., Olfs H.-W., Reinsch T., Zutz M., Ruser R., Nitrous oxide emissions from winter wheat fields in Germany as affected by slurry application, application technique and slurry treatment.

Essich C., Buchen-Tschiskale C., Hartung J., Sonnenschein L., Ruser R., Effect of biogas digestate treatment and application technique on N₂O emissions from a loamy soil.

Jorissen T., Buchen-Tschiskale C., ten Huf M., Essich C., Zutz M., Recke G., Cost of ammonia abatement for application of acidified liquid organic fertilizer in winter wheat.

ten Huf, M., Reinsch, T., Zutz, M., Essich, C., Ruser, R., Buchen-Tschiskale, C., Pacholski, A., Flessa, H., Olfs, H.-W., 2022. Assessment of best practice for calibrated passive sampling for measuring ammonia emissions in multi-plot field experiments with liquid manure application.

ten Huf M., Reinsch T., Zutz M., Essich C., Ruser R., Buchen-Tschiskale C., Pacholski A., Flessa H., Olfs H.-W., Application techniques for cattle slurry and biogas digestate: Ammonia emissions and effects on crop yield from a multi-site winter wheat experiment in Germany.

ten Huf, M., Buchen-Tschiskale C., Pacholski A., Flessa H., Olfs H.-W., Evaluation of calibrated passive sampling for measuring ammonia emissions in multi plot field experiments with liquid manure application.

8.3 Wissenschaftliche Fachartikel (nicht begutachtet)

Jorissen T., Cordes L., Recke G., Buchen-Tschiskale C., 2022. Kosten und Nutzen der Ansäuerung von flüssigen organischen Düngemitteln. DLG-Getreidemagazin (zur Veröffentlichung eingereicht).

Reinsch T., Zutz M., Biernat L., 2019. Effiziente Ausbringung von Wirtschaftsdünger. Bauernblatt KW40/2019. Seite 33-34.

Reinsch T., Zutz M., 2021. Gülleausbringung - so reduzieren Sie Ammoniakverluste. Lohnunternehmen 01/2021. Seite 52-55.

8.4 Tagungsbeiträge

8.4.1 Vorträge

Buchen C., Zutz M., Reinsch T., Taube F., Fuß R., Well R., Olf H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H., 2019. GülleBest: Mitigation of ammonia emission by innovative slurry and digestate application techniques for growing crops. 17. NH₃ Workshop des Staatlichen Gewerbeaufsichtsamtes Hildesheim, 05.-06.11.2019 in Hildesheim.

Buchen C., Zutz M., Reinsch T., Taube F., Fuß R., Well R., Olf H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H., 2020. GülleBest: Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen und Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Gülle- und Gärreusausbringung in wachsende Bestände (GülleBest). BLE-Innovationstage – digital, 20.-21.10.2020 (online).

Buchen-Tschiskale C., Flessa H., Well R., 2021. Applying slurry with different techniques in spring – which pathway does the nitrogen take? EGU General Assembly 2021, 19.-30.04.2021 (online).

Buchen-Tschiskale C., Flessa H., Well R., 2021. Tracing nitrogen transformations induced by ¹⁵N labelled slurry applied with different techniques in winter wheat. Workshop Water and nutrient fluxes in ecosystems under a changing climate - a tracer-based perspective, 11.-12.10.2021 (online).

Cordes L., Jorissen T., Essich C., Recke G., 2022. Kosten-Nutzen-Analyse zur Ansäuerung von organischen Düngemitteln bei der Feldausbringung. 61. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues (GEWISOLA) e.V., 07.-09.09.2022 in Hohenheim.

Essich C., Ruser R., Buchen-Tschiskale C., Fuß R., Reinsch T., Taube F., Zutz M., Olf H.-W., ten Huf M., Flessa H., 2021. GülleBest: Minderung von Lachgasemissionen durch innovative Techniken der Gülle- und Gärreusausbringung in wachsende Bestände, 132. VDLUFA-Kongress "Optionen für die zukünftige Landnutzung", 14.-16.09.2021 (online).

Jorissen T., Recke G., ten Huf M., Olf H.-W., 2020. Risikoanalyse zur Wirtschaftlichkeit von emissionsarmen Gülleausbringetechniken in wachsenden Weizenbeständen. 60. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues (GEWISOLA) e.V., 23.-25.09.2020 (online).

Jorissen T., Recke G., 2021. Analyse der ökonomischen Effizienz der Applikation von angesäuerten organischen Düngemitteln auf dem Feld anhand der Methode der Vermeidungskostenrechnung, HOCHSCHULFORUM: Ökonomie und Innovation der Agrar- und Ernährungswirtschaft. 06.05.2021 (online).

Jorissen T., Höcherl S., Recke G., Lichti F., 2021. Ammoniakvermeidungskosten bei der Ausbringung angesäuertes flüssiger Wirtschaftsdünger in Winterweizen. 61. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues (GEWISOLA) e.V., 22.-24.09.2021 (online).

Jorissen T., Recke G., 2022. Ammonia abatement costs for the application of acidified liquid organic fertilizers in winter wheat and grassland. ManuREsource. 5th International conference on manure management and valorization. 11.-13.05.2022 in Hertogenbosch.

Reinsch T., Zutz M., Loges R., Kluß C., 2020. Optimierte Stickstoffmanagement bei der Wirtschaftsdüngerbringung auf Acker und Grünland: Erste Ergebnisse aus dem Verbundprojekt GülleBest. Fortbildung betriebswirtschaftliche Beratung, 27.10.2020 in Bad Hersfeld.

Reinsch T., Zutz M., 2020. Optimiertes Stickstoffmanagement bei der Wirtschaftsdüngerbringung auf Acker und Grünland. Allgemeine Hochschultagung der agrarwissenschaftlichen Fakultät, 20.01.2020 in Kiel.

Ruser R., Buchen-Tschiskale C., Zutz M., Reinsch T., Taube F., Fuß R., Well R., Ofs H.W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Essich C., Flessa H., 2021. Minderungspotential von Treibhausgas-Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger (GülleBest), KlimAgrar-Arbeitstagung "Strategien im Pflanzenbau", 22.-23.09.2021 in Kiel.

ten Huf M., Buchen-Tschiskale C., Fuß R., Well R., Flessa H., Reinsch T., Taube F., Zutz M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Ofs H.-W., 2021. GülleBest: Minderung von Ammoniak-Emissionen und Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Wirtschaftsdüngerbringung in wachsende Winterweizen-Bestände, 132. VDLUFA-Kongress "Optionen für die zukünftige Landnutzung", 14.-16.09.2021 (online).

ten Huf M., Buchen-Tschiskale C., Essich C., Flessa H., Fuß R., Jorissen T., Recke G., Reinsch T., Ruser R., Taube F., Well R., Zutz M., Ofs H.W., 2021. GülleBest – Innovative liquid manure application techniques for use in growing crops to mitigate ammonia and greenhouse gas emissions and to improve nitrogen productivity, 53. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Pflanzenernährung (DGP), 22.-24.09.2021 (online).

ten Huf M., Buchen-Tschiskale C., Essich C., Flessa H., Fuß R., Jorissen T., Recke G., Reinsch T., Ruser R., Taube F., Well R., Zutz M., Ofs H.W., 2021. Methodological comparison of passive samplers and dynamic tube method for measuring ammonia emissions in multi plot field experiments with liquid manure application. 18. NH₃ Workshop des Staatlichen Gewerbeaufsichtsamtes Hildesheim, 03.-04.11.2021 (online).

8.4.2 Poster

Buchen C., Fuß R., Well R., Reinsch T., Zutz M., Ofs H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H. 2019. Mitigation of ammonia and greenhouse gas emission and improving nitrogen use efficiency by innovative slurry and digestate application techniques for growing crops (GülleBest). Gemeinsame Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) und der Schweizer Bodenkundlichen Gesellschaft (BGS), 24.-29.08.2019 in Bern.

Buchen C., Zutz M., Reinsch T., Taube F., Fuß R., Well R., Ofs H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H. 2019. GülleBest: Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen und Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Gülle- und Gärrestausbringung in wachsende Bestände. 131. VDLUFA-Kongress "Verbraucherschutz als Herausforderung für die landwirtschaftliche Produktion", 10.-13.09.2019 in Gießen.

Buchen C., Zutz M., Reinsch T., Taube F., Fuß R., Well R., Ofs H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H. 2019. GülleBest: Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen und Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Gülle- und Gärrestausbringung in wachsende Bestände. IALE-D Jahrestagung "Klimaschutz und Landwirtschaft", 30.09-02.10.2019 in Potsdam.

