

Quantifizierung der Klimawirkung von Recyclingdüngern und Pflanzenkohle in biologischen Anbausystemen (GHG-Recycle4Bio)





Datum: 23.5.2022

Ort: Bern

Auftraggeberin:

Bundesamt für Energie BFE
Forschungsprogramm Bioenergie
CH-3003 Bern
www.bfe.admin.ch
energieforschung@bfe.admin.ch

und:

Bundesamt für Umwelt BAFU
Abteilung Klima
CH-3003 Bern
www.bafu.admin.ch

Auftragnehmer/in:

FiBL, Forschungsinstitut für Biologischen Landbau
CH-5070 Frick
www.fibl.org

HAFL, Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften
CH-3052 Zollikofen
www.bfh.ch

Autor/in:

Else Bünemann-König, Forschungsinstitut für Biologischen Landbau, else.buenemann@fibl.org
mit Norah Efosa, Hans-Martin Krause und Maïke Krauss (FiBL)

BFE-Bereichsleitung:	Sandra Hermle, sandra.hermle@bfe.admin.ch
BFE-Programmleitung:	Sandra Hermle, Leiterin Energieforschung, s.o.
BFE-Vertragsnummer:	SI/501678-01

BAFU-Projektleitung:	Michael Bock, michael.bock@bafu.admin.ch
BAFU-Vertragsnummer:	17.0083.PJ / R041-0327

Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die Autoren dieses Berichts verantwortlich.

Zusammenfassung

Ziel des Projekts GHG-Recycle4Bio war es, die Emissionen von Lachgas (N_2O), Methan (CH_4) und Ammoniak (NH_3) nach Ausbringung flüssiger organischer Dünger mit und ohne Pflanzenkohle quantitativ über 2.5 Jahre im Feld zu erfassen und das Prozessverständnis durch begleitende Untersuchungen zu verbessern. Die Messkampagne in einem Feldversuch in Wallbach (AG) lief von Mai 2018 bis Juli 2020 und wurde von Juli bis Dezember 2020 auf eigene Kosten weitergeführt, mit Ausnahme der NH_3 -Messungen.

Die Emissionen von N_2O und CH_4 wurden während der vier Kulturen (Mais, Weizen, Gerste und Futtergras) im Messzeitraum in hoher zeitlicher Auflösung mittels Kammer-System gemessen. Ebenso wurden als Begleitparameter regelmässig Bodenfeuchte und –temperatur, mineralischer Stickstoff und sporadisch pH und leicht-löslicher Kohlenstoff (POXC) in Bodenproben bestimmt. Im Mais (159 Tage) wurden im Zusammenhang mit dem Wiesenumbau und aussergewöhnlich hohen Temperaturen im Frühjahr die höchsten N_2O -Emissionen, insgesamt um die $4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$, gemessen. Geringere kumulative N_2O -Emissionen wurden im Weizen (ca. $0.4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$; 364 Tage) und in der Gerste ($< 0.1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$; 279 Tage) gefunden. Im Futtergras waren die N_2O -Emissionen (ca. $0.6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ 175 Tage;) höher als in Weizen und Gerste, jedoch niedriger als im Mais. Im Futtergras fanden die Düngerausbringungen im Spätsommer und Herbst statt, weshalb die hohen Emissionen mit warmen Temperaturen erklärt werden können. Im Weizen waren die Emissionen in den Verfahren mit landwirtschaftlicher Biogasgülle signifikant höher als in der ungedüngten Kontrolle. Abgesehen davon traten keine signifikanten Verfahrensunterschiede auf.

Der mineralische Stickstoff im Boden lag in den Verfahren mit den flüssigen organischen Düngern meist zwischen der mineralisch gedüngten und der ungedüngten Kontrolle. Eine Zeitreihenanalyse zeigte, dass die Nitratgehalte im Boden in allen Kulturen bis auf die Gerste ausschlaggebend für die N_2O -Emissionen waren. Bodenfeuchte und Bodentemperatur beeinflussten die Emissionen signifikant in Weizen, Mais und Gerste, nicht jedoch im Futtergras. Hier schienen Temperatur und Feuchte im Boden nicht als limitierende Faktoren aufzutreten.

Die Emissionen am Tag der Düngerausbringung wurden erstmals im Frühjahr 2020 und als Wiederholung im Herbst 2020 gemessen. Die N_2O -Emissionen lagen dabei im Bereich der sonst gemessenen Werte. Dagegen wurden jeweils direkt nach der Düngerausbringung hohe CH_4 -Emissionsraten aus allen flüssigen organischen Düngern beobachtet, die durch die Pflanzenkohleanwendung noch einmal um das 3-4-fache verstärkt wurden. Es bleibt ungeklärt, ob jene CH_4 -Emissionen aus den Düngern stammen oder bodenbürtig sind und wie lange die CH_4 -Spitzen nach der Düngerausbringung anhalten. Die Gesamt- CH_4 -Emission wurde deshalb ohne die Messzeitpunkte unmittelbar nach der Düngerausbringung berechnet und ist so über alle Verfahren und Kulturen negativ. Kumulativ wurden (unter der Annahme, dass die hohen CH_4 Emissionen aus dem Dünger direkt stammen) etwa $3\text{-}4 \text{ kg CH}_4$ über den gesamten Zeitraum in den Boden aufgenommen, ohne Unterschiede zwischen den Verfahren.

Die Messungen der NH_3 -Verflüchtigung mit einem automatisierten Säurefallenmesssystem im Feld ergaben NH_3 -Verluste in Höhe von etwa 30% des insgesamt ausgebrachten Ammonium-Stickstoffs bei Rindergülle und etwa 40% bei vergorenen Düngern. Die Werte sind im Vergleich zu bisherigen Studien hoch, was mit den spezifischen Rahmenbedingungen in unserem Versuch weitgehend zu erklären ist. Hervorzuheben sind die relativen Unterschiede zwischen vergorenen Düngern und Rindergülle, welche zeigen, dass insbesondere bei Düngern aus der Vergärung ein optimiertes Management bei der Ausbringung angewendet werden sollte. Bisher wurden sehr wenige Studien zu NH_3 -Emissionen von nicht-landwirtschaftlichen Gärresten durchgeführt. Unsere Ergebnisse leisten somit einen wertvollen Beitrag für die Abschätzung von NH_3 -Emissionen als Grundlage für Emissionsinventare.

Ein Säulenexperiment zur Untersuchung der den N_2O -Emissionen zugrundeliegenden Mechanismen wurde im Herbst 2020 abgeschlossen. Dabei wurde auch eine mögliche Interaktion zwischen Düngern, Pflanzenkohle und einem Nitrifikationsinhibitor untersucht. Der Nitrifikationsinhibitor verringerte die N_2O -Emissionen in diesem Versuch, während die Pflanzenkohle keinen eindeutigen Effekt zeigte. In einer Masterarbeit wurden zudem die Abundanzen funktioneller mikrobieller Gene in diesem Experiment quantifiziert (Dallo 2021).

Zusammen mit den Ergebnissen aus dem Projekt Recycle4Bio zeigen unsere Daten, dass für die N-Bilanz bei Ausbringung von flüssigen organischen Düngern die NH_3 -Verluste besonders kritisch sind, während die N_2O -Emissionen weniger düngerabhängig sind, sondern eher durch Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und abiotische Faktoren gesteuert werden. Bei CH_4 besteht noch Forschungsbedarf zu den Prozessen und einer möglichen Interaktion zwischen flüssigen organischen Düngern und Pflanzenkohle.

Résumé

Le projet GHG-Recycle4Bio vise à quantifier les émissions de protoxyde d'azote (N_2O), de méthane (CH_4) et d'ammoniac (NH_3) après l'épandage d'engrais organiques liquides +/- charbon végétal sur le terrain pendant deux ans et demi et à mieux comprendre les processus sous-jacents grâce à des analyses complémentaires. La période de mesures d'un essai sur le terrain à Wallbach (AG) s'est étendue de mai 2018 à juillet 2020 et a été poursuivie à nos propres frais de juillet à décembre 2020, à l'exception des mesures de NH_3 .

Les émissions de N_2O et de CH_4 ont été mesurées en continu lors des quatre cultures (maïs, blé, orge et graminée fourragère) de la période de mesures. De même, des paramètres associés ont été déterminés régulièrement: l'humidité et la température du sol, la teneur du sol en azote minéral et, sporadiquement, le pH et le carbone facilement oxydable (POXC). Les émissions de N_2O les plus élevées, au total environ $4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$, ont été mesurées dans le maïs et étaient liées au retournement de la prairie et à des températures exceptionnellement élevées au printemps. De plus faibles émissions cumulées de N_2O ont été enregistrées dans le blé (environ $0.4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) et l'orge ($< 0.1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$). Dans la graminée fourragère, les émissions de N_2O (environ $0.6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$) étaient supérieures à celles du blé et de l'orge, mais inférieures à celles du maïs. Dans cette culture, les épandages d'engrais ont eu lieu à la fin de l'été et à l'automne, et les émissions s'expliquent par des températures chaudes. Dans le blé, les émissions étaient significativement plus élevées dans les parcelles fertilisées avec des digestats de biogaz agricole que dans le témoin non fertilisé. À part cela, il n'y a pas eu de différences significatives entre les procédés.

La teneur en azote minéral dans les parcelles fertilisées avec des engrais organiques liquides se situait le plus souvent entre celle des parcelles fertilisées avec des engrais minéraux et celle du témoin non fertilisé. Une analyse des séries temporelles a montré que les teneurs en nitrate du sol étaient déterminantes pour les émissions de N_2O dans toutes les cultures, à l'exception de l'orge. L'humidité et la température du sol ont influé sur les émissions dans le blé, le maïs et l'orge, mais pas dans la graminée fourragère. Dans cette dernière culture, la température et l'humidité du sol semblent ne pas être des facteurs limitants.

Les émissions le jour de l'épandage des engrais ont été mesurées pour la première fois au printemps 2020, puis à l'automne 2020. Les émissions de N_2O se situaient alors dans la marge des valeurs habituellement mesurées. En revanche, des taux élevés d'émissions de CH_4 ont été observés immédiatement après l'épandage pour toutes les parcelles fertilisées avec des engrais organiques liquides; ces valeurs ont été multipliées par 3 ou 4 par l'apport de charbon végétal. On ne sait pas si ces émissions de CH_4 proviennent des engrais ou du sol, ni combien de temps durent les pics de CH_4 après l'épandage des engrais. Les émissions totales de CH_4 ont donc été calculées sans tenir compte des mesures effectuées immédiatement après l'épandage des engrais et elles étaient négatives pour tous les procédés et dans toutes les cultures. Au total, environ 3 à 4 kg de CH_4 ont été absorbés par le sol sur l'ensemble de la période, sans différence entre les procédés.

Les mesures de la volatilisation du NH_3 à l'aide d'un système automatisé de pièges à acide sur le terrain ont montré que les émissions de NH_3 s'élevaient à environ 30% de l'azote ammoniacal total apporté pour le lisier de bovins et à environ 40% pour les engrais organiques liquides issus de la digestion anaérobie. Ces valeurs sont élevées par rapport aux études précédentes, ce qui s'explique en grande partie par les conditions cadres spécifiques de notre essai. Il convient de souligner les différences relatives entre les engrais organiques liquides issus de la digestion anaérobie et le lisier de bovins, qui montrent qu'une gestion optimisée devrait être appliquée lors de l'épandage, en particulier pour les engrais issus de la digestion anaérobie. À ce jour, très peu d'études ont été menées sur les émissions de NH_3 des digestats non agricoles. Nos résultats apportent donc une contribution précieuse à l'estimation des émissions de NH_3 comme base pour les inventaires d'émissions.

Une expérience en colonne visant à étudier les mécanismes sous-jacents aux émissions de N_2O a été achevée avec succès à l'automne 2020. Cette expérience portait également sur une éventuelle interaction entre les engrais, le charbon végétal et un inhibiteur de nitrification. L'inhibiteur de nitrification a réduit les émissions de N_2O dans cette expérience, tandis que le charbon végétal n'a pas eu d'effet clair. Par ailleurs, un mémoire de master a permis de quantifier l'abondance des gènes microbiens fonctionnels dans cette expérience (Dallo, 2021).

Les résultats du projet Recycle4Bio et nos données montrent que pour le bilan d'azote lors de l'épandage d'engrais organiques liquides, les pertes de NH_3 sont particulièrement critiques, tandis que les émissions de N_2O dépendent moins des engrais, mais sont plutôt influencées par le travail du sol, la rotation des cultures et les facteurs abiotiques. Quant au CH_4 , des études complémentaires sur les processus et une éventuelle interaction entre les engrais et le charbon végétal s'avèrent nécessaires.

Summary

The project GHG-Recycle4Bio aimed at quantifying the emissions of nitrous oxide (N_2O), methane (CH_4) and ammonia (NH_3) after the application of liquid organic fertilizers in the presence or absence of biochar over a time span of 2.5 years in the field and improving the understanding of underlying processes through associated soil analyses. The measuring campaign in a field trial in Wallbach (AG) went from May 2018 to July 2020 and was continued on our own expense until the end of December 2020, except for NH_3 measurements.

Emissions of N_2O and CH_4 were determined during four crops (maize, wheat, barley and forage grass) in high temporal resolution using a static chamber system. Associated soil parameters were obtained regularly, including soil moisture and temperature, soil mineral nitrogen and occasionally pH and easily oxidizable carbon (POXC). The highest N_2O emissions, totaling around $4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$, were measured in maize (159 days) in connection with the previous ley termination and exceptionally high temperatures in spring. Lower cumulative N_2O emissions were found in wheat (about $0.4 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$; 364 days) and barley (about $0.2 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$; 279 days). In forage grass, N_2O emissions (about $0.6 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$; 175 days) were higher than in wheat and barley, but lower than in maize. In forage grass, fertilizer applications occurred in late summer and fall, and high emissions can be explained by warm temperatures. In wheat, the N_2O emissions from anaerobically digested slurry were significantly higher than in the unfertilized control. No other treatment differences were observed.

Soil mineral nitrogen in treatments with liquid organic fertilizers mostly ranged between the mineral fertilized treatment and the unfertilized control. A temporal correlation analysis showed that soil nitrate concentrations determined N_2O emissions in all crops. Soil moisture and soil temperature affected emissions in wheat, maize and barley, but not in forage grass. Here, temperature and moisture did not seem to be limiting factors.

Emissions on the day of fertilization were measured for the first time in spring 2020 and repeated in autumn 2020. Emissions of N_2O were in the same range as on other measuring dates. However, when measuring directly after fertilizer application, high CH_4 emission rates were observed from all liquid organic fertilizers treatments, which increased by a factor of 3-4 through the use of biochar. It remains unresolved if those CH_4 emissions were derived from the fertilizers or the soil, and for how long the peaks continued. Total CH_4 emissions were therefore calculated without measurements on the day of fertilization and were negative in all treatments and crops. Cumulatively, under the assumption that the positive CH_4 emission peaks originated directly from the fertilizers, about 3-4 kg CH_4 were taken up by the soil over the entire duration, without treatment effects.

Measurement of NH_3 volatilization with an automated acid trap system in the field showed that about 30% of the total ammoniacal nitrogen applied was emitted as NH_3 from cattle slurry and about 40% from anaerobically digested liquid organic fertilizers. These values are high compared to previous studies, which can be explained to a large degree by the specific conditions in our experiment. The relative differences between digestates and cattle slurry deserve mentioning and show the need for an optimized application management especially for anaerobically digested liquid organic fertilizers. Until now, only few studies measuring NH_3 emissions from liquid digestates of non-agricultural origin were conducted. Our results are therefore valuable for estimating NH_3 emissions as a basis for emission inventories.

A column experiment for investigating the mechanisms underlying N_2O emissions was successfully completed in autumn 2020. In this experiment, potential interactions between fertilizers, biochar and a nitrification inhibitor were investigated. The nitrification inhibitor reduced N_2O emissions in this experiment, while biochar did not show a clear effect. In addition, abundances of functional microbial genes were quantified in the frame of a MSc thesis (Dallo, 2021).

Together with the results of the project Recycle4Bio, our data show that the N balance is particularly affected by NH_3 losses upon application of liquid organic fertilizers, whereas N_2O emissions are determined less by fertilization than by tillage, crop rotation and abiotic factors. In the case of CH_4 , the

underlying processes and a potential interaction between liquid organic fertilizers and biochar need to be investigated further.

[leere Seite, damit Inhaltsverzeichnis/Kapitel 1 auf ungerader Seite]

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	4
Résumé.....	6
Summary	8
Inhaltsverzeichnis	11
Abkürzungsverzeichnis	12
1 Einleitung	13
2 Ausgangslage	14
2.1 Hintergrund	14
2.2 Projektpartner	15
2.3 Ziele der Arbeit	15
3 Material und Methoden	15
3.1 Standort des Feldversuchs.....	15
3.2 Versuchsdesign	16
3.3 Kulturmassnahmen.....	16
3.4 Düngerausbringung und Düngereigenschaften.....	21
3.5 Feldmessungen von N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen.....	24
3.6 Messkampagnen zu NH ₃ -Emissionen	25
3.7 Begleituntersuchungen.....	27
3.8 Säulenversuch	27
3.9 Begleitgruppe.....	29
4 Ergebnisse	30
4.1 N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen	30
4.2 Begleituntersuchungen.....	37
4.3 Korrelation der N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen mit abiotischen Variablen	39
4.4 NH ₃ -Emissionen	42
4.5 Säulenversuch	46
5 Diskussion.....	49
6 Schlussfolgerungen und Ausblick	51
7 Take home messages	52
8 Publikationen	52
9 Referenzen	54

Abkürzungsverzeichnis

AOA	Archaeen-Ammonium-Monooxygenase
AOB	Bakterien-Ammonium-Monooxygenase
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BFE	Bundesamt für Energie
CH ₄	Methan
FiBL	Forschungsinstitut für Biologischen Landbau
HAFL	Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften
LOCi	Low-Cost Impinger System
N ₂ O	Lachgas
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
N _{min}	verfügbarer, mineralisierter Stickstoff
NO ₃ ⁻	Nitrat
N _{tot}	Gesamtstickstoff
<i>nosZ</i>	Lachgasreduktase
<i>nosZ-II</i>	Lachgasreduktase
POXC	labiler Kohlenstoff (permanganate oxidisable carbon)
SEM	Standardfehler (standard error of the mean)
TAN	Gesamter Ammoniumstickstoff
WFPS	Porenwassergehalt (water-filled pore space)

1 Einleitung

Traditionell machen Hofdünger wie Gülle und Mist etwa die Hälfte der Stickstoffeinträge in die schweizerische Pflanzenproduktion aus (Spiess, 2011). Recyclingdünger wie Biogasgülle, Gärgut und Kompost bieten die Möglichkeit, Energie zu gewinnen und zugleich Nährstoffkreisläufe zu schliessen. Die anfallenden Mengen biogener Abfälle aus kommunaler Sammlung, Industrie und Gartenbau steigen in der Schweiz seit Jahren an. Dabei nimmt der Anteil biogener Abfälle, die in Biogasanlagen eine Vergärung oder Co-Vergärung durchlaufen, stark zu (Mandaliev and Schleiss, 2016).

Im biologischen Landbau werden keine mineralischen Stickstoffdünger eingesetzt. Es gibt Hinweise, dass Recyclingdünger helfen können, die Ertragslücke zwischen biologischen und konventionellen Betrieben zu verringern und die Stickstoff- und Ressourceneffizienz zu erhöhen (Kupper and Fuchs, 2007; Mayer and Mäder, 2016). Da es in der Schweiz bisher keine mehrjährigen Feldversuche mit neuen Recyclingdüngern wie festen und flüssigen Gärresten aus Abfallstoffen oder mit Biogasgülle gibt, sind Ertragswirkung, Stickstoffausnutzung, Auswirkungen auf die Bodenqualität sowie Klima- und Umweltwirkung jedoch nur unzureichend bekannt.

Die Stickstoffbilanz der gesamtschweizerischen Landwirtschaft zeichnet sich durch einen hohen jährlichen Überschuss von etwa 100 kg N ha⁻¹ aus (Spiess, 2011). Weil davon nur ein geringer Teil im Boden zurückgehalten wird, gelangt das meiste durch Nitratauswaschung, NH₃-Verflüchtigung und Denitrifikation in die Umwelt und verursacht dort Schäden durch Eutrophierung, saure Deposition und Klimawirkung. Die 2008 veröffentlichten Umweltziele Landwirtschaft sind hinsichtlich Stickstoff bislang nicht erreicht worden, wobei für die Pflanzenproduktion der Hauptansatzpunkt beim Düngermanagement gesehen wird (Bundesrat, 2016).

Auch die Ziele im Klimaschutz werden im Bereich der Landwirtschaft kaum erreicht. Anthropogen verursachte Treibhausgasemissionen werden dabei als wichtige Ursache für die fortschreitende Erderwärmung angesehen. Ein Grossteil der Emissionen von N₂O stammt aus der Landwirtschaft (Abbildung 1). Rund 60% der anthropogenen N₂O Emissionen verteilen sich etwa zu gleichen Teilen auf direkte Emissionen entweder aus gedüngten Feldern oder aus der Tierhaltung (Hofdüngermanagement) sowie auf indirekte Emissionen aus natürlichen Ökosystemen, die mit reaktiven N-Formen angereichert wurden (Syakila and Kroeze, 2011). Beim Treibhausgas CH₄ sind die Hauptquellen in der Schweiz die Haltung von Wiederkäuern. Nach der Ausbringung von organischen Düngern wie z.B. Gülle treten jedoch CH₄-Emissionen (Krauss *et al.*, 2017b) und Emissionen von NH₃ auf. NH₃ ist kein Treibhausgas, aber ein wichtiger Verursacher von indirekten N₂O-Emissionen durch Eutrophierung natürlicher Ökosysteme. Auch trägt die Deposition von NH₃ zur Versauerung bei.

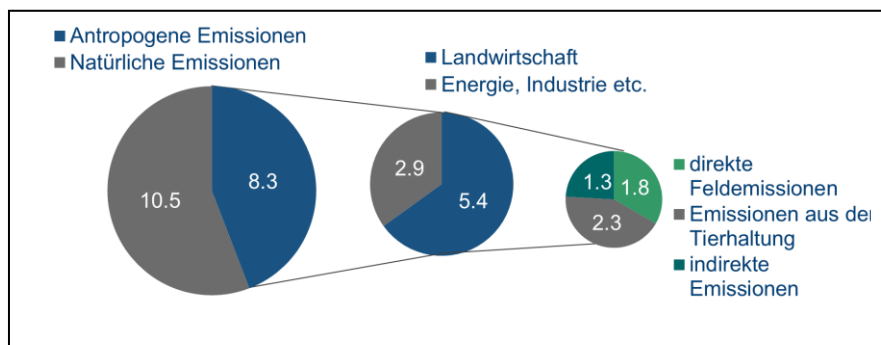


Abbildung 1: Quellen globaler N₂O-Emissionen (Tg N yr⁻¹) im Jahr 2006 (Syakila and Kroeze, 2011)

Potentiale zur Verringerung von N_2O -, CH_4 - und NH_3 -Emissionen im Pflanzenbau ergeben sich primär aus einer geeigneten Düngestrategie, die die Kulturpflanzen zum richtigen Zeitpunkt ausreichend ernährt und Verluste minimiert (Venterea *et al.*, 2012). Die anaerobe Vergärung von Hofdüngern und organischen Abfällen kann dabei unterschiedliche Auswirkungen haben. So wurde beispielsweise eine Erhöhung von NH_3 -Emissionen bei einer gleichzeitigen Verringerung von N_2O -Emissionen (Möller and Stinner, 2009) beobachtet. Die wenigen vorhandenen Treibhausgasstudien, deren Messdauer mindestens eine Vegetationsperiode betrug, liefern widersprüchliche Aussagen für den Vergleich von Biogasgülle mit Roh-Gülle: während N_2O -Emissionen in Grasland für beide Dünger ähnlich und CH_4 Emissionen nach der Vergärung leicht reduziert waren (Clemens *et al.*, 2006), waren N_2O -Emissionen in Sommergerste und Kartoffeln tiefer für Biogasgülle (Vallejo *et al.*, 2006; Baral *et al.*, 2017). Bei Mais wurden erhöhte oder geringere N_2O Emissionen für Biogasgülle als für Roh-Gülle gefunden, je nachdem, ob die Düngung im Herbst oder im Frühjahr erfolgte (Schwager *et al.*, 2016). Die bisherigen Emissionsdaten zeigen Abhängigkeiten mit der Bewirtschaftung, der Kultur, dem Ko-Substrat für die Vergärung, der Ausbringungsart und der Bodenart. Für die Schweiz gibt es bislang keine Felddaten.

Eine weitere Möglichkeit, düngerinduzierte N_2O -Emissionen zu minimieren, besteht im Einsatz von Pflanzenkohle. Eine Metaanalyse über 30 Feld- und Laborstudien zeigt das Potential von Pflanzenkohle, N_2O -Emissionen um durchschnittlich 54% zu verringern (Cayuela *et al.*, 2014). Als möglicher Mechanismus zur Minderung der N_2O -Emissionen wird eine Zurückhaltung von N_2O und N_2 durch die Pflanzenkohle (Quin *et al.*, 2015; Harter *et al.*, 2016a), sowie die Ausbildung einer aktiven N_2O -reduzierenden mikrobiellen Gemeinschaft diskutiert (Harter *et al.*, 2014; Harter *et al.*, 2016b). Bei Kombination von Pflanzenkohle mit organischen Düngern bildet sich zudem eine organische Schicht auf den Pflanzenkohlepartikeln aus, die Nährstoffe zurückhält und langsam freisetzt (Hagemann *et al.*, 2017). Die direkte Einbringung von Pflanzenkohle in Böden zeigt unterschiedliche Wirkung. In einem einjährigen Feldversuch am Agroscope Reckenholz konnten die N_2O -Emissionen durch Pflanzenkohlezugabe um 51% verringert werden (Hüppi *et al.*, 2015). Eine Auswertung von 40 Feldversuchen zeigte jedoch im Mittel nur 12% Reduktion von N_2O -Emissionen nach Pflanzenkohleanwendung auf (Verhoeven *et al.*, 2017). (Borchard *et al.*, 2019) fanden in einer Meta-Studie zwar eine N_2O -Reduktion um 38% durch Pflanzenkohlegabe, aber der Effekt war nach einem Jahr vernachlässigbar klein. Die Interaktion von Pflanzenkohle mit organischen Düngern und speziell mit Biogassubstraten wurde bisher kaum untersucht, und über die Wirkung von Pflanzenkohle auf die Emission anderer Gase wie CH_4 und NH_3 ist wenig bekannt.

Folglich bedarf es belastbarer Messdaten, um einschätzen zu können, welches Ausmass an direkten und indirekten Treibhausgasemissionen durch die Ausbringung von Recyclingdüngern, allenfalls in Kombination mit Pflanzenkohle, unter realen Feldbedingungen und Bewirtschaftungsmethoden zu erwarten ist. Um Prozessverständnis und Übertragbarkeit zu gewährleisten, ist es sinnvoll, die Emissionsmessungen durch bodenchemische und mikrobiologische Untersuchungen zu begleiten.

2 Ausgangslage

2.1 Hintergrund

In einem vom BLW finanzierten Projekt (Recycle4Bio) wurden Ertragswirkung und Stickstoffeffizienz von Recyclingdüngern im Biolandbau untersucht. Im Projekt GHG-Recycle4Bio sollten im selben Feldversuch die Emissionen von N_2O , CH_4 und NH_3 quantitativ erfasst und die mögliche Reduktion der

Emissionen durch Kombination von Recyclingdüngern mit Pflanzenkohle geprüft werden. Die Ergebnisse sind sehr wichtig für die Beurteilung von Umweltwirkungen der Biogasproduktion.

2.2 Projektpartner

Die folgenden Personen waren am Projekt GHG-Recycle4Bio beteiligt:

- FiBL: Am Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FiBL) waren Else Bünemann (Projektleitung), Maike Krauss (stellvertretende Projektleitung), Hans-Martin Krause (direkte Betreuung der Dissertation), Norah Efosa (Doktorandin), Frédéric Perrochet (Feldtechniker), Moritz Sauter (Feldtechniker), Anton Kuhn (Labortechniker), Adolphe Munyangabe (Labortechniker) sowie Praktikanten im Rahmen des Projekts tätig.
- BFH-HAFL: An der HAFL waren Thomas Kupper und Christoph Häni für die Begleitung der NH_3 -Messungen im Rahmen des Projekts zuständig.
- ETH Zürich: Die Dissertation von Norah Efosa wurde von Prof. Johan Six (Sustainable Agroecosystems) an der ETH Zürich betreut.

2.3 Ziele der Arbeit

Ziel des Projekts GHG-Recycle4Bio war es,

- Emissionen von N_2O , CH_4 , und NH_3 , bei N-Düngung mit Hofdünger bzw. Recyclingdünger +/- Pflanzenkohle quantitativ über 2.5 Jahre im Feld zu erfassen.
- das Verständnis der Prozesse im Feld durch Messung wichtiger Faktoren wie Bodengehalt an mineralischem Stickstoff (N_{min}) und Wassergehalt, Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft sowie durch ^{15}N -Markierung der Ammoniumfraktion der flüssigen Dünger zu verbessern.

3 Material und Methoden

3.1 Standort des Feldversuchs

Die Versuchsfläche liegt auf dem Kiesholzhof in Wallbach (AG). Betriebsleiter Anton Obrist bewirtschaftet 40 ha biologisch (in Umstellung seit 2017, zertifiziert seit 2019). Der Standort liegt im Endmoränenbereich der Riss-Vergletscherung und weist eine Lössbedeckung auf. Die Böden sind als tiefgründige, pseudogleyige Parabraunerden kartiert. Zusätzlich zu der Parzelle Nassweg 17, auf der 2018 der Feldversuch (Kleinparzellen) angelegt wurde, wurden in jedem Versuchsjahr auf einem weiteren Feld mit derselben Fruchtfolge jeweils drei Grossparzellen für die Messung der NH_3 -Verluste angelegt (Abbildung 2). Im Jahr 2018 lagen die Grossparzellen (ca. 30x30m) auf der Parzelle Zill-Baum. Da wegen der grossen Sommertrockenheit 2018 die Fruchtfolge auf dieser Parzelle umgestellt wurde, lagen die Grossparzellen (ca. 20x20m) in den Jahren 2019 und 2020 auf der Parzelle Schaerisgrueb.



Abbildung 2: Lage des Feldversuchs (CNES, swisstopo 2019).

3.2 Versuchsdesign

Die Verfahren wurden in Absprache mit der Begleitgruppe folgendermassen festgelegt:

Kontrollen

NON	Kein N (0-Kontrolle)
MIN	Mineralischer N-Dünger (Positiv-Kontrolle)

Flüssige organische Dünger

SLU	Gülle (aerob)
SLA	Biogasgülle (anaerob, landwirtschaftliche Biogasanlage)
SLA+	Biogasgülle mit Pflanzenkohle (anaerob, landwirtschaftl. Biogasanlage)
LID	Gärgut flüssig (anaerob, gewerbliche Biogasanlage)

Feste organische Dünger (nur im Projekt Recycle4Bio untersucht)

SD	Gärgut fest (anaerob, gewerbliche Vergärungsanlage)
SDC-	Gärgut fest kompostiert (SD nachkompostiert)
SDC+	Gärgut fest kompostiert (SD mit Pflanzenkohle nachkompostiert)

Die Dünger SLU und SLA stammen vom Aemethof Densbüren, während LID und SD von der Leureko AG in Pratteln geliefert werden. Beide Anlagen liegen im 20 km Radius von Wallbach. Diese Dünger sind für den Biolandbau zugelassen während der Mineraldünger nicht zugelassen ist und als Positivkontrolle dient. Die Pflanzenkohle stammt von der Verora AG und enthält 75-85% C. Die Gesamt-N-Menge, die mit den Düngern ausgebracht wird, beträgt je nach Kultur 140 kg N/ha (Silomais, Winterweizen) bzw. 120 kg N/ha (Wintergerste). Die Pflanzenkohle wird so mit den Düngern SLA und SD vermischt, dass sich eine jährliche Ausbringung von ca. 2 t/ha ergibt.

Der Versuch hat ein Blockdesign mit vier Wiederholungen und ist als Spaltanlage mit Parzellenpaaren als Hauptparzellen angelegt, wobei die Hauptparzellen zwischen Kontrollen (NON, MIN), flüssigen Düngern (SLU, SLA, SLA+, LID) und festen Düngern (SD, SDC-, SDC+) unterscheiden (Abbildung 3). In den Jahren 2018 und 2019 wurden im Rahmen vom Projekt Recycle4Bio in den Verfahren NON, MIN, SLU, SLA, SLA+ und LID) Mikroplots (3 m x 2.25 m) angelegt, in den die Dünger mit ¹⁵N markiert waren.

3.3 Kulturmassnahmen

Die Fruchtfolge wurde auf Silomais (2018), Winterweizen gefolgt von Gelbsenf als Zwischenfrucht (2019) und Wintergerste (2020) festgelegt. Die durchgeführten Kulturmassnahmen 2018, 2019 und 2020 sind in Tabelle 1, Tabelle 2 und Tabelle 3 aufgelistet. Nach der Wintergerste wurde als Zwischenphase eine Futtergrasmischung mit einem Hauptnutzungsjahr (2021) eingesät, bevor dann im Rahmen des Anschlussprojekts Recycle4Bio-II für 2022 wieder Silomais, gefolgt von Winterweizen und Wintergerste vorgesehen ist.