Buchen-Tschiskale C., Fuß R., Well R., Reinsch T., Taube F., Zutz M., Ofs H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H. 2021. N₂O, N₂ and NH₃ emissions following

different slurry and digestate application techniques in growing crops. 8th conference of the International Nitrogen Initiative (INI), 30.05.-04.06.2021 (online).

Buchen-Tschiskale C., Flessa H., Well R. 2021. Tracing nitrogen transformations induced by ¹⁵N labelled slurry applied with different techniques in winter wheat. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft der Stabile Isotope (ASI) e.V., 26.-29.09.2021 (online).

Buchen Tschiskale C., Zutz M., Reinsch T., Taube F., Fuß R., Well R., Olf H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H. 2021. GülleBest: Minderung von Ammoniak- und Treibhausgasemissionen und Optimierung der Stickstoffproduktivität durch innovative Techniken der Gülle- und Gärrestausbringung in wachsende Bestände. KlimAgrar Jahrestagung 2021 "Klimagerechtes Handeln in der Landwirtschaft", 18.-19.11.2021 in Berlin.

Buchen Tschiskale C., Fuß R., Well R., Reinsch T., Zutz M., Olf H.-W., ten Huf M., Recke G., Jorissen T., Ruser R., Essich C., Flessa H. 2022. Mitigation of NH₃ and N₂O emissions and improving nitrogen use efficiency by innovative slurry and digestate application techniques for growing crops (GülleBest). Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) 03.-09.09.2022 in Trier.

Cordes L., Jorissen T., Essich C., Recke G. 2022. Kosten-Nutzen-Analyse zur Ansäuerung von organischen Düngemitteln bei der Feldausbringung. 62. Jahrestagung der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues (GEWISOLA) e.V., 07.-09.09.2022 in Hohenheim.

8.5 Wissenschaftliche Qualifikationsarbeiten

Bahr F., 2021. Effekte der Wirtschaftsdüngerausbringungstechnik auf die Ammoniak- und Lachgasemissionen im Grünland unter kontrollierten Bedingungen, Bachelorarbeit. Universität Kiel (TP2).

Borchert F., 2021. Minderungspotential von Ammoniakemissionen beim Einsatz organischer Dünger im Grünland. Protokoll zum Praktikum MNF-chem3005. Universität Kiel (TP2).

Cordes L., 2022. Verfahrensbeschreibung und Wirtschaftlichkeitsberechnungen zur Ansäuerung von Gülle bei der Feldausbringung. Projektarbeit. Hochschule Osnabrück (TP3).

Cordes L., 2022: Ökonomische Potenziale der Ansäuerung von Gülle in Nordwest-Deutschland. Masterarbeit. Hochschule Osnabrück (TP3).

Lemmermann S., 2021. Ammoniakemissionen in Winterweizen nach Gülleausbringung – Ein Methodenvergleich. Bachelorarbeit. Hochschule Osnabrück (TP3).

Rieger R., 2021. Vergleich der N₂O Emissionen bei Einsatz verschiedener Applikationsverfahren für flüssige Wirtschaftsdünger im Winterweizen. Bachelorarbeit. Hochschule Osnabrück (TP3).

Schultz, M., 2021. Quantifizierung der Ammoniakemissionen bei der Ausbringung von Rindergülle auf Grünland in Abhängigkeit der Applikationstechnik. Universität Kiel (TP2).

Sonnenschein L., 2019. Wirkung verschiedener Applikationstechniken, Ansäuerung sowie Zusatz eines Nitrifikationshemmstoffes auf die Lachgasemissionen eines Winterweizenbestandes bei der Gärrestausbringung, Bachelorarbeit. Universität Hohenheim (TP4).

von Essen, J.-H., 2021. Der Einfluss von unterschiedlichen Verfahren der Gülle- und Gärrestapplikation auf die Ammoniakemissionen in Winterweizenbeständen, Masterarbeit. Universität Kiel (TP2).

9 Literaturverzeichnis

- Abalos, D., Jeffery, S., Sanz-Cobena, A., Guardia, G., Vallejo, A., 2014. Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 189, 136-144.
- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K., 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced - efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta - analysis. *Global Change Biology* 16, 1837-1846.
- Amon, B., Borghardt, G., Büscher, W., Düsing, D., Elberskirch, K., Eurich-Menden, B., F, G., Hahne, J., Hartung, E., Hofmeier, M., Kowalewsky, H.-H., Nesor, S., Pflanz, W., Pries, M., Richter, S., Schmidhalter, U., Schrader, L., Spiekers, H., Stalljohann, G., Wulf, S., 2021. Ammoniakemissionen in der Landwirtschaft mindern - Gute Fachliche Praxis. Umweltbundesamt.
- Barraclough, D., 1995. ¹⁵N isotope dilution techniques to study soil nitrogen transformations and plant uptake. *Fertilizer Research* 42, 185-192.
- Bergsma, T., Ostrom, N., Emmons, M., Robertson, G., 2001. Measuring simultaneous fluxes from soil of N₂O and N₂ in the field using the ¹⁵N-gas "nonequilibrium" technique. *Environmental Science & Technology* 35, 4307-4312.
- Bittman, S., Dedina, M., CM, H., Oenema, O., Sutton, M., 2014. Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Centre for Ecology and Hydrology, Edinburgh, UK.
- Brentrup, F., Pallière, C., 2008. GHG emissions and energy efficiency in European nitrogen fertiliser production and use, IFS Proceedings 639, 1-25. International Fertiliser Society, York, UK.
- Cook, S., Silici, L., Adolph, B., 2015. Sustainable intensification revisited. International Institute for Environment and Development.
- Dechow, R., Freibauer, A., 2011. Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91, 235-254.
- Deppe, M., Well, R., Giesemann, A., Spott, O., Flessa, H., 2017. Soil N₂O fluxes and related processes in laboratory incubations simulating ammonium fertilizer depots. *Soil Biology and Biochemistry* 104, 68-80.
- Döhler, H., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Osterburg, B., Lüttich, M., Bergschmidt, A., Berg, W., Brunsch, R., 2002. BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Berlin: Umweltbundesamt.
- Drury, C., Oloya, T., Tan, C., van Luyk, C., McKenney, D., Gregorich, E., 1998. Long - term effects of fertilization and rotation on denitrification and soil carbon. *Soil Science Society of America Journal* 62, 1572-1579.
- Dyckmans, J., Eschenbach, W., Langel, R., Szwec, L., Well, R., 2021. Nitrogen isotope analysis of aqueous ammonium and nitrate by membrane inlet isotope ratio mass spectrometry (MIRMS) at natural abundance levels. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 35, e9077.
- Ecoinvent, 2016. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. URL: www.ecoinvent.org.
- EMEP, 2019. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook, EEA Report No 13/2019, URL: www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019.