Tabelle 1: Durchgeführte Kulturmassnahmen 2018 im Versuch Recycle4Bio

Datum	Massnahme	MIN	FLÜSS	FEST	GROSS	Kommentar
19.4.2018	Gras schneiden und abführen	X	X	X	X	
20.4.2018	Pflügen	X	X	X		20 cm
21.4.2018	Walzen	X	X	X		Federzinkenegge
26.4.2018	Voreggen	X	X	X		Kreiselegge
26.4.2018	Pflügen				X	
27.4.2018	Feste Dünger ausbringen			X		Von Hand durch FiBL
27.4.2018	Feste Dünger einarbeiten			X		Kreiselegge
27.4.2018	Aussaat Silomais				X	Sorte Gottardo, 95000 Körner/ha, 5 cm tief
2.5.2018	Aussaat Silomais	X	X	X		
2.5.2018	Striegeln (blind)				X	Treffler
4.5.2018	1. Gabe flüssige Dünger plus min. N.	X	X		X	Schleppschlauch bzw. von Hand
12.5.2018	Striegeln (in den Reihen)	X	X	X		Keimling 4 cm oben
17.5.2018	P, K-Düngung in NON und MIN	X				20 kg P/ha, 130 kg K/ha (TSP und Kalisop)
19.5.2018	Striegeln	X	X	X	X	Treffler
26.5.2018	Striegeln	X	X	X	X	Treffler
29.5.2018	2. Gabe flüssige Dünger plus min. N.	X	X		X	Schleppschlauch bzw. von Hand
6.6.2018	Hacken und anhäufeln				X	
10.6.2018	Hacken und anhäufeln	X	X	X		
Nach Bedarf	Maiszünslerbekämpfung	X	X	X	X	Durch Landwirt
3.8.2018	Bewässerung	X	X	X		Berechnet; Total ca. 540 m³/ha = 54 mm
6.9.2018	Silomaisernte (Kleinparz.)	X	X	X		
26.9.2018	Pflügen	X	X	X		20 cm
28.9.2018	Feste Dünger ausbringen			X		Gärgut fest in Kleinparzellen
29.9.2018	Feste Dünger einarbeiten			X		Kreiselegge
12.10.2018	Eggen und Saat Winterweizen	X	X	X		Sorte Lorenzo, 400 Körner/m², 3 cm tief

Verfahrensgruppen: MIN (Mineraldünger und 0N-Kontrolle), FLÜSSIG (flüssige organische Dünger), FEST (feste organische Dünger); GROSS (Grossparzellen Zill-Baum)

Tabelle 2: Durchgeführte Kulturmassnahmen 2019 im Versuch Recycle4Bio

Datum	Massnahme	MIN	FLÜSS	FEST	GROSS	Kommentar
22.3.2019	Striegeln+Hacken (kombiniert)	X	X	X	X	
26.3.2019	1. Gabe flüssige Dünger plus min. N.	X	X		X	Schleppschlauch bzw. von Hand
29.3.2019	PK-Düngung	X				20 kg P/ha, 130 kg K/ha (Rohphosphat, Kalisop)
16.4.2019	2. Gabe flüssige Dünger plus min. N	X	X		X	Schleppschlauch bzw. von Hand
5.6.2019	Zwischenernte: Halmproben für N-Aufnahme	X	X	X		
15.7.2019	Halmproben	X	X	X		
17.7.2019	Ertragserhebung mit Parzellendrescher	X	X	X		Ernteparzellen durch FiBL geerntet
18.7.2019	Dreschen	X	X	X	X	Feld vollständig abgeerntet
19./20.7.2019	Strohabführen	X	X	X	X	Feld vollständig abgeerntet
25./26.7.2019	Wurzelproben Mikroplots	X	X			FiBL/Agroscope
31.7.2019	Stoppelbearbeitung	X	X	X	X	
31.7.2019	Zwischenfrucht einsäen	X	X	X		Gelbsenf
19.9.2019	Zwischenfrucht beproben	X	X	X		FiBL
20.9.2019	Zwischenfrucht mulchen	X	X	X		
26.09.2019	Pflügen	X	X	X	X	
27.09.2019	Feste Dünger ausbringen			X		FiBL
28.09.2019	Einarbeitung der Dünger/Saatbett vorbereiten	X	X	X	X	Kreiselegge
02.10.2019	Saat Wintergerste	X	X	X	X	Sorte Semper (Ertragserwartung 50 – (60) kg/are)

Verfahrensgruppen: MIN (Mineraldünger und 0N-Kontrolle), FLÜSSIG (flüssige organische Dünger), FEST (feste organische Dünger); GROSS (Grossparzellen Schaerisgrueb)

Tabelle 3: Durchgeführte Kulturmassnahmen 2020 im Versuch Recycle4Bio

Datum	Massnahme	MIN	FLÜSS	FEST	GROSS	Kommentar
16.3.20	1. Güllegabe, 1. Mineralische N-Gabe	X	X		X	FiBL (Agromesser auf GROSS), 60 kg N/ha
16.3.20	PK-Düngung	X				FiBL (PK in MIN und NON, ½ K in LID Residual), 20 kg P/ha, 130 kg K/ha (Granuphos, Kalisop)
21.3.20	Hacken, Striegeln	X	X	X	X	
3.4.20	2. Güllegabe, 2. Mineralische N-Gabe	X	X		X	FiBL, Agromesser auf GROSS, 60 kg N/ha
12.5.20	Halmproben für N-Aufnahme	X	X	X		FiBL
24.6.20	Halmproben schneiden, Ähren zählen	X	X	X		FiBL
25.6.20	Dreschen	X	X	X		FiBL: Parzellendrescher mit 1.5m Arbeitsbreite
26.6.20	Dreschen, Strohabführen	X	X	X	X	Betriebsleiter Toni Obrist
30.6.20	Grubbern	X	X	X		Unkrautkur
18.8.20	Flüssige Dünger und MIN ausbringen	X	X			FiBL, 50 kg N/ha
18.8.20	feste Dünger ausbringen			X		FiBL, 150 kg N/ha
27.8.20	Futtergrasmischung einsäen	X	X	X		Altogreen Bio von OHS*, 400 g / a, N-Bedarf 50 kg/ha und Aufwuchs
19.10.20	Unkrautschnitt	X	X	X		
21.10.20	Beprobung des geschnittenen Materials	X	X	X		FiBL, AGS
28.10.20	Flüssige Dünger und MIN ausbringen	X	X			30 kg N/ha

Verfahrensgruppen: MIN (Mineraldünger und ON-Kontrolle), FLÜSSIG (flüssige organische Dünger), FEST (feste organische Dünger); GROSS (Grossparzellen Schaerisrueb)

3.4 Düngerausbringung und Düngereigenschaften

Die flüssigen Dünger wurden jeweils ca. 10-14 Tage vor der Ausbringung in Wallbach angeliefert, beprobt und in gedeckten Mulden gelagert. Für das Verfahren SLA+ wurde die Pflanzenkohle mit der entsprechenden Menge Biogasgülle in 4 Paloxen vermischt. Ab der 2. Ausbringung 2018 wurde die Pflanzenkohle vor der Vermischung zerkleinert, um die Vermischung von Biogasgülle und Pflanzenkohle zu verbessern.

Nach Analyse der N-Gehalte wurden die flüssigen Dünger im Feldversuch mit Giesskannen ausgebracht, wobei die Ausbringung mit Schleppschlauch imitiert wird (Abbildung 4). Der mineralische Dünger wurde von Hand ausgebracht. Die Mikroplots wurden separat mit ^{15}N -markierten Düngern gedüngt (nur 2018 und 2019). Auch die Zylinder für die N_2O -Messung wurden separat mit der exakten Menge gedüngt. Auf den drei Grossparzellen für die Messung der NH_3 -Verluste wurden die flüssigen Dünger am selben Tag wie im Feldversuch durch die Firma Agromesser aus den Mulden abgepumpt und mit einem Schleppschlauch (15 m Breite) ausgebracht (Abbildung 5). Die Dosierung der Ausbringmengen auf den drei Grossparzellen für die Messung der NH_3 -Verluste basierte z.T. auf dem Durchflussmessgerät und z.T. auf dem Erfahrungswissen des Lohnunternehmers. Obwohl dieses Vorgehen bei erfahrenem Personal durchaus zu relativ exakten Ausbringmengen führen kann, ist nicht auszuschliessen, dass es im Einzelfall diesbezüglich zu Abweichungen kommen kann.

Abbildung 4: Ausbringung der flüssigen Dünger pro Zylinder (4. Mai 2018, links) und der ^{15}N -markierten Dünger (16. April 2019, rechts)



Abbildung 5: Schleppschlauch-Ausbringung der flüssigen Dünger auf den Grossparzellen (29. Mai 2018)

Tabelle 4: Zusammensetzung der flüssigen organischen Dünger (FS = Frischsubstanz, TS = Trockensubstanz) bei den Ausbringungen 2018, 2019 und 2020

Dünger	Jahr	Ausbringung	pH	TS	Gesamt-N	Gesamt-N	NH ₄ -N	NH ₄ -N
				%	g/kg FS	g/kg TS	g/kg TS	% von Ges-N
SLU	2018	1	7.2	4.3	1.84	42.9	21.8	51
		2	7.4	4.4	1.70	39.1	18.2	47
	2019	1	7.1	4.3	1.97	45.5	24.3	53
		2	7.3	2.5	1.26	50.3	22.1	44
	2020	1	6.8	6.5	2.59	40.1	19.7	49
		2	7.1	5.7	2.08	36.4	19.5	54
		3	7.5	3.4	1.45	42.6	16.6	39
		4	8.0	2.8	1.22	44.4	22.8	51
SLA	2018	1	7.9	5.7	3.68	64.6	36.8	57
		2	7.8	5.1	3.36	66.4	36.9	60
	2019	1	7.8	4.2	3.33	79.6	49.4	62
		2	8.0	6.2	4.58	73.6	43.0	58
	2020	1	8.1	6.1	5.17	85.0	57.6	68
		2	8.0	5.8	4.95	85.4	57.7	68
		3	8.6	5.4	4.42	82.5	56.4	68
		4	7.8	5.0	4.16	82.4	51.9	63
SLA+	2018	1	7.8	7.7	3.71	48.1	25.5	53
		2	7.8	8.3	3.54	42.6	23.1	54
	2019	1	7.9	6.5	3.28	50.2	29.7	59
		2	8.1	9.3	4.58	49.3	27.6	56
	2020	1	8.1	9.2	4.92	53.7	32.2	60
		2	8.2	9.3	4.69	50.6	22.8	45
		3	8.4	8.4	4.50	53.5	33.8	63
		4	7.8	8.5	3.54	41.7	29.7	71
LID	2018	1	7.8	11.0	4.82	43.7	24.1	55
		2	7.8	14.9	5.42	36.4	20.5	56
	2019	1	7.8	8.0	4.89	60.8	33.9	56
		2	7.8	9.6	5.01	52.4	30.6	58
	2020	1	7.8	8.7	5.01	57.3	34.0	59
		2	7.8	8.7	4.84	55.6	32.4	58
		3	8.1	11.0	5.78	52.5	30.5	58
		4	7.9	11.3	5.27	46.5	24.2	52

Die Zusammensetzung der flüssigen Dünger variierte leicht zwischen den verschiedenen Ausbringungen (Tabelle 4). Eine grössere Abweichung wurde bei SLU bei der zweiten Ausbringung 2019 beobachtet: durch den tiefen Trockensubstanzgehalt und den tiefen Gehalt an Gesamtstickstoff bezogen auf die Frischsubstanz musste ein ungewöhnlich grosses Volumen an Gülle ausgebracht werden. Im Jahr 2020 musste SLU bei der ersten Ausbringung ausnahmsweise von einem konventionellen Betrieb bezogen werden (Paul Frey aus Asp), da die vom Aemethof gelieferte Rindergülle ausserordentlich dünn war, so dass bei jeder Düngung eine Ausbringung von 70 m³/ha nötig gewesen wäre. Dadurch hatte SLU bei den ersten beiden Ausbringungen 2020 aber deutlich höhere

TS-Gehalte als in den Vorjahren. Unerwartet hoch war auch der Gesamtstickstoff bezogen auf die Frischsubstanz bei SLA und SLA+ bei der zweiten Ausbringung 2019. Diese Werte blieben allerdings auch 2020 ähnlich hoch. Solche Schwankungen rechtfertigen den Ansatz, die flüssigen Dünger jeweils vorher anliefern zu lassen und am Feldrand in Mulden zu lagern, so dass eine Analyse vor der Ausbringung möglich ist.

Generell lag der pH-Wert bei SLU etwas tiefer (pH 6,8-8,0) als bei SLA, SLA+ und LID (pH 7,8-8,6). Auch der prozentuale Ammoniumgehalt war bei SLU meist etwas tiefer (39-54%) als bei SLA (57-68%) und LID (52-59%). Die Zugabe von Pflanzenkohle zu SLA verringerte bei SLA+ den Ammoniumanteil in den meisten Fällen (45-71%).

Die ausgebrachten Volumina und Nährstoffmengen sind in Tabelle 5 zu sehen. Der Zielwert von 140 kg N ha⁻¹ (2018 und 2019) wurde mit bis zu 11% Fehlerabweichung in allen Verfahren erreicht. Im Frühjahr 2020 lag die N-Ausbringung in der Wintergerste bei allen Verfahren um 7-13 kg unter der geplanten Menge von 120 kg N/ha, da infolge der Notsituation wegen Covid-19 vor der zweiten Ausbringung keine neue Analyse gemacht werden konnte. Die Proben für die Bestimmung der N-Gehalte der Dünger wurden daher erst am Tag der Ausbringung genommen. Da SLA und SLA+ im Frühjahr 2020 relativ hohe Gesamt-N-Konzentrationen aufwiesen, die P- und K-Konzentrationen aber eher tief waren (Tabelle 4), ergaben sich deutlich tiefere Ausbringungsmengen an P und K als in den Vorjahren, obwohl die Gesamt-N-Menge durch die zusätzlichen Ausbringungen im Futtergras höher war als in den Vorjahren (Tabelle 5). Von den anderen Makronährstoffen unterschied sich vor allem LID durch deutlich tiefere K-Mengen von den Gülle-basierten Düngern SLU, SLA und SLA+. Zudem wurden mit SLU höhere Mg- und S-Mengen appliziert als mit den vergorenen Düngern. Die Ausgleichsdüngung in NON und MIN von 20 kg P/ha erscheint geeignet, während LID bei der Gabe von 130 kg K/ha in NON und MIN in der Kaliumversorgung langfristig hinter den anderen fünf Verfahren zurückbleiben würde. Eine partielle Ausgleichsdüngung mit 70 kg/ha Kalium wurde daher bei LID im Jahr 2020 vorgenommen, um Kaliummangel vorzubeugen.

Tabelle 5: Mit den flüssigen organischen Düngern ausgebrachte Volumina und Nährstoffmengen 2018, 2019 und 2020.

		Volumen	Gesamt-N	Ammonium-N	P	K	Ca	Mg	S
		m ³ / ha	----- kg / ha -----						
SLU	2018	74.1	132	64	25	126	80	25	19
SLU	2019	91.5	140	68	23	162	72	27	20
SLU	2020	110.3	198	95	37	250	111	35	25
SLA	2018	36.3	128	75	22	128	67	16	14
SLA	2019	39.3	156	93	18	141	55	14	15
SLA	2020	41.8	202	136	18	185	58	14	16
SLA+	2018	40.7	147	79	26	141	90	19	17
SLA+	2019	39.9	156	90	21	145	76	17	16
SLA+	2020	42.4	194	114	13	129	57	13	9
LID	2018	24.8	126	70	19	70	96	19	12
LID	2019	25.9	128	73	17	64	84	12	11
LID	2020	38.0	209	120	25	119	137	20	16

3.5 Feldmessungen von N₂O- und CH₄-Emissionen

Die Emissionen der Treibhausgase N₂O und CH₄ wurden mit statischen geschlossenen Kammern erhoben (Hutchinson & Mosier, 1981; Abbildung 6). Für die Messung wurden die Kammern auf im Boden installierte, passende Basisringe gesetzt. In dem gasdichten Ring-Kammer-System wurden pro Messung und Kammer vier Gasproben zu den Zeitpunkten 0, 10, 20 und 30 Minuten nach Verschluss der Kammer entnommen. An Messzeitpunkten, an denen die Wuchshöhe der Pflanze die Kammerhöhe überstieg, wurden die Kammern mit passenden Aufsätzen erweitert. Für eine optimierte Zirkulation der Luft in den erweiterten Kammern wurde ein Ventilationssystem installiert. Zudem wurden die Messintervalle auf 0, 15, 30 und 45 Minuten verlängert. Bei jeder Treibhausgasmessung wurden die Temperaturen in allen 48 Kammern und parzellenweise im Boden (7 cm) durch jeweils eine Messung zu Messbeginn und Abschluss aufgenommen.