- Emmerling, C., Krein, A., Junk, J., 2020. Meta-analysis of strategies to reduce NH₃ emissions from slurries in European agriculture and consequences for greenhouse gas emissions. *Agronomy* 10, 1633.
- Fangueiro, D., Hjorth, M., Gioelli, F., 2015a. Acidification of animal slurry - a review. *Journal of Environmental Management* 149, 46-56.
- Fangueiro, D., Pereira, J., Fraga, I., Surgy, S., Vasconcelos, E., Coutinho, J., 2018. Band application of acidified slurry as an alternative to slurry injection in a Mediterranean double cropping system: Agronomic effect and gaseous emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 267, 87-99.
- Fangueiro, D., Pereira, J., Macedo, S., Trindade, H., Vasconcelos, E., Coutinho, J., 2017. Surface application of acidified cattle slurry compared to slurry injection: Impact on NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ emissions and crop uptake. *Geoderma* 306, 160-166.
- Fangueiro, D., Ribeiro, H., Coutinho, J., Cardenas, L., Trindade, H., Cunha-Queda, C., Vasconcelos, E., Cabral, F., 2010. Nitrogen mineralization and CO₂ and N₂O emissions in a sandy soil amended with original or acidified pig slurries or with the relative fractions. *Biology and Fertility of Soils* 46, 383-391.
- Fangueiro, D., Surgy, S., Fraga, I., Cabral, F., Coutinho, J., 2015b. Band application of treated cattle slurry as an alternative to slurry injection: Implications for gaseous emissions, soil quality, and plant growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 211, 102-111.
- Flessa, H., Greef, J., Dittert, K., Ruser, R., Osterburg, B., Poddey, E., Wulf, S., Pacholski, A., 2014. Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft: Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft. Berlin: Senat der Bundesforschungsinstitute des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft, ForschungThemenheft 1/2014, Berlin.
- Fuß, R., 2020. R-package: *gasfluxes*, S. URL: www.bitbucket.org/ecoRoland/gasfluxes.
- Gericke, D., Pacholski, A., Kage, H., 2011. Measurement of ammonia emissions in multi-plot field experiments. *Biosystems Engineering* 108, 164-173.
- Grosz, B., Kemmann, B., Burkart, S., Petersen, S., Well, R., 2022. Understanding the impact of liquid organic fertilisation and associated application techniques on N₂, N₂O and CO₂ fluxes from agricultural soils. *Agriculture* 12, 692.
- Hafner, S., Nyord, T., Sommer, S., Adamsen, A., 2021. Estimation of Danish emission factors for ammonia from field-applied liquid manure for 1980 to 2019, Advisory report from DCA – Danish Centre for Food and Agriculture, Aarhus University, submitted: 23-09-2021.
- Hafner, S., Pacholski, A., Bittman, S., Burchill, W., Bussink, W., Chantigny, M., Carozzi, M., Géniermont, S., Häni, C., Hansen, M., Huijsmans, J., Hunt, D., Kupper, T., Lanigan, G., Loubet, B., Misselbrook, T., Meisinger, J., Neftel, A., Nyord, T., Pedersen, S., Sintermann, J., Thompson, R., Vermeulen, B., Vestergaard, A., Voylokov, P., Williams, J., Sommer, S., 2018. The ALFAM2 database on ammonia emission from field-applied manure: Description and illustrative analysis. *Agricultural and Forest Meteorology* 258, 66-79.
- Hafner, S., Pacholski, A., Bittman, S., Carozzi, M., Chantigny, M., Géniermont, S., Häni, C., Hansen, M., Huijsmans, J., Kupper, T., 2019. A flexible semi-empirical model for estimating ammonia volatilization from field-applied slurry. *Atmospheric Environment* 199, 474-484.

- Herr, C., Mannheim, T., Müller, T., Ruser, R., 2019. Effect of cattle slurry application techniques on N₂O and NH₃ emissions from a loamy soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 0, 1–16.
- Herr, C., Mannheim, T., Müller, T., Ruser, R., 2020. Effect of nitrification inhibitors on N₂O emissions after cattle slurry application. *Agronomy* 10, 1174.
- Herrmann, A., Claus, S., Loges, R., Kluß, C., Taube, F., 2014. Can arable forage production be intensified sustainably? A case study from northern Germany. *Crop and Pasture Science* 65, 538-549.
- Hutchinson, G., Mosier, A., 1981. Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Soil Science Society of America Journal* 45, 311-316.
- IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K., IGES, Japan.
- IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, In: Core Writing Team, R.K.P.a.L.A.M. (Hrsg.). IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories,. Calvo Buendia E., anabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P. and Federici, S. (eds), IPCC, Switzerland.
- Jungkunst, H., Freibauer, A., Neufeldt, H., Bareth, G., 2006. Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 341-351.
- Kai, P., Pedersen, P., Jensen, J., Hansen, M., Sommer, S., 2008. A whole-farm assessment of the efficacy of slurry acidification in reducing ammonia emissions. *European Journal of Agronomy* 28, 148-154.
- Kaiser, E.A., Ruser, R., 2000. Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany - An evaluation of six long - term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163, 249-259.
- Kaupenjohann, M., Schnug, E., Haneklaus, S., Döhler, H., Nebelsieck, R., Fock, K., 2019. Gutachten zur Anwendung von Minderungstechniken für Ammoniak durch "Ansäuerung von Gülle" und anderen Wirkungen auf Boden und Umwelt, Dessau-Roßlau.
- Keating, B., Carberry, P., Bindraban, P., Asseng, S., Meinke, H., Dixon, J., 2010. Eco - efficient agriculture: Concepts, challenges, and opportunities. *Crop science* 50, S-109-S-119.
- Kilian, A., Gutser, R., Claassen, N., 1998. N₂O-emissions following long-term organic fertilization at different levels. *Agribiological research* 51, 27-36.
- Kim, D.-G., Saggar, S., Roudier, P., 2012. The effect of nitrification inhibitors on soil ammonia emissions in nitrogen managed soils: a meta-analysis. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 93, 51-64.
- Lin, S., Hernandez-Ramirez, G., Kryzanowski, L., Wallace, T., Grant, R., Degenhardt, R., Berger, N., Lohstraeter, G., Powers, L.-A., 2017. Timing of manure injection and nitrification inhibitors impacts on nitrous oxide emissions and nitrogen transformations in a barley crop. *Soil Science Society of America Journal* 81, 1595-1605.
- LWK-SH, 2019. Richtwerte für die Düngung 2019 Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein, Kiel.

- Malique, F., Wangari, E., Andrade-Linares, D., Schloter, M., Wolf, B., Dannenmann, M., Schulz, S., Butterbach-Bahl, K., 2021. Effects of slurry acidification on soil N₂O fluxes and denitrification. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 184, 696-708.
- Mathivanan, G., Eysholdt, M., Zinnbauer, M., Rösemann, C., Fuß, R., 2021. New N₂O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 322, 107640.
- Metzger, M., Bunce, R., Jongman, R., Mücher, C., Watkins, J., 2005. A climatic stratification of the environment of Europe. *Global Ecology and Biogeography* 14, 549-563.
- Mogensen, L., Kristensen, T., Nguyen, T.L.T., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., 2014. Method for calculating carbon footprint of cattle feeds – including contribution from soil carbon changes and use of cattle manure. *Journal of Cleaner Production* 73, 40-51.
- Montalvo, G., Pineiro, C., Herrero, M., Biegerigo, M., Prins, W., 2015. Ammonia abatement by animal housing techniques, In: Reis, S., Howard, C, Sutton MA (Hrsg.), *Costs of Ammonia Abatement and the Climate Co-Benefits*. Springer, Dordrecht, NL, S. 53-73.
- Mulvaney, R., 1984. Determination of ¹⁵N-labeled dinitrogen and nitrous oxide with triple-collector mass spectrometers. *Soil Science Society of America Journal* 48, 690-692.
- Nannen, D., Herrmann, A., Loges, R., Dittert, K., Taube, F., 2011. Recovery of mineral fertiliser N and slurry N in continuous silage maize using the ¹⁵N and difference methods. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 89, 269-280.
- Ni, K., Pacholski, A., Gericke, D., Kage, H., 2012. Analysis of ammonia losses after field application of biogas slurries by an empirical model. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 175, 253-264.
- Ni, K., Pacholski, A., Kage, H., 2014. Ammonia volatilization after application of urea to winter wheat over 3 years affected by novel urease and nitrification inhibitors. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 197, 184-194.
- Nyord, T., Kristensen, E., Munkholm, L., Jørgensen, M., 2010. Design of a slurry injector for use in a growing cereal crop. *Soil and Tillage Research* 107, 26-35.
- Pacholski, A., 2016. Calibrated passive sampling-multi-plot field measurements of NH₃ emissions with a combination of dynamic tube method and passive samplers. *Journal of Visualized Experiments: JoVE* 109, e53273.
- Park, S., Lee, B., Jung, K., Kim, T., 2018. Acidification of pig slurry effects on ammonia and nitrous oxide emissions, nitrate leaching, and perennial ryegrass regrowth as estimated by ¹⁵N-urea flux. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences* 31, 457-466.
- Pedersen, J., Andersson, K., Feilberg, A., Delin, S., Hafner, S., Nyord, T., 2021. Effect of exposed surface area on ammonia emissions from untreated, separated, and digested cattle manure. *Biosystems Engineering* 202, 66-78.
- Pedersen, J., Feilberg, A., Kamp, J., Hafner, S., Nyord, T., 2020. Ammonia emission measurement with an online wind tunnel system for evaluation of manure application techniques. *Atmospheric Environment* 230, 117562.
- Petersen, S., Sommer, S., 2011. Ammonia and nitrous oxide interactions: Roles of manure organic matter management. *Animal Feed Science and Technology* 166, 503-513.

- Quakernack, R., Pacholski, A., Techow, A., Herrmann, A., Taube, F., Kage, H., 2012. Ammonia volatilization and yield response of energy crops after fertilization with biogas residues in a coastal marsh of Northern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 160, 66-74.
- R Development Core Team, 2020. *A Language and Environment for Statistical Computing*. Version: 4.0.2. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- R Development Core Team, 2022. *A Language and Environment for Statistical Computing*. Version: 4.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reinsch, T., Loges, R., Kluß, C., Taube, F., 2018. Renovation and conversion of permanent grass-clover swards to pasture or crops: Effects on annual N₂O emissions in the year after ploughing. *Soil and Tillage Research* 175, 119-129.
- Ruser, R., Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Rübiger, T., Quinones, T., Augustin, J., Christen, O., 2017. Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 249, 57-69.
- Ruser, R., Schulz, R., 2015. The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 178, 171-188.
- Seidel, A., Pacholski, A., Nyord, T., Vestergaard, A., Pahlmann, I., Herrmann, A., Kage, H., 2017. Effects of acidification and injection of pasture applied cattle slurry on ammonia losses, N₂O emissions and crop N uptake. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 247, 23-32.
- Sistani, K., Adeli, A., Tewolde, H., 2010. Apparent use efficiency of nitrogen and phosphorus from litter applied to bermudagrass. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 41, 1873-1884.
- Smit, H., Reinsch, T., Swanepoel, P., Loges, R., Kluß, C., Taube, F., 2021. Environmental impact of rotationally grazed pastures at different management intensities in South Africa. *Animals* 11, 1214.
- Sommer, S., Générmont, S., Cellier, P., Hutchings, N., Olesen, J., Morvan, T., 2003. Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy* 19, 465-486.
- Sørensen, P., Eriksen, J., 2009. Effects of slurry acidification with sulphuric acid combined with aeration on the turnover and plant availability of nitrogen. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 131, 240-246.
- Spott, O., Russow, R., Apelt, B., Stange, C., 2006. A ¹⁵N - aided artificial atmosphere gas flow technique for online determination of soil N₂ release using the zeolite Köstrolith SX6®. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 20, 3267-3274.
- VanderZaag, A., Amon, B., Bittman, S., Kuczyński, T., 2015. Ammonia abatement with manure storage and processing techniques, In: Reis, S., Howard, C, Sutton MA (Hrsg.), *Costs of ammonia abatement and the climate co-benefits*. Springer, Dordrecht, NL, S. 75-112.
- Velthof, G., Mosquera, J., 2011. The impact of slurry application technique on nitrous oxide emission from agricultural soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140, 298-308.
- Vos, C., Rösemann, C., Haenel, H.-D., Dämmgen, U., Döring, U., Wulf, S., Eurich-Menden, B., Freibauer, A., Döhler, H., Schreiner, S., Osterburg, B., Fuß, R., 2022. Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 – 2020; Report zu Methoden

und Daten (RMD) Berichterstattung 2022 Thünen Rep 91. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

Wagner, C., Nyord, T., Vestergaard, A., Hafner, S., Pacholski, A., 2021. Acidification effects on in situ ammonia emissions and cereal yields depending on slurry type and application method. *Agriculture* 11, 1053.

Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response - A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137, 39-46.

Well, R., Burkart, S., Gieseemann, A., Grosz, B., Köster, J., Lewicka-Szczebak, D., 2019. Improvement of the ^{15}N gas flux method for in situ measurement of soil denitrification and its product stoichiometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 33, 437–448.

Well, R., Butterbach-Bahl, K., 2010. Indirect emissions of nitrous oxide from nitrogen deposition and leaching of agricultural nitrogen, In: Smith, K. (Hrsg.), *Nitrous Oxide and Climate Change*. Earthscan Publications, London, S. 162-189.

Wolf, U., Fuß, R., Höppner, F., Flessa, H., 2014. Contribution of N_2O and NH_3 to total greenhouse gas emission from fertilization: results from a sandy soil fertilized with nitrate and biogas digestate with and without nitrification inhibitor. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 100, 121-134.

Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J., 2002. Application technique and slurry co-fermentation effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions after spreading: I. Ammonia Volatilization. *Journal of Environmental Quality* 31, 1789-1794.

Wulf, S., Rössler, R., Vandr , R., Eurich-Menden, B., Döhler, H., 2011. Kosten der Minderung von Ammoniakemissionen. *KTBL-Schrift* 491, 279-290.

Zaman, M., Heng, L., M ller, C., 2021. *Measuring Emission of Agricultural Greenhouse Gases and Developing Mitigation Options using Nuclear and Related Techniques*. Springer, Cham.

Zurheide, T., Neddermann, N., Pralle, H., Vergara, M.-E., Trautz, D., Olf, H.-W., 2017. Untersuchung der Lachgasemissionen in einem Stickstoffdynamikversuch mit G lleunterfu d ngung und Zugabe von Nitrifikationshemmstoffen am Standort Osnabrück. *VDLUFA Schriftenreihe*, S. 156-164.

10 Anhang

Tabelle A 1: Ausgewählte Eigenschaften der Substrate Rindergülle (RG) und Gärreste (GR) im Winterweizen: Mittlere Gehalte für Gesamtstickstoff (N_t), Ammonium (NH_4^+-N), Gesamtkohlenstoff (C_t), Trockensubstanzgehalt, pH-Wert, Phosphor (P_2O_5) und Schwefel (S) beider Kampagnen für die jeweiligen Standorte und Versuchsjahre.

Versuchsjahr	Standort	Substrat	Winterweizen							
			N_t kg m ⁻³	NH_4^+-N kg m ⁻³	C_t kg m ⁻³	TS %	pH CaCl ₂	P_2O_5 kg m ⁻³	S kg m ⁻³	
2019	SH: HS	RG	3,2	1,8	45,9	5,6	8,0	1,0	0,4	
		RG+S	3,2	1,8	55,5	6,8	5,8	1,1	1,9	
		GR	4,6	2,6	40,2	5,4	7,8	1,4	0,3	
		GR+S	3,8	2,6	41,5	5,8	7,4	1,3	2,3	
	SH: LAG	RG	3,3	1,8	56,0	6,9	7,6	1,2	0,4	
		RG+S	3,3	1,9	56,5	7,0	6,6	1,1	1,8	
		GR	4,6	2,5	39,7	5,3	7,7	1,3	0,3	
		GR+S	4,2	2,5	41,0	5,7	7,4	1,3	2,0	
	NI: OS	RG	3,7	1,9	70,8	9,2	7,0	1,2	0,5	
		RG+S	3,7	1,8	71,0	9,6	6,0	1,2	2,5	
		GR	3,8	2,3	50,0	7,0	7,6	1,3	0,5	
		GR+S	3,9	2,4	54,9	8,0	6,3	1,3	4,5	
	BW: HOH	RG	2,7	1,4	38,8	6,4	6,8	0,8	0,2	
		RG+S	2,4	1,3	42,3	6,0	5,8	0,9	1,4	
		GR	5,1	2,8	56,3	7,5	7,8	1,7	0,3	
		GR+S	4,9	2,6	67,8	8,9	6,2	1,6	4,3	
2020	SH: HS	RG	3,7	2,1	71,8	8,7	7,8	1,6	0,5	
		RG+S	3,6	2,0	85,4	10,4	3,9	1,5	4,3	
		GR	4,1	2,3	33,8	4,6	7,8	1,3	0,3	
		GR+S	3,8	2,3	44,3	5,9	5,5	1,1	3,8	
	SH: GH	RG	3,7	2,0	72,2	8,9	7,6	1,4	0,5	
		RG+S	3,7	2,1	70,8	8,9	4,8	1,4	3,4	
		GR	4,0	2,3	55,5	7,0	7,6	1,4	0,4	
		GR+S	4,1	2,3	49,5	6,4	5,5	1,1	3,9	
	NI: OS	RG	4,1	2,2	73,8	8,6	7,7	1,5	0,6	
		RG+S	3,9	2,1	71,0	9,0	6,4	1,5	3,2	
	BW: HOH	RG	2,3	1,3	41,2	5,7	6,8	0,9	0,3	
		RG+S	2,4	1,3	43,1	6,0	5,9	0,9	1,4	
		GR	5,0	2,7	62,7	8,1	7,7	1,6	0,8	
		GR+S	4,9	2,7	70,3	8,9	6,1	1,6	4,2	
	2021	SH: GH	RG	3,8	2	56,0	6,9	7,4	0,9	0,3
			RG+S	4,0	2,1	58,5	7,4	6,6	1,2	1,8
GR			5,1	3,0	40,1	5,4	7,6	1,5	0,3	
GR+S			5,0	2,9	38,6	5,4	7,7	1,2	1,1	
NI: OS		RG	3,9	2,2	75,5	10,6	7,3	1,2	0,6	
		RG+S	3,5	2,2	73,2	10,7	5,9	1,1	2,9	
BW: HOH		RG	2,5	1,4	40,0	6,0	6,8	0,9	0,2	
		RG+S	2,4	1,3	42,8	6,0	5,8	0,9	1,4	
	GR	5,0	2,7	59,5	7,8	7,7	1,7	0,6		
	GR+S	4,9	2,6	69,1	8,9	6,1	1,6	4,2		

Tabelle A 2: Ausgewählte Eigenschaften der Substrate Rindergülle (RG) und Gärreste (GR) im Dauergrünland: Mittlere Gehalte für Gesamtstickstoff (N_t), Ammonium (NH₄⁺-N), Gesamtkohlenstoff (C_t), Trockensubstanzgehalt, pH-Wert, Phosphor (P₂O₅) und Schwefel (S) beider Kampagnen für die jeweiligen Standorte und Versuchsjahre.