Die Messung der Gase erfolgte am Gaschromatographen (GC-FID für CH₄ und GC-ECD für N₂O, 7890A, Agilent Technologies, Californien, USA) im Labor am FiBL (Krauss *et al.*, 2017c). Die Flüsse von N₂O und CH₄ wurden unter Berücksichtigung der mittleren Gaskonzentrationen (ppm) der zwei technischen Replikatkammern pro Parzelle, der Kammerlufttemperatur sowie der Fläche und des Volumens der Kammern bestimmt. Die Flüsse wurden dann plotweise für jeden Probenahmezeitpunkt mit dem R-Paket *gasfluxes* berechnet, wobei der kappa.max-Auswahlalgorithmus angewandt wurde, der die Methode für die Flusstrajektorien (lineare, robust-lineare, Hutchinson-Mosier-Regression) individuell für jede Probe auswählt (Hüppi *et al.*, 2018).. Die kumulativen flächenskalierten N₂O- und CH₄-Emissionen wurden für jede Anbauperiode (von Bodenbearbeitung zu Bodenbearbeitung) berechnet.



Abbildung 6: Probenahme für die Gasmessung im Mais 2018 (links, © Marion Nitsch) und im Winterweizen mit erweiterten Kammern (rechts).

Die Treibhausgase wurden mindestens alle zwei Wochen und zusätzlich intensiver nach Düngerausbringungen, Kulturmassnahmen und starken Wettereinflüssen gemessen. Nach den beiden Düngerausbringungen pro Kultur wurden die Verläufe der Treibhausgasemissionen an bis zu sieben aufeinander folgenden Tagen aufgenommen. Im Frühjahr und Herbst 2020 erfolgte zusätzlich auch unmittelbar nach der Ausbringung der Dünger, d.h. noch am selben Tag, eine Gasmessung, mit dem Ziel, die Emissionen zu quantifizieren, welche direkt bei der Ausbringung aus den Düngern frei werden.

Insgesamt wurden seit Beginn der Maiskultur 2018 bis Ende 2020 (letzte Messung im Dezember 2020) 135 Datensätze gesammelt und ausgewertet. Im Rahmen der Masterarbeit von Flora Zourek wurden

zudem die Emissionen in den ersten Tagen nach den Düngerausbringungen zwischen den Jahren 2018, 2019 und 2020 verglichen.

Verfahrensunterschiede zwischen den kumulierten N_2O -Emissionen wurden mittels ANOVA, gefolgt von einer Post-Hoc-Analyse (Tukey), ermittelt. Dabei wurde die Gruppierung in Parzellenpaare, welche wiederum in Blöcken angeordnet waren, als Zufallsfaktor berücksichtigt. Da nur im Winterweizen statistisch signifikante Verfahrensunterschiede auftraten, wurde in dieser Kultur zusätzlich eine Kontrastanalyse durchgeführt, um die Unterschiede exakter herauszuarbeiten. Die Analyse der Verfahrensunterschiede in den CH_4 -Emissionen wurde ähnlich durchgeführt, mit dem Unterschied, dass statt einer ANOVA ein nicht-parametrischer Test (Kruskal-Wallis) eingesetzt wurde, da die CH_4 -Emissionen nicht normalverteilt waren.

Die Zeitverläufe der N_2O -Emissionen wurden jeweils separat für jede Kultur und einmal über alle Kulturen gemeinsam mit einem «linear mixed effects model» auf Korrelationen mit der Bodentemperatur, dem Porenwassergehalt (WFPS) sowie den Nitrat- und Ammoniumgehalten im Boden getestet. Dafür wurden die N_2O -Flüsse logarithmisch transformiert, da die Daten hier nicht normalverteilt waren. In den Zufallseffekten wurde das Versuchsdesign berücksichtigt (Block, Verfahren und Parzellenpaare). Der pH des Bodens und labiler Kohlenstoff (gemessen als permanganate-oxidisable carbon, POXC) wurden von dieser Analyse ausgeschlossen, da die Datengrundlage für diese Parameter nur wenige Messzeitpunkte vorweist und das Modell nur Zeitpunkte berücksichtigt, an denen Messungen von allen Variablen vorliegen. Auch hier wurden die Parzellenpaare und Blöcke vom Versuchsdesign als Zufallsvariable im Modell berücksichtigt. Das Modell wurde einmal über alle Kulturen hinweg angewandt und ausserdem jeweils einzeln für jede der vier Kulturen, Silomais, Winterweizen, Wintergerste und Futtergras. Um einen visuellen Vergleich zwischen den Ergebnissen der Modelle aus den verschiedenen Kulturen zu ermöglichen, wurden die Modellergebnisse für N_2O rücktransformiert und anschliessend in einem *Forest-Plot* zusammengefasst. *Forest-Plots* ermöglichen den visuellen Vergleich von mehreren Studien/Experimenten und werden z.B. häufig in Meta-Analysen genutzt, z.B. wie bei Han *et al.* (2017). Mit *Forest-Plots* lassen sich jedoch auch statistische Modelle vergleichend darstellen (Lüdecke, 2021).

3.6 Messkampagnen zu NH_3 -Emissionen

Zu den Zeitpunkten der Düngerausbringung in den Frühjahren 2018, 2019 und 2020 wurden die NH_3 -Emissionen von drei Düngerverfahren aufgenommen: SLA, LID und SLU. Zur Messung der NH_3 -Emissionen wurde ein automatisiertes Säurefallen-Messsystem (LOCI) (Häni *et al.*, 2016) genutzt. Unmittelbar nach Ausbringung der Flüssigdünger mit dem Schleppschlauch auf den Grossparzellen wurde pro Verfahren je ein Säurefallen-Messsystem mittig in der Parzelle (30x30 m in 2018 und 20x20 m in 2019 und 2020) installiert und fünf Tage lang betrieben (Abbildung 7). Da zu erwarten ist, dass die NH_3 -Emissionen direkt nach der Ausbringung am höchsten sind und mit der Zeit abnehmen, wurden Messintervalle von 2, 4, 10, 14 und dreimal 24 h festgelegt. Um die Konzentration von NH_3 in der Umgebungsluft zu bestimmen, wurden drei Säurefallen-Messsysteme am Feldrand positioniert. Diese nahmen die NH_3 -Hintergrundkonzentrationen aus verschiedenen Windrichtungen auf. Windrichtung und -geschwindigkeit wurden mit einem «3D Sonic anemometer» über die gesamte Messdauer aufgezeichnet. Die NH_3 -Konzentration in den Säurefallen wurde photometrisch bestimmt und für die Durchflussraten des automatisierten Säurefallen-Messsystems (Häni *et al.*, 2016) kalibriert. Die weitere Auswertung beinhaltet u.a. die Modellierung der Windverhältnisse während der beiden Messperioden, die zusammen mit den gemessenen Konzentrationen zur Berechnung der NH_3 -Flüssen dienen.

Leider kam es bei den NH₃-Messungen zu technischen Komplikationen. Im Jahr 2018 und 2019 gab es einige Stromunterbrüche beim 3D Sonic-Anemometer und bei den LOCIs. Diese waren dadurch bedingt, dass sich die verwendeten Autobatterien je nach Wetterbedingung (z.B. Sturm) unterschiedlich schnell entluden. Im Frühjahr 2020 gab es kurz vor Ende der letzten Messperiode einen Kurzschluss am 3D Sonic-Anemometer und es kam zu Rauchentwicklung und Verkoken der Festplatte des zugehörigen PC. Dadurch kam es zu einem vollständigen Datenverlust der Winddaten aus den Messungen im Frühjahr 2020. Auch nach Konsultation des Technikers vom Agroscope, der die Apparatur ursprünglich gebaut hatte, konnten die Daten nicht gerettet werden. Das Gerät wird in Zukunft durch ein neues Gerät mit zeitgemässer Technik ersetzt werden.

Mit den vorhandenen Daten wurden die NH₃-Emissionen modelliert. Für Datenlücken in den Windmessungen wurden die Daten von der Wetterstation im benachbarten Möhlin herangezogen. In Wallbach selbst misst die Wetterstation keine Windparameter. Für die Jahre 2018 und 2019 mussten nur kleine, durch Stromausfall verursachte Datenlücken gefüllt werden. Für 2020 mussten alle Winddaten ersetzt werden.

Die N-Verluste über NH₃-Verflüchtigung wurden für jede Düngergabe relativ zum ausgebrachtem NH₄⁺-N (total ammoniacal nitrogen, TAN) und relativ zum ausgebrachtem Gesamt-N berechnet:

$$(1) \quad \%TAN = \frac{NH_3 \text{ volatilized}}{NH_4^+ \text{ applied}} \times 100$$

$$(2) \quad \%N_{tot} = \frac{NH_3 \text{ volatilized}}{N_{tot} \text{ applied}} \times 100$$

Die kumulative NH₃-Verflüchtigung wurde gemäß Michaelis-Menten-Dynamik unter Verwendung des *drc*-Pakets in R (version 4.0.2) für die nichtlineare Regression von Dosis-Wirkungs-Modellen modelliert (Ritz *et al.*, 2015). Die Datenanalyse und grafische Darstellung basierte auf dem Paket *tidyverse* (Wickham *et al.*, 2019). Die Daten wurden auf Normalität getestet und gegebenenfalls logarithmische Transformationen angewendet, um die Annahmen für parametrische statistische Tests zu erfüllen. Unterschiede zwischen verflüchtigtem NH₃ (ausgedrückt in kg ha⁻¹, %TAN und %N_{tot}) wurden mit einer ANOVA, gefolgt von einem Tukey-Post-Hoc-Test analysiert. Es wurden lineare Regressionen durchgeführt, um das beste Modell zur Erklärung der NH₃-Verflüchtigung durch Umweltparameter (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Sonnenstrahlung und Niederschlag) und/oder Düngereigenschaften (Ausbringungsrate, pH-Wert, Trockensubstanzgehalt, N_{tot}, TAN), zu finden. Die einflussreichsten Parameter wurden durch den Vergleich des Akaike-Informationskriteriums (Akaike, 2011) aller linearen Regressionen ausgewählt. Diese Parameter wurden anschliessend in zwei Gruppen (Umwelt und Dünger) gruppiert, und es wurde berechnet, wie viel von der Varianz der NH₃-Verflüchtigung durch jede Variablengruppe erklärt wurde.

Ein vollständiges Manuskript zur NH₃-Verflüchtigung wurde unter allen Ko-Autoren zirkuliert und soll anschliessend bei einer begutachteten Fachzeitschrift (z.B. Journal of Environmental Management oder PLoS One) eingereicht werden.



Abbildung 7: Probenahme für die NH_3 -Messung mit automatisiertem Säurefallensystem.

3.7 Begleituntersuchungen

Begleitend zu jeder N_2O - und CH_4 -Treibhausgasmessung (mit Ausnahme der täglichen Messungen direkt nach der Düngerausbringung) wurden jeweils Bodenproben genommen. Pro Parzelle wurde Boden aus acht Einstichen in 0-20 cm Tiefe entnommen. Die Bodenproben wurden im Labor auf 2 mm gesiebt. Anschliessend wurde $\text{N}_{\min}$ mit einer 0.01M CaCl_2 -Lösung (1:4) unmittelbar extrahiert. Die Extrakte wurden eingefroren und so schnell wie möglich analysiert. So konnte die Konzentration von mineralischem Stickstoff (Ammonium und Nitrat) im Boden an insgesamt 82 Zeitpunkten bestimmt werden. An den Bodenproben wurde zudem der gravimetrische Wassergehalt bestimmt, aus dem dann anhand der Lagerungsdichte und der Porosität der Porenwassergehalt (water-filled pore space, WFPS) berechnet wurde.

Um weitere Parameter zu bestimmen, wurden zu ausgewählten Zeitpunkten weitere Bodenproben entnommen. Die Zeitpunkte waren jeweils im Mais und im Winterweizen: vor der Düngerausbringung, sowie 1, 4, und 8 Wochen nach jeder Düngerausbringung, und nach der Ernte. Diese Proben wurden im Verlauf der Dissertation für die Bestimmung von Boden-pH (1:2.5 aq. dest.), organischem Kohlenstoff und Leitfähigkeit sowie für mikrobielle DNA-Analysen verwendet. Um die starke räumliche Variabilität der Mikroorganismen im Boden abzudecken, wurden an den ausgewählten Zeitpunkten 20 Einstiche pro Parzelle genommen. Ein Teil dieser Bodenproben wurde eingefroren, der Rest wurde entweder feldfrisch analysiert oder luftgetrocknet.

Im Rahmen von Masterarbeiten wurden die mikrobielle Biomasse im Frühjahr 2019 und der leicht verfügbare Kohlenstoff (POXC) an drei Zeitpunkten im Jahr 2018, vier Zeitpunkten im Jahr 2019 sowie an vier Zeitpunkten im Jahr 2020 bestimmt.

3.8 Säulenversuch

In einem Säulenversuch wurden unter kontrollierten Bedingungen verschiedene Strategien zur Minderung der N_2O -Emissionen durch Düngung untersucht. Wie im Feldexperiment waren die Verfahren unvergorene und vergorene organische Dünger, teilweise mit Beimengung von

Pflanzenkohle. Als zusätzlicher Faktor wurde der Nitrifikationshemmer DMPP (3,4-Dimethylpyrazol-Phosphat) getestet. Nitrifikationshemmer werden als Möglichkeit zur Minderung des unerwünschten Verlusts von reaktivem Stickstoff nach der Düngung diskutiert. Die Hemmstoffe können für einen Zeitraum von Tagen bis Wochen die Oxidation von Ammonium durch bodenbürtige Bakterien und Archaeen unterdrücken und so potenziell die Umwandlung zu Nitrat und N_2O verlangsamen. Bei vergorenen Düngern wird das Potenzial von Nitrifikationshemmern tendenziell höher eingeschätzt als bei unvergorenen Düngern, da die Effizienz der Hemmung durch höhere Ammoniumgehalte gesteigert wird. Jedoch gibt es aktuelle Hinweise darauf, dass Pflanzenkohle die Hemmstoffe adsorbieren kann und dies müsste bei einer kombinierten Anwendung beider Produkte bedacht werden. Das Experiment wurde im August 2020 begonnen und im Oktober 2020 erfolgreich abgeschlossen (Abbildung 8).

Die Studie war eine Kollaboration zweier Projekte und Dokorate am FiBL und der ETH unter gemeinsamer Betreuung durch Else Bünemann: GHG-Recycle4Bio und NitroGäu (Fokus auf Nitratauswaschung und Stickstoffnutzungseffizienz von Hofdüngern). Dabei war Norah Efosa für die Messung der N_2O -Emissionen und die Untersuchung der mikrobiellen Population mittels funktioneller Gene verantwortlich, während Hanna Frick die N-Aufnahme der Pflanzen aus der ausgebrachten ^{15}N -markierten Gülle (sowohl unvergoren als auch vergoren), die Konzentrationen von Nitrat und Ammonium in der Bodenlösung und die potentielle Nitratauswaschung am Ende des Experiments untersuchte.



Abbildung 8: Säulensystem während dem Versuch (links) und geschlossene Säule mit Haube zur Gasmessung (rechts).

Im Rahmen der Masterarbeit von Aline Dallo wurden im Frühjahr 2021 gefrorene Bodenproben aus dem Säulenversuch auf die Abundanzen verschiedener mikrobieller Gene untersucht. Im Fokus standen dabei die Gene *16S rRNA*, als Mass für die Gesamtmenge an Bakterien und Archaeen, die Ammonium-Monooxygenasen von Bakterien (AOB) und Archaeen (AOA), sowie *nosZ* und *nosZ-II*, zwei Gene der Familie der N_2O -Reduktasen, welche für die Umwandlung von N_2O in N_2 zuständig sind. Für die Analysen wurden die Bodenproben im gefrorenen Zustand abgewogen (ca. 0.5 g pro Probe) und mit einem DNA-Extraktionskit (NucleoSpin® 96 Soil" kit (Macherey-Nagel, Düren, Deutschland) behandelt. Die extrahierte DNA wurde im Anschluss mittels Polymerasekettenreaktion amplifiziert (CFX96 Thermal Cycler C1000 Touch, Bio-Rad laboratories, Hercules, California). Dabei wurden die DNA-Mengen pro Gen und Probe fluorimetrisch gemessen (Kapa SYBR® Fast qPCR Master Mix).