Dauergrünland									
Versuchsjahr	Standort	Substrat	N _t	NH ₄ ⁺ -N	C _t	TS	pH	P ₂ O ₅	S
			kg m ⁻³	kg m ⁻³	kg m ⁻³	%	CaCl ₂	kg m ⁻³	kg m ⁻³
2019	SH: HO	RG	3,6	1,8	63,9	7,7	7,9	1,3	0,5
		RG+S	3,6	1,9	64,3	7,8	6,1	1,3	2,0
	SH: BRE	RG	3,6	1,9	65,4	8,0	7,7	1,3	0,5
		RG+S	3,7	1,9	68,2	8,1	6,0	1,3	2,2
	NI: OS	RG	3,9	1,9	75,0	9,9	6,9	1,3	0,5
		RG+S	3,7	2,0	75,7	9,8	6,0	1,3	2,7
BW: HOH	RG	2,7	1,4	38,8	6,4	6,8	0,8	0,2	
	RG+S	2,4	1,3	42,3	6,0	5,8	0,9	1,4	
2020	SH: HO	RG	3,6	2,0	66,7	8,1	7,3	1,5	0,5
		RG+S	3,6	2,0	68,3	8,5	5,4	1,4	2,7
	SH: BRE	RG	4,0	2,1	68,0	8,3	7,6	1,6	0,8
		RG+S	3,7	2,0	70,5	8,7	5,8	1,5	2,5
	NI: OS	RG	3,8	1,8	74,7	8,6	7,0	1,5	0,6
		RG+S	3,8	1,9	72,6	8,8	6,2	1,5	2,6
BW: HOH	RG	2,3	1,3	41,2	5,7	6,8	0,9	0,3	
	RG+S	2,4	1,3	43,1	6,0	5,9	0,9	1,4	
2021	SH: HO	RG	4,0	2,1	57,3	7,0	7,2	1,2	0,3
		RG+S	3,7	2,1	59,6	7,5	5,1	1,2	3,1
	NI: OS	RG	3,9	2,2	75,5	10,6	7,3	1,2	0,6
		RG+S	3,6	2,1	75,3	10,9	6,3	1,2	2,5
	BW: HOH	RG	2,5	1,4	40,0	6,0	6,8	0,9	0,2
		RG+S	2,4	1,3	42,8	6,0	5,8	0,9	1,4

Tabelle A 3: Ausgebrachte Gesamtstickstoffmengen (organisch/mineralisch) der jeweiligen Varianten in der Wintergerste und im Dauergrünland für die einzelnen Versuchsstandorte im Versuchsjahr 2021.

Versuchsjahr	Frucht	Standort	Substrat	Gesamt ausgebrachte Stickstoff Menge
				kg N ha ⁻¹
2021	Wintergetreide	SH: GH	KAS	85
			RG	94
			RG+S	100
			GR	112
			GR+S	110
		NI: OS	RG	79
			RG+S	71
		BW: HOH	KAS	85
			RG	82
			RG+S	78
	Dauergrünland	SH: HO	GR	85
			GR+S	83
			KAS	100
		NI: OS	RG	119
RG+S	111			
BW: HOH	RG	79		
	RG+S	73		
	KAS	100		
			RG	92
			RG+S	87

Tabelle A 4: Vergärungssubstrate der Biogasgärreste der drei Versuchsregionen.

Biogasgärreste	SH	LS	BW
Substrate	Anteile in %		
Maissilage	51	11	65
Grassilage	0	3	1
Triticale GPS	8	0	2
Rindergülle	29	81	15
Schweinegülle	13	0	15
Mist	0	3	0
Futterreste	0	2	0
Hähnchenmist/Hühnertrockenkot	0	0	2

Tabelle A 5: Bewirtschaftungsmaßnahmen im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.

Standort	Versuchsjahr	Datum	Bewirtschaftungsmaßnahmen im Winterweizen
SH:HS	2019	27.09.2018	Aussaat Winterweizen - <i>Porthus</i> - 270 Körner m ⁻²
		03.04.2019	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
		23.04.2019	Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
		27.05.2019	Zwischenernte GPB
		29.05.2019	Düngung 3 (KAS)
		26.07.2019	Ernte
		03.09.2019	Bodenbearbeitung - Grubber (15 cm)
		21.09.2019	Bodenbearbeitung - Pflug (28 cm)
		21.09.2019	Bodenbearbeitung - Kreiselegge (4 cm)
	21.09.2019	Aussaat Wintergerste - <i>Kosmos</i> - 260 Körner m ⁻²	
	2020	20.09.2019	Aussaat Winterweizen - <i>Talent</i> - 270 Körner m ⁻²
		24.03.2020	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
		21.04.2020	Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
		28.05.2020	Zwischenernte GPB
		03.06.2020	Düngung 3 (KAS)
		30.07.2020	Ernte
		21.08.2020	Bodenbearbeitung - Grubber (15 cm)
		17.09.2020	Bodenbearbeitung - Pflug (28 cm)
17.09.2020		Aussaat Wintergerste - <i>Orbit</i> - 260 Körner m ⁻²	
SH:LAG	2019	01.10.2018	Aussaat Winterweizen - <i>Porthus</i> - 300 Körner m ⁻²
		10.04.2019	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
		06.05.2019	Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
		23.05.2019	Zwischenernte GPB
		24.05.2019	Düngung 3 (KAS)
		24.07.2019	Ernte
		23.08.2019	Bodenbearbeitung - Grubber (20 cm)
		02.10.2019	Aussaat Wintergerste - <i>Higgins</i> - 300 Körner m ⁻²
SH:GH	2020	25.10.2019	Aussaat Winterweizen - <i>Porthus</i> - 380 Körner m ⁻²
		01.04.2020	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
		28.04.2020	Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
		28.05.2020	Zwischenernte GPB
		03.06.2020	Düngung 3 (KAS)
		04.08.2020	Ernte
		11.08.2020	Bodenbearbeitung - Tiefenmeißel (40 cm)
		15.08.2020	Bodenbearbeitung - Grubber (15 cm)
		21.09.2020	Bodenbearbeitung - Grubber (25 cm)
	22.09.2020	Aussaat Wintergerste - <i>Meridian</i> - 265 Körner m ⁻²	
2021	02.03.2021	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)	

NI:OS	2019	12.09.2018	Bodenbearbeitung - Grubber (20 cm)
		06.10.2018	Aussaat Winterweizen - <i>Tobak</i> - 320 Körner m ⁻²
		25.03.2019	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
		23.04.2019	Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
		06.05.2019	Zwischenernte GPB
		10.05.2019	Düngung 3 (KAS)
		17.07.2019	Ernte
		02.08.2019	Bodenbearbeitung - Scheibenegge (4 cm)
		04.09.2019	Bodenbearbeitung - Grubber (12 cm)
		13.09.2019	Bodenbearbeitung - Pflug (25 cm)
		13.09.2019	Aussaat Wintergerste - <i>Joker</i> - 190 Körner m ⁻²
	2020	29.07.2019	Bodenbearbeitung - Kurzscheibenegge (5 cm)
		24.09.2019	Bodenbearbeitung - Kurzscheibenegge (5 cm)
		24.10.2019	Aussaat Winterweizen - <i>Informer</i> - 330 Körner m ⁻²
		31.03.2020	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
		28.04.2020	Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
		03.06.2020	Zwischenernte GPB
		05.06.2020	Düngung 3 (KAS)
		31.07.2020	Ernte
		07.08.2020	Bodenbearbeitung - Kurzscheibenegge (5 cm)
		02.09.2020	Bodenbearbeitung - Flachgrubber (5 cm)
20.09.2020		Bodenbearbeitung - Tiefgrubber (25 cm)	
2021	29.09.2020	Aussaat Wintergerste - <i>Joker</i> - 250 Körner m ⁻²	
	08.03.2021	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)	
BW:HOH	2019	19.10.2018	Mulchen
		22.10.2018	Aussaat Winterweizen - <i>Apostel</i> - 350 Körner m ⁻²
		08.04.2019	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
		14.05.2019	Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
		01.07.2019	Zwischenernte GPB
		08.08.2019	Ernte
		12.08.2019	Bodenbearbeitung - Grubber (6 cm)
		29.08.2019	Bodenbearbeitung - Grubber (6 cm)
		25.09.2019	Bodenbearbeitung - Pflug (25 cm) & Kreiselegge (4 cm)
		25.09.2019	Aussaat Wintergerste - <i>Sandra</i> - 300 Körner m ⁻²
		2020	02.08.2019
	05.09.2019		Bodenbearbeitung - Grubber (6 cm)
	02.10.2019		Bodenbearbeitung - Pflug (25cm) & Kreiselegge (4 cm)
	02.10.2019		Aussaat Winterweizen - <i>Informer</i> - 330 Körner m ⁻²
	19.03.2020		Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)
	21.04.2020		Düngung 2 (Gülle, Gärrest, KAS)
	30.06.2020		Zwischenernte GPB
	27.07.2020		Ernte
	02.08.2020		Bodenbearbeitung - Grubber (6 cm)
	09.09.2020		Bodenbearbeitung - Grubber (6 cm)
	01.10.2020		Bodenbearbeitung - Pflug (25 cm) & Kreiselegge (4 cm)
	2021	01.10.2020	Aussaat Wintergerste - <i>California</i> - 300 Körner m ⁻²
		24.03.2021	Düngung 1 (Gülle, Gärrest, KAS)

*Grunddüngung und Pflanzenschutzmaßnahmen sind nicht gelistet

Tabelle A 6: Bewirtschaftungsmaßnahmen im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre.

Standort	Versuchsjahr	Datum	Bewirtschaftungsmaßnahmen im Dauergrünland
SH:BRE	2019	25.03.2019	Düngung 1 (Gülle, KAS)
		14.05.2019	Ernte - 1. Schnitt
		20.05.2019	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		21.06.2019	Ernte - 2. Schnitt
		28.06.2019	Düngung 3 (KAS)
		25.07.2019	Ernte - 3. Schnitt
		13.09.2019	Ernte - 4. Schnitt
		25.10.2019	Ernte - 5. Schnitt
	2020	31.03.2020	Düngung 1 (Gülle, KAS)
		12.05.2020	Ernte - 1. Schnitt
		02.06.2020	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		22.06.2020	Ernte - 2. Schnitt
		06.07.2020	Düngung 3 (KAS)
		12.08.2020	Ernte - 3. Schnitt
		22.09.2020	Ernte - 4. Schnitt
		22.10.2020	Ernte - 5. Schnitt
SH:HO	2019	01.04.2019	Düngung 1 (Gülle, KAS)
		13.05.2019	Ernte - 1. Schnitt
		28.05.2019	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		18.06.2019	Ernte - 2. Schnitt
		21.06.2019	Düngung 3 (KAS)
		25.07.2019	Ernte - 3. Schnitt
		12.09.2019	Ernte - 4. Schnitt
		30.10.2019	Ernte - 5. Schnitt
	2020	23.03.2020	Düngung 1 (Gülle, KAS)
		20.05.2020	Ernte - 1. Schnitt
		03.06.2020	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		22.06.2020	Ernte - 2. Schnitt
		29.06.2020	Düngung 3 (KAS)
		28.07.2020	Ernte - 3. Schnitt
15.09.2020		Ernte - 4. Schnitt	
05.11.2020	Ernte - 5. Schnitt		
2021	01.03.2021	Düngung 1 (Gülle, KAS)	
NI:OS	2019	01.04.2019	Düngung 1 (Gülle, KAS)
		06.05.2019	Ernte - 1. Schnitt
		20.05.2019	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		14.06.2019	Ernte - 2. Schnitt
		25.06.2019	Düngung 3 (KAS)
		08.08.2019	Ernte - 3. Schnitt
		03.10.2019	Ernte - 4. Schnitt
		07.04.2020	Düngung 1 (KAS)
	2020	06.05.2020	Ernte - 1. Schnitt
		18.05.2020	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		11.06.2020	Ernte - 2. Schnitt
		23.06.2020	Düngung 3 (Gülle, KAS)
		12.07.2020	Ernte - 3. Schnitt
		07.09.2020	Ernte - 4. Schnitt
2021	08.03.2021	Düngung 1 (KAS)	

BW:HOH	2019	20.03.2019	Düngung 1 (Gülle, KAS)
		15.05.2019	Ernte - 1. Schnitt
		23.05.2019	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		16.07.2019	Ernte - 2. Schnitt
		14.10.2019	Ernte - 3. Schnitt
	2020	16.03.2020	Düngung 1 (Gülle, KAS)
		18.05.2020	Ernte - 1. Schnitt
		20.05.2020	Düngung 2 (Gülle, KAS)
		28.07.2020	Ernte - 2. Schnitt
		20.10.2020	Ernte - 3. Schnitt
	2021	03.03.2021	Düngung 1 (Gülle, KAS)

*Grunddüngung und Pflanzenschutzmaßnahmen sind nicht gelistet

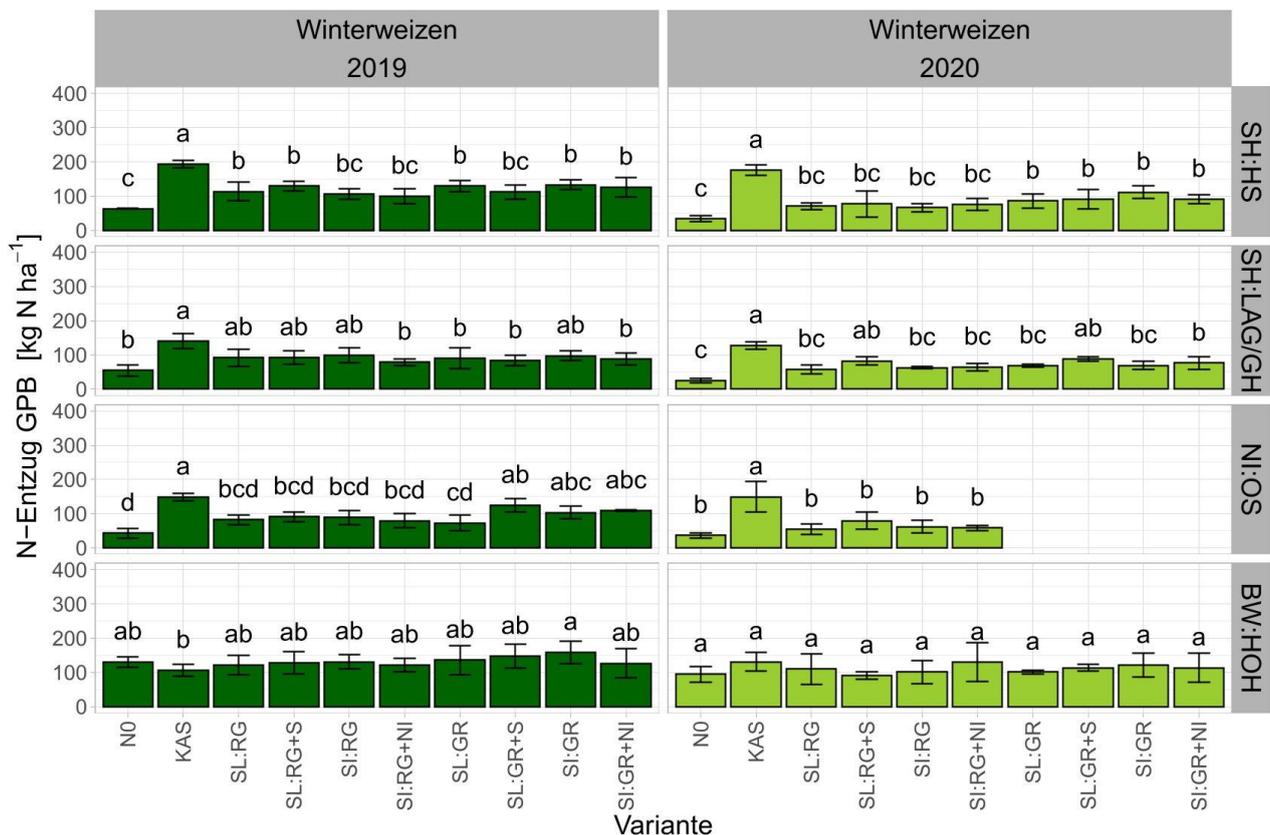


Abbildung A 1: Mittlerer N-Entzug der Ganzpflanzenbeprobung (GPB) der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngevarianten je Standort und Jahr.