3.9 Begleitgruppe

Eine gemeinsame Begleitgruppe für beide Projekte (Recycle4Bio und GHG-Recycle4Bio) bestehend aus Landwirten, Beratern, BioSuisse und Bundesämtern wurde gebildet und traf sich am 8.2.2018 am FiBL sowie am 5.7.2018 für eine Feldbegehung in Wallbach. Im Jahr 2019 fanden ein Wintertreffen am 31.1. und eine Feldbegehung am 18.6. statt. Ein weiteres Wintertreffen fand am 20.2.20 am FiBL statt. Die Feldbegehung am 30.4.20 fand wegen Covid-19 nur mit Else Bünemann, Jochen Mayer, Hansueli Dierauer und Betriebsleiter Anton Obrist statt. Am 24.11.2020 wurde ein Review meeting der Projekte online durchgeführt, und am 24.6.2021 fand das Abschlusstreffen des Projekts Recycle4Bio online statt. Dabei wurden auch die Ergebnisse aus GHG-Recycle4Bio präsentiert.

Tabelle 6: Zusammensetzung der gemeinsamen Begleitgruppe der Projekte Recycle4Bio und GHG-Recycle4Bio

Projekt	Organisation	Name
Recycle4Bio	BioSuisse	Christoph Fankhauser
Recycle4Bio	BLW	Nicolas Foresti
Recycle4Bio	BAFU	Georges Chassot
GHG-Recycle4Bio	BAFU	Michael Bock
GHG-Recycle4Bio	BFE	Sandra Hermle
Recycle4Bio	Betriebsleiter	Anton Obrist
Recycle4Bio	Verora AG	Fredy Abächerli
Recycle4Bio	Aemethof Densbüren	Roland Nussbaum
Recycle4Bio	Leureko AG	Martin Leuenberger
Recycle4Bio	Agromesser	René Messer
Recycle4Bio	Beratung FiBL	Hansueli Dierauer, Tobias Gelencser

4 Ergebnisse

4.1 N₂O- und CH₄-Emissionen

Die Emissionen von N₂O und CH₄ wurden seit Beginn des Experiments (Mai 2018) während Mais, Winterweizen, Gelbsenf, Wintergerste und Futtergras mindestens alle zwei Wochen gemessen. Die letzte abschliessende Messung fand am 22.12.2020 statt.

Über den gesamten Zeitraum gesehen wurden während des Maisanbaus 2018 bis zu zehnmal höhere N₂O-Emissionen gemessen als im Winterweizenanbau 2018/2019, während der Wintergerste 2019/2020 und der Futtergrasperiode 2020 (Abbildung 9). Dabei wurden im Mais und im Futtergras auch in der ungedüngten Kontrolle hohe N₂O-Emissionen gemessen. Die Erhöhung der Stickstoffverfügbarkeit durch die Ausbringung von Düngern kann daher die N₂O-Emissionen nur teilweise erklären. Möglich ist, dass der vor dem Mais erfolgte Kunstwiesenumbau und folgende hohe Bodentemperaturen, die darauffolgende Mineralisierung der organischen Substanz die Stickstoffverfügbarkeit und die biologische Aktivität im Boden erhöhte und es so auch in der ungedüngten Kontrolle zu hohen N₂O-Emissionen kam. Im Futtergras muss berücksichtigt werden, dass die Düngerausbringung im Herbst stattfand und die mikrobielle Aktivität durch hohe Bodentemperaturen höher war als während der Düngerausbringungen im Frühjahr in der Gerste und im Weizen.

Im Weizen zeigten sich in den organisch gedüngten Varianten durchwegs höhere N₂O Emissionen als in der mineralisch gedüngten Kontrolle, obwohl dort der Gehalt an mineralischem Stickstoff deutlich erhöht war (Abbildung 14). Auffällig war im Weizen ausserdem, dass die N₂O-Emissionen erst nach der zweiten Düngergabe deutlich anstiegen (Abbildung 9). Auch in der Gerste im Frühjahr 2020 stiegen die N₂O-Emissionen in Folge der Düngerausbringungen an. Dabei waren nach der ersten Ausbringung die Emissionen aus den organischen Düngern am höchsten, gefolgt von MIN und schliesslich NON. Ein solcher Emissionsverlauf konnte auch schon im Vorjahr nach der zweiten Düngerausbringung festgestellt werden. Nach der zweiten Ausbringung wurden erhöhte Emissionen aus den Verfahren SLU und LID gemessen, während die anderen Verfahren ähnlich zu NON waren und nur wenig N₂O emittierten. Nach ca. 45 Tagen, Anfang Mai 2020, stiegen die N₂O-Emissionen in allen Verfahren noch einmal an. Dieser Anstieg lässt sich mit einem deutlichen Temperaturanstieg im Mai 2020 und Regen nach mehrwöchiger Trockenperiode erklären (Abbildung 13).

Im Futtergras stiegen die N₂O-Emissionen bereits vor der Düngerausbringung an (Abbildung 9), vermutlich infolge hoher Bodentemperatur und –feuchte im Herbst 2020. Mit einem Zeitversatz von ca. 10 Tagen stiegen im Futtergras die N₂O-Emissionen nach der ersten Düngerausbringung nach einem Niederschlag (34 mm m⁻²) an, während nur ein geringer Anstieg nach der zweiten Düngerausbringung gemessen wurde. Dies hängt vermutlich mit den bereits tieferen Temperaturen während der zweiten Ausbringung Ende Oktober 2020 zusammen. Ausserdem wurden nur 30 kg N ha⁻¹ ausgebracht, so dass auch die Ammonium- und Nitratwerte im Boden nach der zweiten Ausbringung im Futtergras nicht nennenswert anstiegen (Abbildung 14).

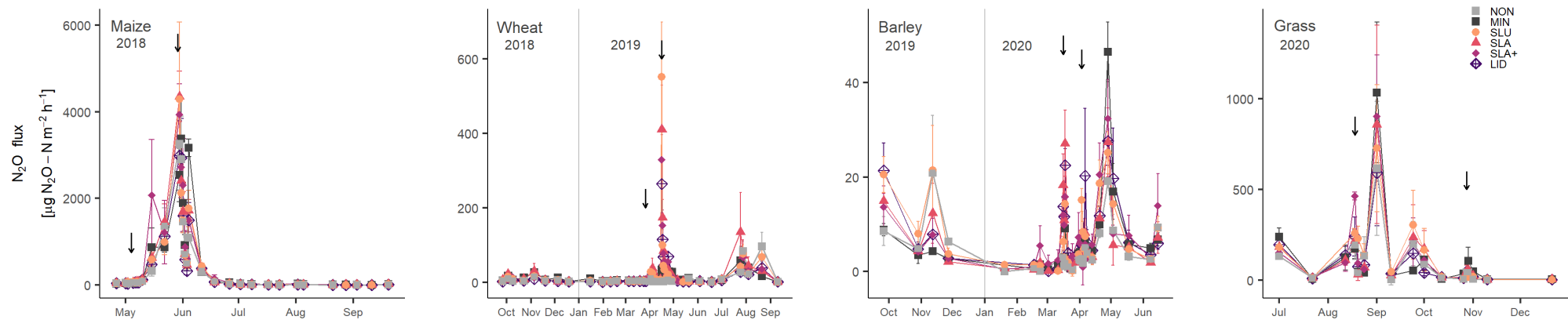


Abbildung 9: Zeitverlauf der N_2O -Emissionen während Mais (2018), Winterweizen (2018/19), Wintergerste (2019/20) und Futtergras (2020). Pfeile in schwarz stellen die Düngergaben in den Frühjahren 2018, 2019 und 2020 und im Herbst 2020 dar. Unterschiedliche Skalierung der y-Achsen beachten.

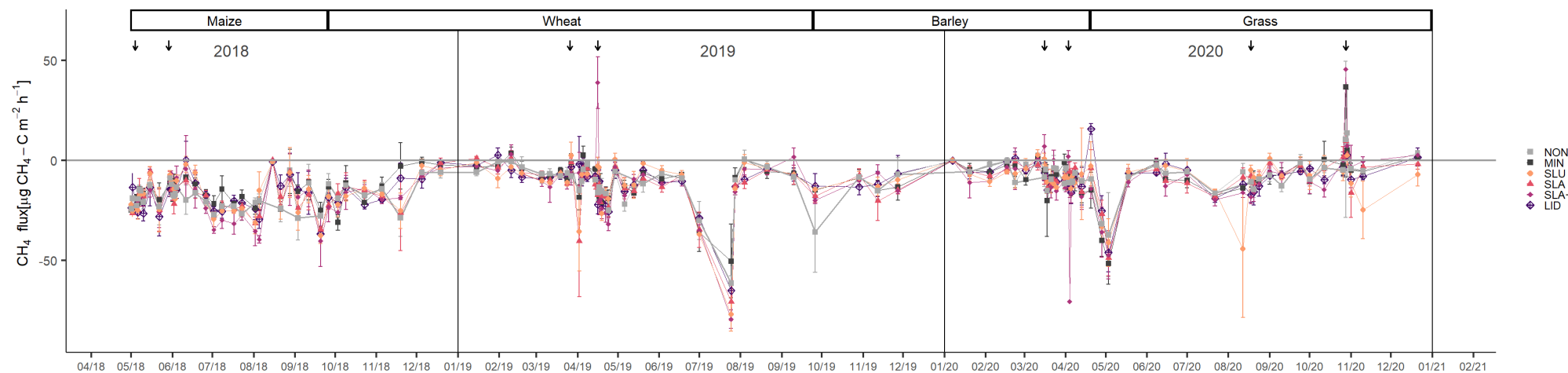


Abbildung 10: Zeitverlauf der CH_4 -Emissionen während Mais (2018), Winterweizen (2018/19), Wintergerste (2019/20) und Futtergras (2020). Pfeile in schwarz stellen die Düngergaben in den Frühjahren 2018, 2019 und 2020 und im Herbst 2020 dar. Die Textboxen am oberen Rand der Grafik zeigen die Periode der jeweiligen Kulturen von einer Bodenbearbeitung bis zur nächsten.

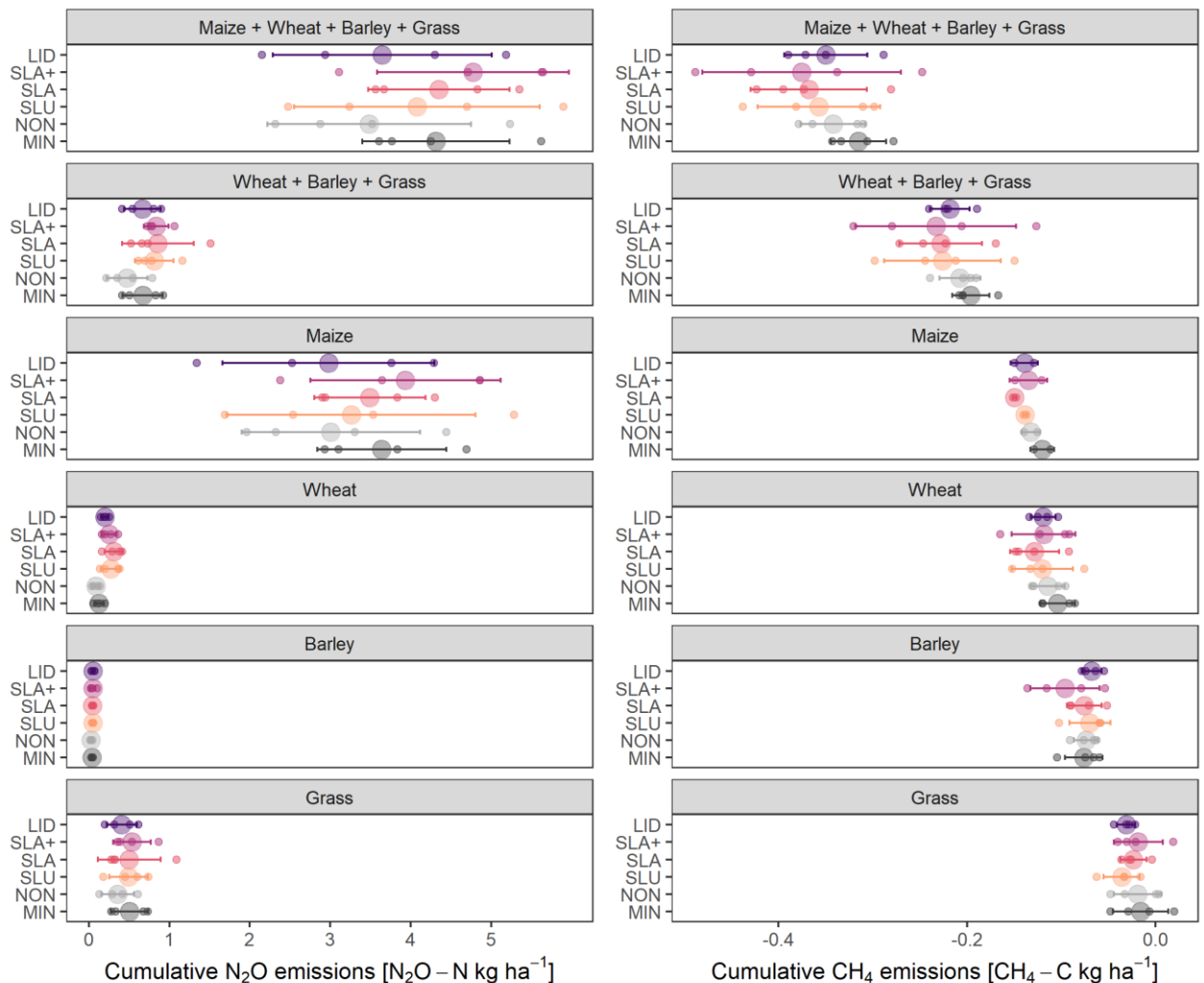


Abbildung 11: Kumulative N_2O - und CH_4 -Emissionen pro Kultur bzw. über mehrere Kulturen hinweg. Mittelwert und Standardabweichung (grosser Kreis mit Fehlerbalken) und Einzelwerte pro Replik (kleine Kreise). Die Anzahl der Messpunkte variierten von Kultur zu Kultur. Pro Verfahren und Wiederholung waren es: 34 im Mais, 40 im Weizen, 37 in der Gerste und 20 im Gras. Bei den Düngerausbringungen im Frühjahr und Herbst 2020 wurden deutliche CH_4 -Emissionen gefunden (siehe auch Text und Abbildung 12) in den Verfahren mit organischen Düngern, während die beiden Kontrollen MIN und NON keinen Anstieg aufwiesen. Für die Berechnung der kumulativen Emissionen in dieser Abbildung wurden die Werte für N_2O und CH_4 am Tag der Düngerausbringung nicht berücksichtigt.

Die CH_4 -Emissionen zeigten durchwegs negative oder sehr niedrige positive Werte (Abbildung 10). Eine Beeinträchtigung der CH_4 -Senkenwirkung des Bodens durch den Einsatz von Ammonium-reichen Recyclingdüngern konnte nicht beobachtet werden. Lediglich bei einer Messung in SLA+ nach der zweiten Düngergabe im Frühjahr 2019 und bei der vierten Düngergabe im Herbst 2020 wurden positive Emissionen gemessen.

Im Frühjahr und Herbst 2020 wurden die N_2O - und CH_4 -Emissionen am Tag der Düngerausbringung, also direkt nach Applikation der Dünger gemessen. Dabei wurde in der Regel kein N_2O -Peak am Tag der Ausbringung festgestellt, mit Ausnahme des 18.8.2020, als die N_2O -Emissionen in allen Verfahren hoch waren (Abbildung 12), vermutlich aufgrund der Nitratkonzentrationen im Boden, welche hier bereits vor der Düngerausbringung durch Mineralisierung nach Bodenbearbeitung und durch hohe Bodentemperaturen erhöht waren. Dagegen wurden an allen vier Tagen der Düngerausbringungen im

Frühjahr und Herbst 2020 deutliche CH₄-Emissionen gefunden (Abbildung 12). Dabei waren die CH₄-Emissionsraten bei allen organischen Düngern erhöht und im SLA+-Verfahren und bei der letzten Ausbringung auch im SLU-Verfahren besonders hoch, während die beiden Kontrollen MIN und NON keinen Anstieg aufwiesen. Für die Berechnung der kumulativen Emissionen (Abbildung 11) wurden die Werte am Tag der Düngerausbringung nicht berücksichtigt. Für die präzise Integration dieser Peaks in den restlichen Datensatz wären zusätzliche Messungen nötig: am Tag vor der Ausbringung zur selben Tageszeit und mehrfache Messungen am Tag der Ausbringung, idealerweise bei stabilen Wetterbedingungen. Zusätzlich sollten die Messkammern zwischen jeder Messung gut gelüftet werden um Verunreinigungen des Gasvolumens durch die vorherige Messung zu vermeiden. Dadurch liesse sich der Peak zeitlich eingrenzen, so dass die kumulierten Emissionen nicht überschätzt werden.