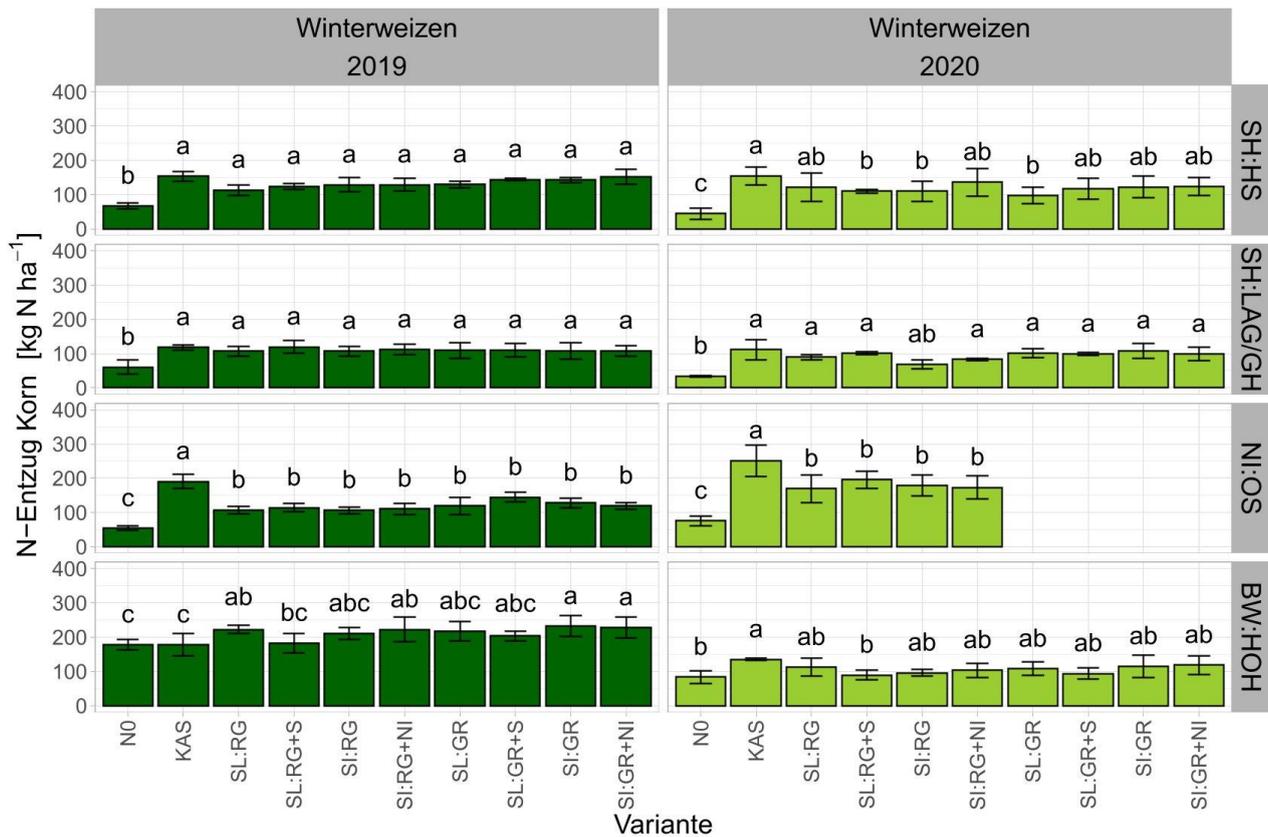


Abbildung A 2: Mittlerer N-Entzug im Korntrag der Gülle- und Gärrest-, N0- und KAS-Varianten im Winterweizen der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert \pm Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngervarianten je Standort und Jahr.

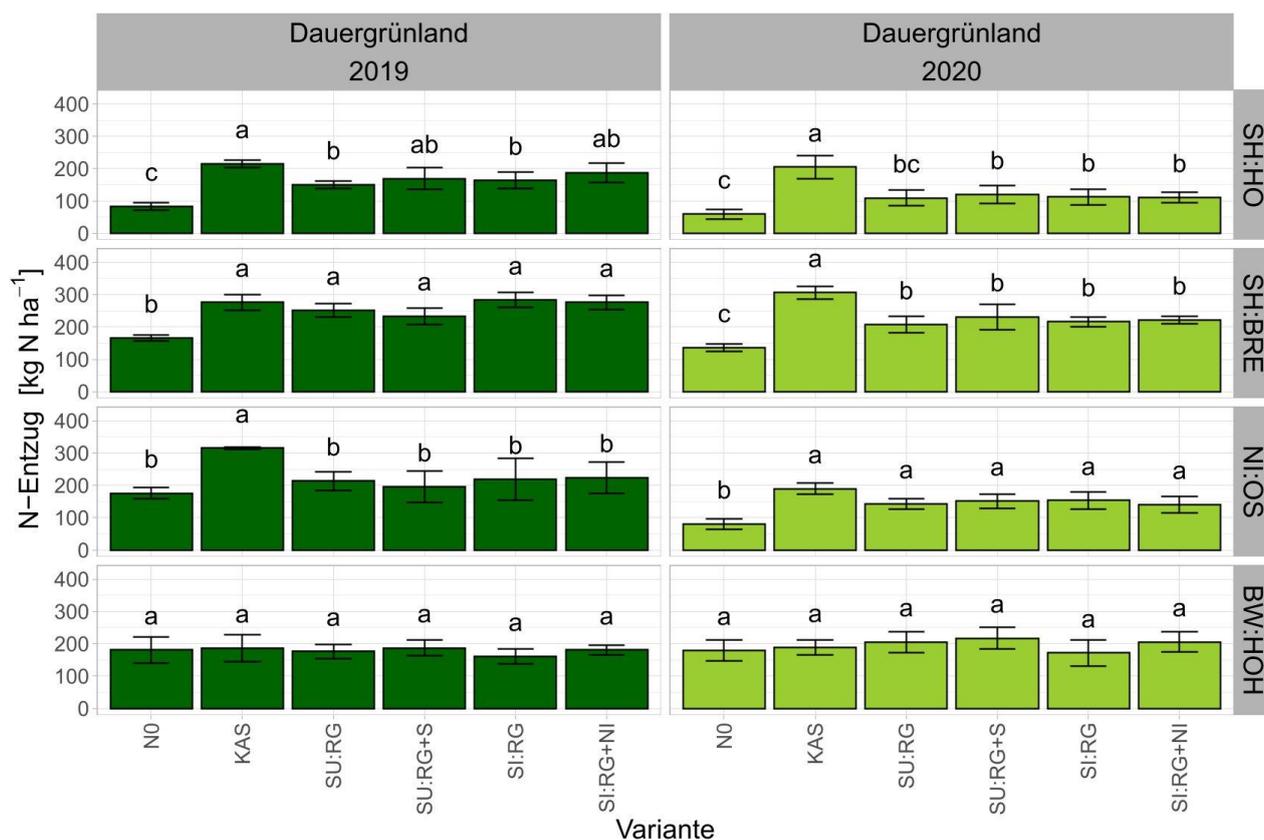


Abbildung A 3: Mittlerer N-Entzug (Summe der Schnitte) der Gülle-, N0- und KAS-Varianten im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngervarianten je Standort und Jahr.

Tabelle A 7: Apparente N-Nutzungseffizienz (aNUE) verschiedener Gülleausbringungsverfahren und von KAS aus Basis der N-Entzüge der ersten beiden Schnitte im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte und Versuchsjahre (Mittelwert ± Standardabweichung). Unterschiedliche Kleinbuchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Düngervarianten je Standort und Jahr.