Die kumulierten N₂O- und CH₄-Emissionen (Abbildung 11) wurden mittels non-parametrischer Varianzanalyse (ANOVA und Tukey's Test) auf Unterschiede zwischen den Verfahren und zwischen den Kulturen untersucht. Dabei wurden im Mais signifikant höhere bodenbürtige N₂O-Emissionen als im Weizen ($p < 0.001$), in der Gerste ($p < 0.001$) und im Futtergras ($p < 0.001$) gemessen. Zusätzlich waren die N₂O-Emissionen im Futtergras signifikant höher als in der Gerste ($p < 0.05$). Am meisten CH₄ wurde durch den aeroben Boden unter Mais und Weizen aufgenommen, und diese beiden Kulturen unterschieden sich nicht signifikant. Die CH₄-Aufnahme in den Boden war unter Mais grösser als in der Gerste ($p < 0.001$) und unter Futtergras ($p < 0.001$), und ebenfalls unter Weizen grösser als unter Gerste ($p < 0.01$) und unter Futtergras ($p < 0.001$). Unter Futtergras waren die kumulierten CH₄-Emissionen höher als in der Gerste ($p < 0.01$).

Signifikante Verfahrensunterschiede zeigten sich nur im Weizen, mit erhöhten N₂O-Emissionen bei allen flüssigen Düngern gegenüber NON ($p < 0.05$) und bei SLU und SLA gegenüber MIN als Trend ($p < 0.1$). Die kumulierten N₂O-Emissionen über die gesamte Messdauer wiesen keine Verfahrensunterschiede auf. Die CH₄-Emissionen zeigten keine signifikanten Verfahrensunterschiede, ausser dass die Werte im Mais in MIN signifikant höher waren als in SLA ($p < 0.05$).

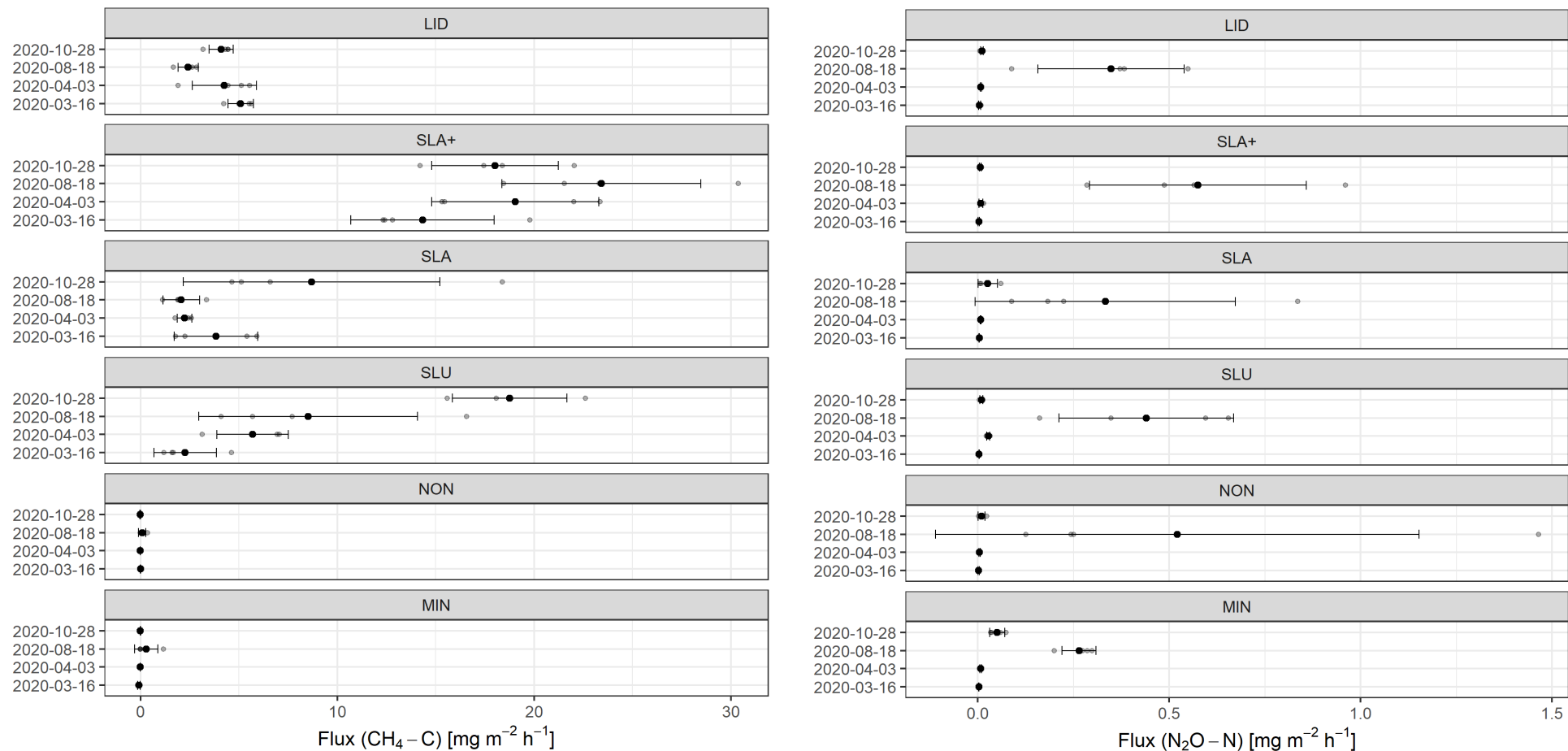


Abbildung 12: Momentaufnahme der CH_4 -Emissionen [$\text{mg CH}_4\text{-C m}^{-2} \text{h}^{-1}$] und N_2O -Emissionen [$\text{mg N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{h}^{-1}$] aus Messungen direkt nach den Düngerausbringungen im Frühjahr und Herbst 2020. Mittelwert und Standardabweichung (grosser Kreis und Fehlerbalken) und Einzelwerte pro Replikat (kleiner Kreis). Für die Berechnung der kumulativen Emissionen in Abbildung 12 wurden diese N_2O - und CH_4 -Flüsse nicht berücksichtigt.

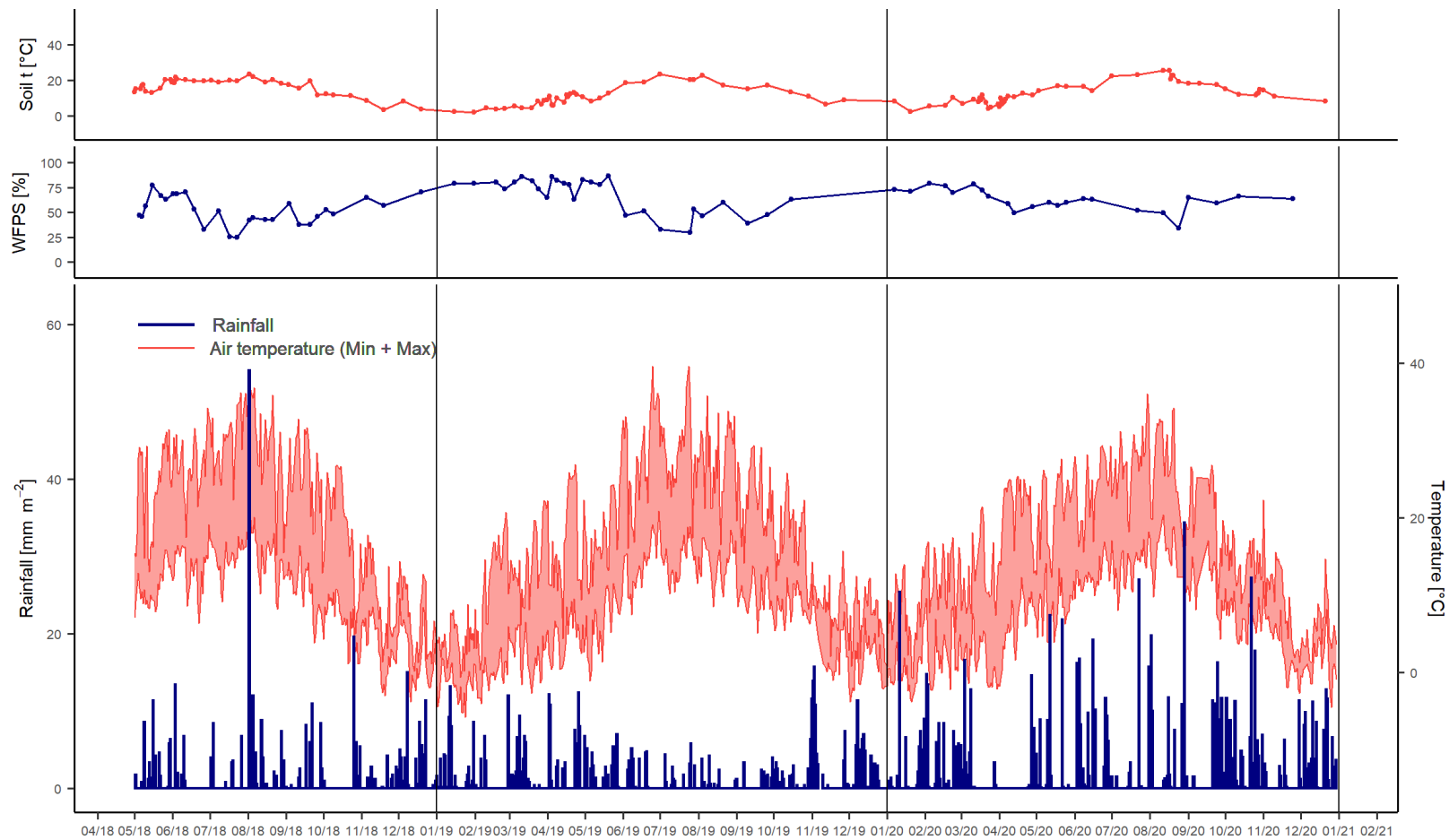


Abbildung 13: Tagesmittelwerte von Niederschlag, minimaler, mittlerer und maximaler Lufttemperatur ($^{\circ}\text{C}$) (agrometeo, Wetterstation Wallbach) und gemessenem «water-filled pore space» (WFPS; 0-20 cm) sowie gemessener Bodentemperatur ($^{\circ}\text{C}$; 0-10 cm) während der Feldbeobachtung für eine 33-monatige Fruchtfolge (Mais-Weizen-Gerste-Futtergras: April 2018 - Dezember 2020).

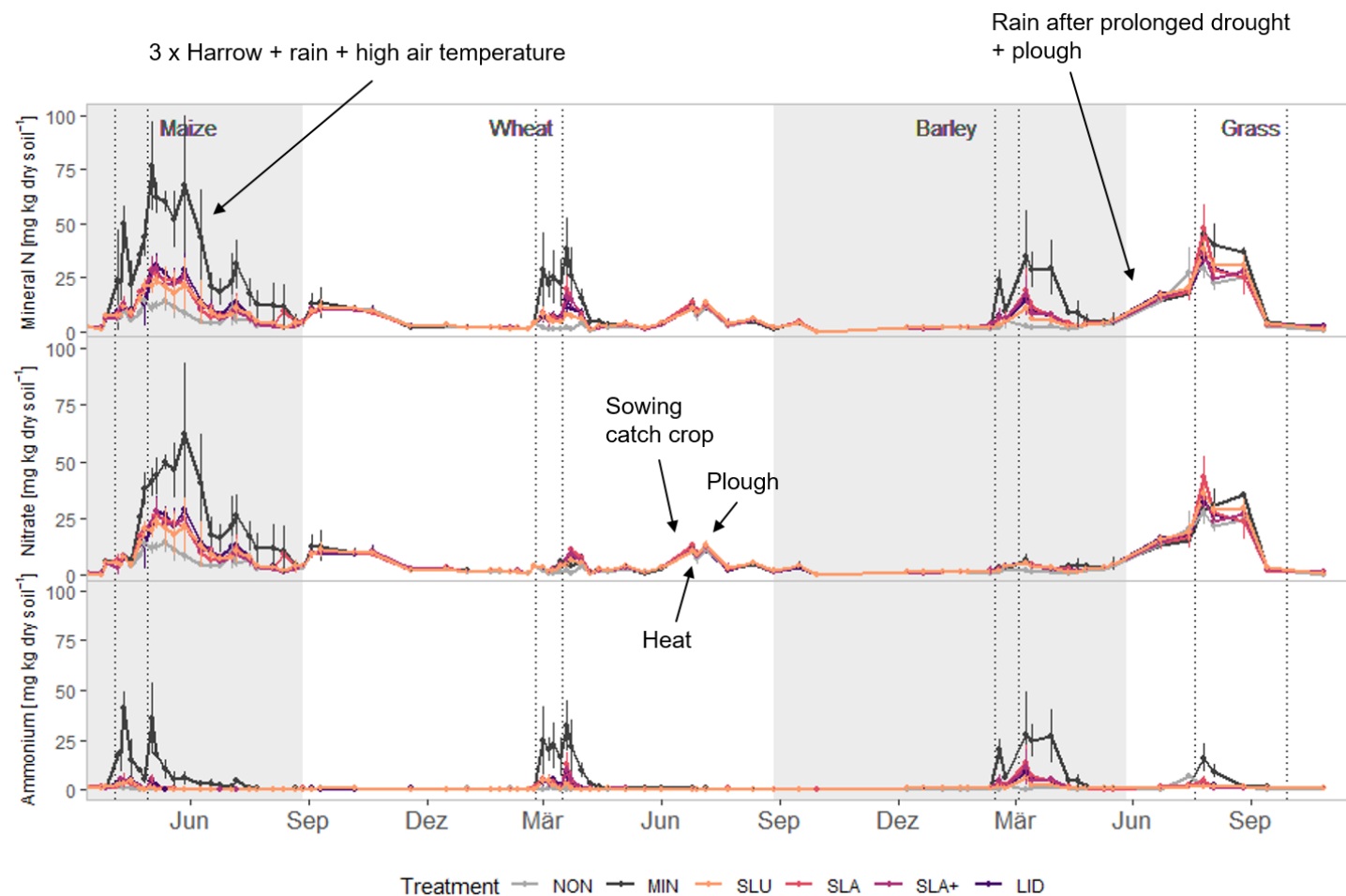


Abbildung 14: Verlauf von gesamt-mineralischem Stickstoff, Ammonium und Nitrat im Boden (0-20 cm) von April 2018 bis Dezember 2020. In Schwarz gestrichelt sind die Düngergaben in den Frühjahren 2018, 2019 und 2020 und im Herbst 2020. Die Schattierung (grau bzw. weiss) zeigt die Periode der jeweiligen Kulturen von einer Bodenbearbeitung bis zur nächsten.

4.2 Begleituntersuchungen

Die Bodentemperaturen während der Düngerausbringungen 2018 (maximum = 25.5 °C im August im Mais) und auch im Herbst 2020 waren deutlich höher als in den Frühjahren 2019 und 2020, während die Bodenfeuchte 2019 und 2020 meist höher war als 2018 (Abbildung 13). Im Frühjahr 2020 fiel im März/April jedoch auffallend weniger Regen als in den anderen Jahren. Weder Bodentemperatur noch Bodenfeuchte unterschieden sich signifikant zwischen den Verfahren.

Der Gehalt des mineralischen Stickstoffs (Ammonium und Nitrat) im Boden (0-20 cm) war erwartungsgemäss im ungedüngten Verfahren häufig am niedrigsten und im mineralisch gedüngten Verfahren am höchsten (Abbildung 14). Die Konzentrationen in den Verfahren mit flüssigen organischen Düngern lagen nach den Düngerausbringungen zwischen NON und MIN. Die Verläufe der Ammoniumkonzentrationen waren für alle Kulturen ähnlich. Im MIN Verfahren stiegen die Ammoniumkonzentrationen unmittelbar nach der Düngung an, während deutlich niedrigere Konzentrationen in SLU, SLA, SLA+ und LID gemessen wurden. Im NON Verfahren blieben die Ammoniumkonzentrationen stetig niedrig. Dagegen waren die Nitratgehalte während der Düngerausbringungen im Frühjahr 2018 während der Maiskultur und im Herbst 2020 im Futtergras deutlich höher als in den Frühjahren 2019 im Weizen und 2020 in der Gerste, und die Unterschiede zwischen 2018 und Herbst 2020 gegenüber den beiden Frühjahren 2019 und 2020 waren nicht auf einzelne Verfahren beschränkt. Im Frühjahr 2018 könnte dies klimatische Gründe haben oder mit dem Wiesenumbruch zusammenhängen, der relativ kurz vor Beginn der Messungen 2018 erfolgte. Auf der Fläche wurde 2016/2017 Winterweizen angebaut und anschliessend ein Zwischenfutter (1.8 Silomax, ohne Luzerne) eingesät. Im Mais wurden die höchsten Nitratgehalte im Boden gemessen. Die niedrigsten Konzentrationen traten in der Gerste im Frühjahr 2020 auf. Im Herbst 2020 war der Boden jahreszeitlich bedingt zunächst noch warm. In Kombination mit der Bodenbearbeitung nach der Gerste könnte dies bereits vor dem Düngen zu erhöhter mikrobieller Aktivität im Stickstoffkreislauf geführt haben.

Bei den Messungen des gelösten organische Kohlenstoffs (POXC) wurden keine Unterschiede zwischen Verfahren oder Kulturen festgestellt (Abbildung 15). Im Rahmen einer Masterarbeit wurden je drei Zeitpunkte für POXC aus den Jahren 2018 und 2020 auf Verfahrensunterschiede und auf Unterschiede zwischen den Jahren statistisch untersucht. Weder zwischen den Jahren noch zwischen den Verfahren wurden signifikante Unterschiede festgestellt. Der Boden-pH schwankte leicht und war tendenziell niedriger im MIN-Verfahren als in den organischen Düngern und NON (Abbildung 16).

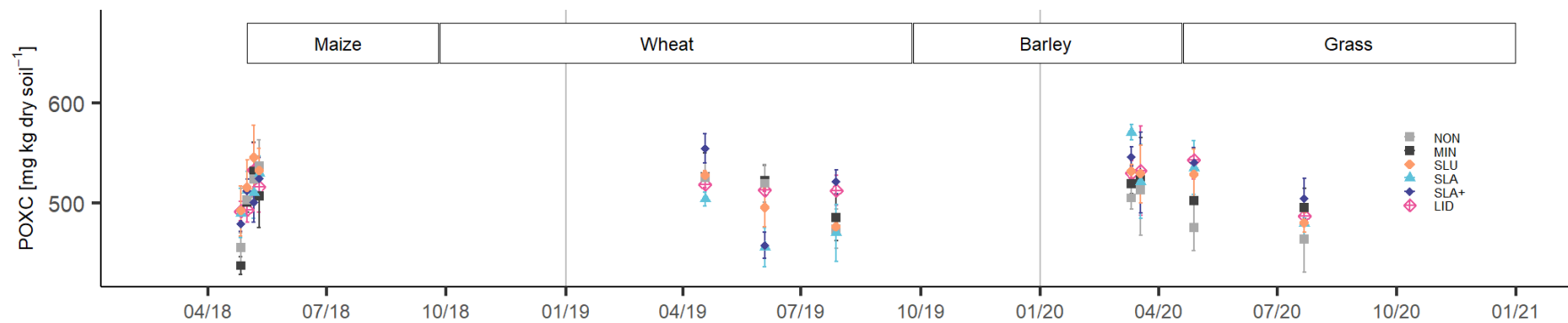


Abbildung 15: Gelöster organischer Kohlenstoff im Boden (POXC) aus einem 33-monatigen Zeitraum mit einer Fruchtfolge aus Silomais, Winterweizen, Wintergerste und Futtergras (April 2018 bis Dezember 2020). Die Werte stellen den Mittelwert $\pm$ SEM dar ($n = 4$).

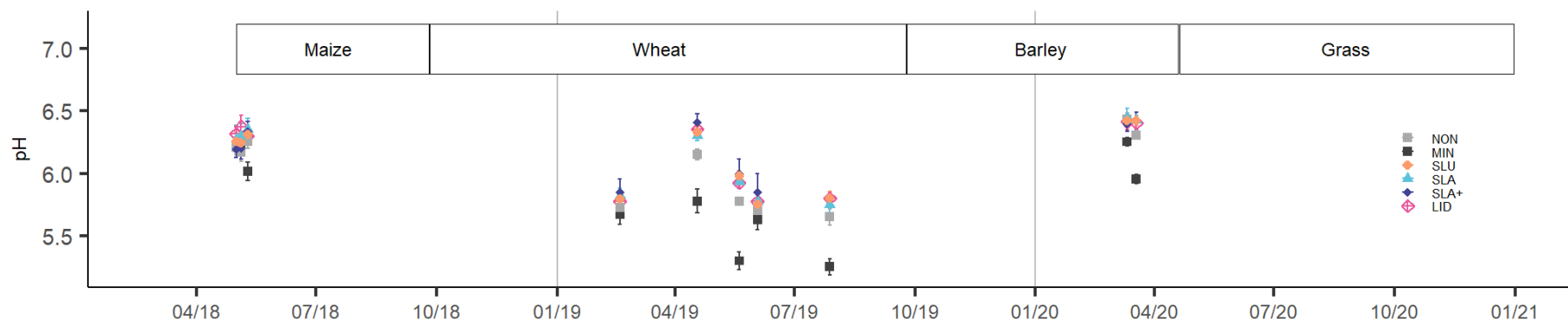


Abbildung 16: pH im Boden aus einem 33-monatigen Zeitraum mit einer Fruchtfolge aus Silomais, Winterweizen, Wintergerste und Futtergras (April 2018 bis Dezember 2020). Die Werte stellen den Mittelwert $\pm$ SEM dar ($n = 4$).

4.3 Korrelation der N₂O- und CH₄-Emissionen mit abiotischen Variablen

Die Zeitverläufe der N₂O-Emissionen während der Kulturen Silomais, Winterweizen, Wintergerste und Futtergras wurden mit einem linearen gemischten Modell auf Korrelationen mit Bodentemperatur, -feuchte, pH und Konzentrationen von gelöstem mineralischem Stickstoff im Boden untersucht. Dabei wurde je ein Modell für jede Kultur erstellt und ein zusätzliches Modell über alle Kulturen hinweg gerechnet. Die Ergebnisse der einzelnen Modelle wurde in einem *Forest-Plot* gemeinsam visualisiert (Abbildung 17; Abschnitt 3.5: Feldmessungen von N₂O- und CH₄-Emissionen). In der Grafik sind die Schätzwerte («*Estimates*») aus den linearen gemischten Modellen als Symbole dargestellt (ein Symboltyp pro Modell). Sie zeigen an, wie stark die N₂O-Flüsse durch die erklärenden Variablen beeinflusst werden. Die horizontalen Linien links und rechts der Schätzwerte geben die jeweiligen Konfidenzintervalle (95%) an. Je kürzer die Linien der Konfidenzintervalle sind, desto verlässlicher ist das Resultat. Die vertikale graue Linie in der Abbildung stellt den Schwellenwert für die Signifikanz der Ergebnisse dar. Wenn das Konfidenzintervall eines Parameters sich nicht mit der Schwellenwertlinie überschneidet, ist der Effekt signifikant. Ein signifikanter Effekt bedeutet, dass sich die N₂O-Flüsse in Abhängigkeit vom jeweiligen Parameter signifikant vom Mittelwert der N₂O-Flüsse (pro Kultur) unterscheiden. Liegen die Schätzwerte für einen Parameter > 1, so bedeutet das, dass die N₂O-Flüsse durch den Einfluss dieses Parameters im Vergleich zum Mittelwert der N₂O-Flüsse gestiegen sind. Liegen sie < 1, gilt im Umkehrschluss, dass dieser Parameter zu niedrigeren N₂O-Flüssen, im Vergleich zum Mittelwert, beigetragen hat.

Ein Anstieg des WFPS um 1% WFPS führte im Vergleich mit den mittleren N₂O-Flüssen zu einem signifikanten Anstieg der N₂O-Emissionen (+ 0,3 – 0,4 µg N₂O-N m² h⁻¹) in den Kulturen Mais und Weizen sowie über alle Kulturen hinweg. In der Gerste war der Einfluss des WFPS auch signifikant, jedoch führte eine Zunahme um 1% WFPS hier zu niedrigeren N₂O-Flüssen (- 0,4 µg N₂O-N m² h⁻¹). Dies lässt sich dadurch begründen, dass der WFPS in der Gerste zum Zeitpunkt der ersten Düngerausbringung bei > 60% lag, bis zur zweiten Düngung jedoch auf < 60% abfiel und dadurch die N₂O-Bildung verringerte.

Bei den Ergebnissen für die Bodentemperatur wurde insgesamt eine höhere Variabilität (längere Konfidenzintervalle) im Vergleich zu den Ergebnissen vom WFPS festgestellt. Für die Bodentemperatur wurde ein signifikanter erhöhender Einfluss (+ 0,6 – 1,13 µg N₂O-N m² h⁻¹) bei einer Zunahme von 1°C der Bodentemperatur auf die N₂O-Flüsse im Mais, Weizen, in der Gerste und über alle Kulturen hinweg beobachtet. Damit hatte die Bodentemperatur den stärksten Einfluss von allen Parametern. Im Futtergras war die Bodentemperatur jedoch nicht signifikant ausschlaggebend für die N₂O-Flüsse.

In allen Kulturen bis auf die Gerste waren die Nitratgehalte ausschlaggebend für ansteigende N₂O-Emissionen. Unterschiede zwischen den Kulturen gab es in der Grössenordnung der Einflüsse eines Anstiegs der Nitratgehalte. Im Mais, Futtergras und über alle Kulturen hinweg lag die Zunahme der N₂O-Emissionen nach einem Anstieg der Nitratgehalte um 1 mg NO₃-N kg⁻¹ Boden⁻¹ in einem ähnlichen Rahmen (+ 0,3 – 0,6 µg N₂O-N m² h⁻¹), während der Effekt im Weizen deutlich grösser war (+ 1,14 µg N₂O-N m² h⁻¹). Der Schätzwert in der Gerste wies ein grosses Konfidenzintervall auf und es wurde kein signifikanter Einfluss der Nitratgehalte gefunden. Jedoch beeinflussten in der Gerste die Ammoniumgehalte nach einem Anstieg um 1 mg NH₄-N kg⁻¹ Boden⁻¹ die N₂O-Emissionen signifikant positiv (+ 0,3 µg N₂O-N m² h⁻¹), so dass die fehlende Korrelation mit den Nitratgehalten vermutlich einem Zeitversatz in der Mineralisierung im Boden zuzuschreiben ist, begründet durch niedrige

Bodentemperaturen während der Düngerausbringung in der Gerste. Im Weizen führte eine Zunahme der Ammoniumgehalte um $1 \text{ mg NO}_3\text{-N kg}^{-1} \text{ Boden}^{-1}$ ebenfalls zu einem Anstieg der N_2O -Emissionen ($+ 0,5 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$), vermutlich durch die gleichen Umstände wie in der Gerste begründet. Über alle Kulturen hinweg war der Einfluss der Ammoniumgehalte ebenfalls signifikant und lag in der gleichen Grössenordnung wie im Weizen. Im Futtergras wurde kein signifikanter Einfluss der Ammoniumgehalte im Boden auf die N_2O -Flüsse gefunden, hier war zusätzlich das Konfidenzintervalle gross. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass die Ammoniumgehalte nach beiden Düngergaben im Futtergras nur wenig anstiegen (Abbildung 14).

Ein Anstieg der Bodenfeuchte und Bodentemperatur führte über alle Kulturen analysiert hoch signifikant zu weniger stark negativen CH_4 -Emissionen (Tabelle 7), wobei nur wenige Einzelwerte über den gesamten Zeitraum im positiven Bereich lagen (Abbildung 10). Gleichermassen führten ein Anstieg von Nitrat- und Ammoniumgehalten im Boden signifikant zu höheren CH_4 -Emissionen. Möglicherweise hängt dies mit einer generellen Zunahme der mikrobiellen Aktivität nach organischer Düngung zusammen.

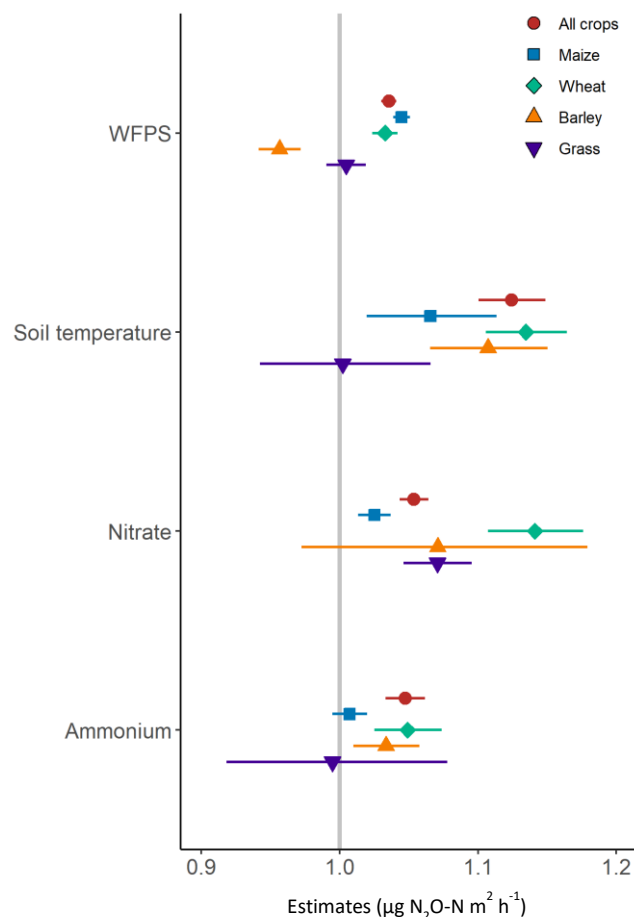


Abbildung 17: Forest-Plot für bodenbürtige N_2O -Emissionen (in $\mu\text{g N}_2\text{O-N m}^2 \text{ h}^{-1}$) in Abhängigkeit von der Bodentemperatur, der WFPS und den Nitrat- und Ammoniumgehalten im Boden. Die Symbole stellen Parameterschätzungen für Mais, d. h. Silomais ($n = 406$), Weizen, d. h. Winterweizen ($n = 656$), Gerste, d. h. Wintergerste ($n = 287$), Gras, d. h. Futtergras ($n = 137$) und für alle Kulturen ($n = 1486$) $\pm 95\%$ Konfidenzintervalle dar. Die durchgezogene graue Linie stellt den Schwellenwert für die Signifikanz der Ergebnisse dar. Die Effekte sind signifikant, wenn die Konfidenzintervalle den Schwellenwert nicht schneiden. Sind die Effekte > 1 , sind sie grösser als der durch den Schwellenwert bestimmte zu erwartende Effekt.

Tabelle 7: Einfluss von Bodenparametern auf die Emissionen von CH₄ über alle Kulturen (Silomais + Winterweizen + Wintergerste + Futtergras; Anzahl korrelierter Einzelwerte = 272). Die Verläufe der CH₄-Emissionen wurden mit den Verläufen der Bodenparameter in einer Zeitreihenanalyse korreliert. Es wurden nur Zeitpunkte für die Korrelation berücksichtigt, welche Messungen aller Parameter am selben Zeitpunkt enthalten. Signifikanzlevel: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$. Bei signifikantem p -Wert gilt, dass je höher der F-Wert, desto stärker die Korrelation.

	Bodentemperatur (°C)	WFPS (%)	NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)
<i>p</i> -Wert	0.0004 ***	< 0.001 ***	0.014 *	0.004 **
<i>F</i> -Statistik	12.4	290.4	6.1	8.4

4.4 NH₃-Emissionen

Die NH₃-Verflüchtigungsraten lagen in den ersten zwei Stunden zwischen 0,8 – 5,7 kg NH₃-N ha⁻¹ h⁻¹ und waren 6 h nach der Düngung auf 0,1 – 1,9 kg NH₃-N ha⁻¹ h⁻¹ abgesunken (Abbildung 18). Die durchschnittliche kumulative NH₃-Verflüchtigung (kg NH₃-N ha⁻¹) aus SLU nach 24 h war häufig etwa ein Drittel niedriger als bei SLA und LID (Tabelle 8). Ausgedrückt als %N_{tot} war die NH₃-Verflüchtigung aus SLU ebenfalls etwa ein Drittel geringer als bei SLA und LID, während sie als Anteil von TAN in SLU etwa ein Viertel geringer war als bei SLA und LID. Die kumulative NH₃-Verflüchtigung aus SLA und LID war etwas variabler als bei SLU. Obwohl der %TAN-Verlust nach 54 h bei SLU etwa ein Drittel niedriger war als bei SLA und LID, waren die Unterschiede aufgrund der hohen Variabilität zwischen den Ergebnissen von Jahr zu Jahr nicht signifikant.

Die vorhergesagte kumulative NH₃-Verflüchtigung über die Zeit, ausgedrückt als %TAN, variierte zwischen den Verfahren und Düngerausbringungen (Abbildung 19). SLA und LID zeigten eine höhere Variation zwischen den Verfahren als SLU, wo die Daten weniger variierten und eine bessere Modellanpassung erreicht wurde. Der maximal vorhergesagte %TAN-Verlust betrug 32 % für SLU ($p < 0,01$) und etwa 40 % für SLA (42,8 % TAN, $p < 0,001$) und LID (41,8 % TAN, $p < 0,001$). Die Hälfte des maximalen Verlusts trat bei LID innerhalb von 3,2 Stunden, bei SLA innerhalb von 4 Stunden und bei SLU innerhalb von 5,6 Stunden auf.