Standort	Versuchsjahr	Variante				
		KAS	SU:RG	SU:RG+S	SI:RG	SI:RG+NI
		%aNUE				
SH:HO	2019	30±8 ^a	10±4 ^b	17±7 ^{ab}	12±5 ^b	18±6 ^{ab}
SH:BRE		23±16 ^{ab}	27±12 ^a	9±17 ^b	19±20 ^{ab}	22±17 ^{ab}
NI:OS		33±15 ^a	12±23 ^b	5±12 ^b	6±22 ^b	-3±16 ^b
BW:HOH		16±14 ^a	-16±30 ^b	22±22 ^a	-21±24 ^b	18±19 ^a
SH:HO	2020	33±12 ^b	6±5 ^b	12±6 ^b	8±7 ^b	9±5 ^b
SH:BRE		36±20 ^a	4±15 ^b	7±17 ^b	5±10 ^b	15±10 ^b
NI:OS		13±6 ^a	1±3 ^a	7±4 ^a	4±3 ^a	3±3 ^a
BW:HOH		25±22 ^a	-26±27 ^b	32±36 ^a	-26±34 ^b	35±33 ^a

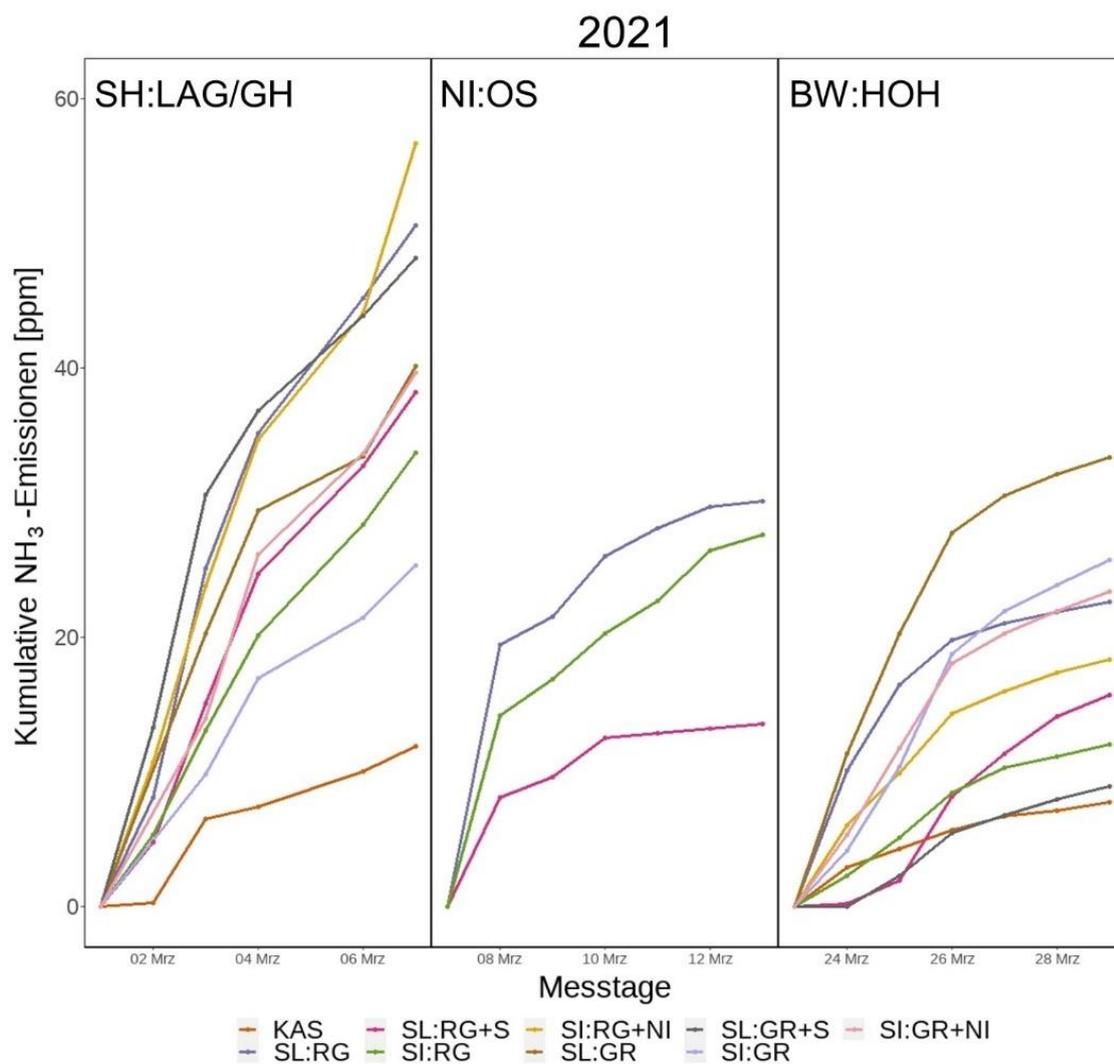


Abbildung A 4: Mittlere kumulative NH₃-Emissionen nach der Gülle- bzw. KAS-Applikation in der Wintergerste der jeweiligen Versuchsstandorte im Zeitverlauf (1. Applikation).

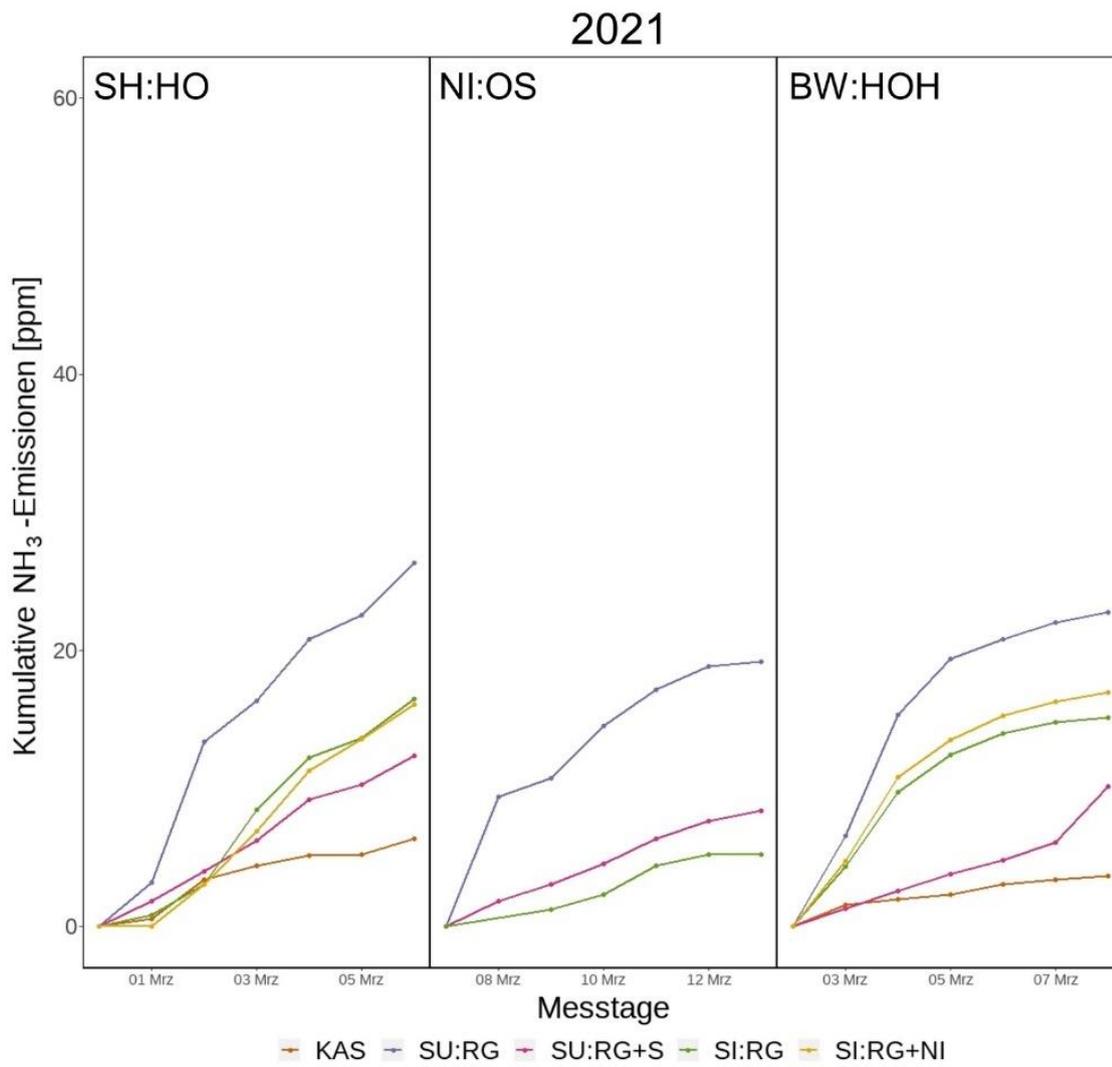


Abbildung A 5: Mittlere kumulative NH₃-Emissionen nach der Gülle- bzw. KAS-Applikation im Dauergrünland der jeweiligen Versuchsstandorte im Zeitverlauf (1. Applikation).