Mittels linearer Regressionen wurde der Einfluss von wetterbezogenen Grössen (Lufttemperatur, Sonnenstrahlung, Niederschlag und Windgeschwindigkeit) sowie von düngerbezogenen Grössen (pH, Trockensubstanzgehalt, Ausbringungsmenge, TAN und N_{tot}) auf NH₃-Verluste analysiert. Nur die Daten der ersten 6 h zeigten hochsignifikante negative Einflüsse von Ausbringungsmenge ($p = 0,015$), Trockensubstanzgehalten ($p = 0,029$) und Niederschlag ($p = 0,01$). Die NH₃-Verluste während der ersten 24 h nach der Ausbringung stiegen signifikant mit Windgeschwindigkeit ($p = 0,004$), Sonnenstrahlung ($p = 0,02$) und Niederschlag ($p = 0,02$) an. Für die Lufttemperatur ($p = 0,09$) wurde ein Trend gefunden.). Die 54 h nach der Düngung gemessene NH₃-Verflüchtigung wurde signifikant durch die Sonnenstrahlung ($p = 0,02$) bestimmt. Für die Lufttemperatur ($p = 0,07$) und die Windgeschwindigkeit ($p = 0,06$) sowie für Trockensubstanzgehalte ($p = 0,05$) und Ausbringungsmenge ($p = 0,05$) wurden Trends gefunden. Der pH-Wert des Düngers war in keinem der Regressionsmodelle signifikant mit den NH₃-Emissionen korreliert.

Redundanzanalysen mit anschließender Variationspartitionierung ergaben, dass der Variablencluster Wetter (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit und Sonnenstrahlung) 49,5% des NH₃-Verlustes nach 54 h erklären konnte während Düngervariablen (Trockenmassegehalt, Gesamt-N und NH₄⁺-N) 15,4% der Variation ausmachten und 31,9% unerklärt blieben (Abbildung 20).

Tabelle 8: Messung der NH₃-Verluste an 5 Ausbringungsterminen: Pflanzenbestand, Düngereigenschaften, mittlere kumulative NH₃-Verflüchtigung und Beobachtungen nach dem Ausbringen von Rindergülle (SLU), landwirtschaftlichen Biogasgärresten (SLA) und industriellen Gärresten (LID).

Year	Application	Treatment	Crop type	Crop height [m]	Fertilizer TAN [g L ⁻¹]	Fertilizer dry matter [%]	pH	Volume [t ha ⁻¹]	Plot size [m ²]	Air temperature (2h) [°C]	Air temperature (24h) [°C]	Air temperature (54h) [°C]	Wind speed (2h) [°C]	Wind speed (24h) [°C]	Wind speed (54h) [°C]	NH ₃ -emissions (24h) [% TAN]	NH ₃ -emissions (54h) [% TAN]	NH ₃ -emissions (24h) [kg ha ⁻¹]	NH ₃ -emissions (54h) [kg ha ⁻¹]	Rainfall [mm m ²]	Remarks
2018	1	SLU	SM	2	1.3	4	7.2	37	1050	17	17	19	1.4	1.4	2.1	26	29	9	10	0	Puddles of fertilizer
2018	2	SLU	SM	25	1.1	4	7.4	37	1280	25	21	20	1.6	1	1.7	35	37	10	11	12	
2019	1	SLU	WW	30	1.3	4	7.1	36	1002	11	6	7	3.5	2.2	2.6	36	36	14	14	0	Trail hose lines at 90 degrees angle to plant rows
2019	2	SLU	WW	45	1.8	3	7.3	56	1004	13	12	14	2.6	2.5	2.3	15	16	5	5	3.4	Inviscid slurry; Rainfall within the first 2-3 hours
2020	2	SLU	WB	33	0.6	6	7.1	23	1074	14	8	11	4.1	2	2.7	28	36	7	9	0	Trail hose lines at 90 degrees angle to plant rows
2018	1	SLA	SM	2	0.7	6	7.9	18	828	18	17	19	1.5	1.3	2.1	50	56	19	22	0	Puddles of fertilizer
2018	2	SLA	SM	25	0.7	5	7.8	19	1241	25	21	20	1.4	1	1.7	56	57	21	22	12	
2019	1	SLA	WW	30	0.8	4	7.8	20	1038	11	6	7	3.5	2.2	2.6	35	35	15	14	0	
2019	2	SLA	WW	45	1.1	6	8	20	1033	13	12	14	2.6	2.5	2.3	18	17	10	9	3.4	Rainfall within the first 2-3 hours; Trail hose lines at 90 degrees angle to plant rows
2020	2	SLA	WB	33	0.4	6	8	11	1109	14	8	11	3.9	2	2.7	39	43	15	16	0	Trail hose lines at 90 degrees angle to plant rows
2018	1	LID	SM	2	0.5	11	7.8	13	1162	18	17	19	1.5	1.3	2.1	34	44	13	17	0	Puddles of fertilizer
2018	2	LID	SM	25	0.4	15	7.8	12	1173	25	20	20	1.4	1	1.7	65	69	24	26	12	
2019	1	LID	WW	30	0.5	8	7.8	13	990	11	6	7	3.5	2.2	2.6	3	39	14	15	0	Trail hose lines at 90 degrees angle to plant rows
2019	2	LID	WW	45	0.5	10	7.8	13	1050	12	12	14	2.4	2.5	2.3	22	25	9	10	3.4	Rainfall within the first 2-3 hours; Trail hose lines at 90 degrees angle to plant rows
2020	2	LID	WB	33	0.4	9	7.8	12	1166	14	8	11	3.9	2	2.7	28	38	10	13	0	Trail hose lines at 90 degrees angle to plant rows

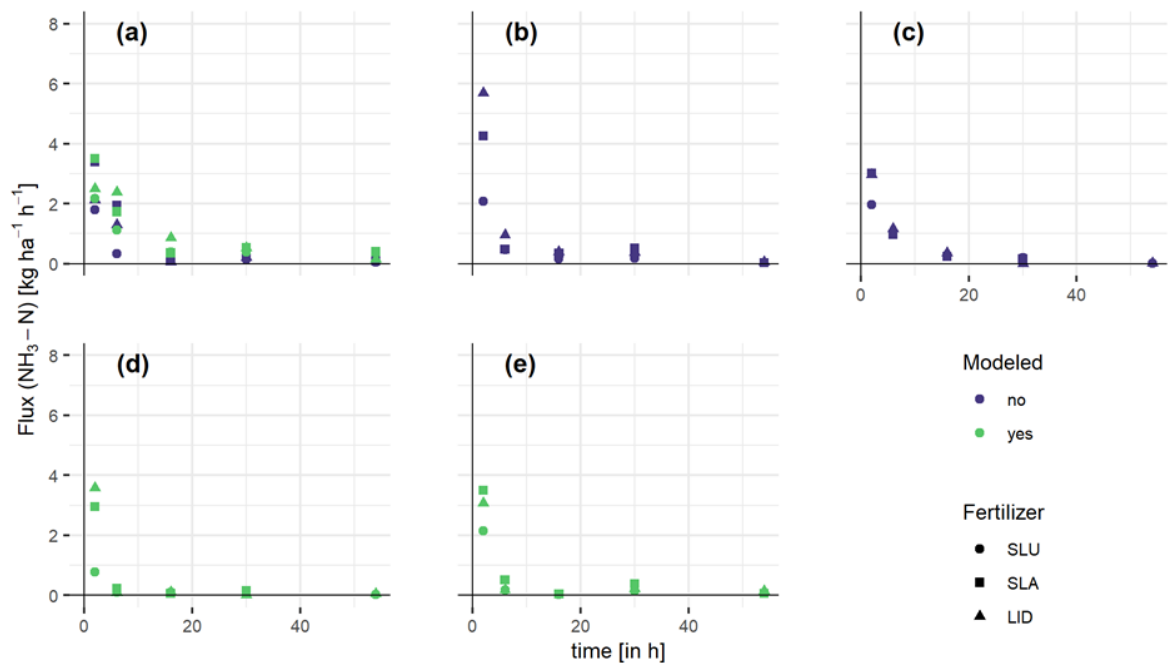


Abbildung 18: NH₃-N-Verflüchtigungsrate (kg ha⁻¹ h⁻²) aus SLU, SLA und LID, berechnet mit atmosphärischen Daten aus einem 3D Sonic Anemometer (Modelliert = "nein") und mit modellierten atmosphärischen Daten (Modelliert = "ja"). Die Panels repräsentieren jeweils eine Probenahmeekampagne aus drei aufeinanderfolgenden Jahren: 2018 ((a) = 3.5.2018 - 9.5.2018, (b) = 29.5.2018 - 5.6.2018), 2019 ((c) = 26.3.2019 - 30.3.2019, (d) = 16.4.2019 - 20.4.2019 und 2020 ((e) = 3.4.2020 - 7.4.2020)). Die Daten der Ausbringung im März 2020 sind aufgrund technischer Probleme unvollständig und deshalb nicht in der Abbildung enthalten.

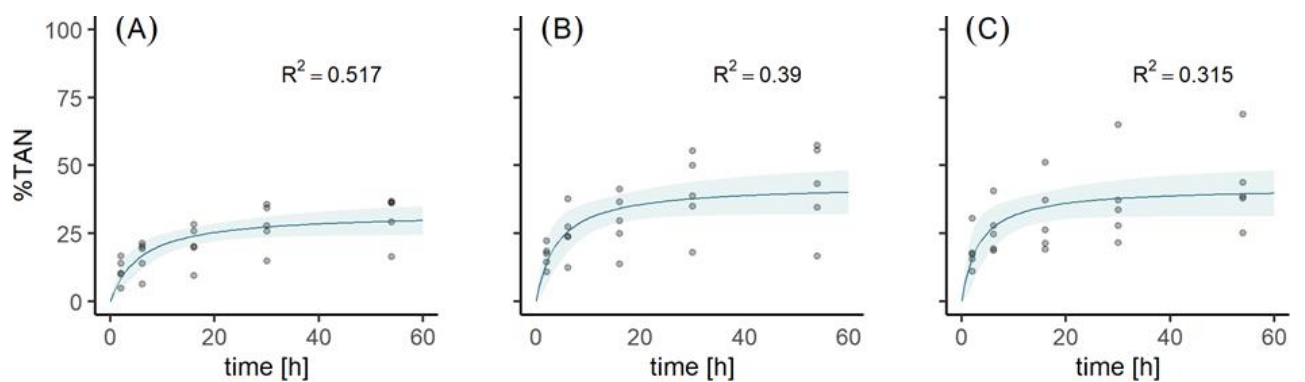


Abbildung 19: Kumulative NH₃-Verflüchtigung und Konfidenzintervall von SLU (A), SLA (B) und LID (C) als Prozentsatz des insgesamt ausgebrachten NH₄⁺ (TAN) über 54 Stunden nach der Düngerausbringung. Die Vorhersage der NH₃-Emissionen pro Verfahren im Mittel wurde mithilfe der Michaelis-Menten Dynamik gerechnet (Sommer and Ersboll, 1994)

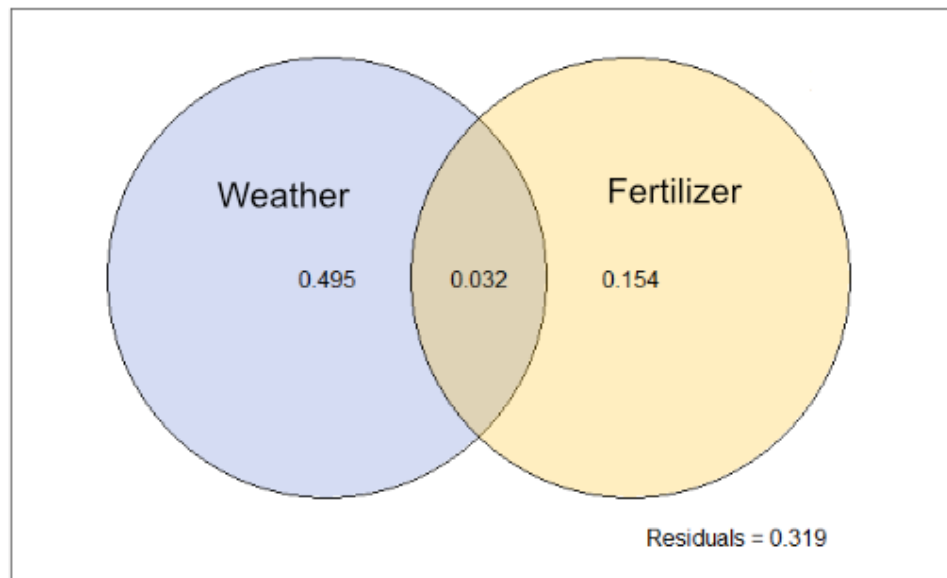


Abbildung 20: Venn-Diagramm, das den Beitrag der beiden Variablengruppen Wetter (Lufttemperatur, Sonnenstrahlung und Windgeschwindigkeit) und Dünger (Trockensubstanz, Gesamtstickstoff- und NH_4^+ -N-Gehalt) zur Gesamtvariation der NH_3 -Verflüchtigung zeigt. 49,5 % der NH_3 -Verluste waren wetterbedingt, während 15,4 % durch die Dünger definiert wurden. 3,2 % der Variation werden sowohl von Wetter und Dünger erklärt. Die Restvariation (residuals) zeigt die unerklärte Variation des Modells an.

4.5 Säulenversuch

In Vorversuchen wurde in der ersten Hälfte 2020 das Versuchssystem getestet und optimiert. Vortests mit Inkubationen kleiner Mengen Boden mit Rindergülle, Mineraldünger und Nitrifikationsinhibitor 3,4-Dimethylpyrazol-Phosphat (DMPP) bestätigten die Wirksamkeit des Inhibitors in dem gewählten Boden (ein sandiger Lehm, der sich für Topfversuche besser eignet als der Boden aus Wallbach, der wegen des hohen Schluffanteils zu Verschlammung neigt). Auch die Dauer und Effizienzkurve der Wirksamkeit des Inhibitors wurde vorab grob ermittelt, um die N₂O-Messungen an den relevantesten Momenten durchführen zu können.

In den ersten 14 Tagen nach Beginn des Haupt-Experiments stiegen die N₂O-Emissionen in allen Verfahren zunächst an (Abbildung 21). Dieser Anstieg war auch in der ON-Kontrolle zu beobachten und ist womöglich durch Mineralisierungsprozesse ausgelöst durch die Bodendurchmischung beim Ansetzen des Versuchs und durch die hohen Temperaturen im August 2020 entstanden. Das Gewächshaus war nicht ausreichend temperaturreguliert. Anhand der kumulierten N₂O-Emissionen nach 73 Tagen Versuchsdauer war ersichtlich, dass der Nitrifikationshemmer DMPP in allen Düngerverfahren, insbesondere jedoch in den organischen Düngern, die N₂O-Emissionen effizient reduzierte. Von besonderem Interesse waren die N₂O-Emissionen im SLA+-Verfahren, welche gegenüber dem SLA Verfahren auch ohne DMPP reduziert waren. Dies deutete darauf hin, dass die Pflanzenkohle in diesem Versuch zur Reduktion von N₂O-Emissionen beitrug.

Die CH₄-Emissionen waren während der gesamten Versuchsdauer in allen Verfahren bis auf SLU sehr niedrig. Erhöhte CH₄-Emissionen im SLA+-Verfahren, wie im Feldversuch am Tag der Düngerausbringung beobachtet, wurden in diesem Versuch nicht festgestellt, obwohl die erste Gasmessung unmittelbar nach dem Ansetzen des Versuchs, d.h. noch am selben Tag, stattfand. Im SLU-Verfahren stiegen die CH₄-Emissionen kurz nach Versuchsbeginn an und blieben über mehrere Wochen erhöht. DMPP bewirkte dabei einen Anstieg der CH₄-Emissionen gegenüber SLU ohne DMPP. Der Eintrag von leicht löslichem Kohlenstoff im SLU-Verfahren könnte zu den CH₄-Emissionen geführt haben.

Die Zugabe von Pflanzenkohle im SLA+-Verfahren erhöhte die Abundanz von AOA um 61% im Vergleich zu SLA, hatte aber keinen Einfluss auf AOB, *nosZ* und *nosZ-II* (Abbildung 23). DMPP verringerte die Abundanz von AOB um 50%, wenn es zusammen mit Ammoniumsulfat ausgebracht wurde, und in Kombination mit SLU, SLA und SLA+ um 24-35%, wirkte sich aber nicht auf die AOB-Abundanz in NON aus. Die Wirkung von DMPP auf AOB war bis zum Tag 54 nachweisbar. Die Abundanzen funktioneller Gene im Säulenversuch unterschieden sich nicht zwischen SLU und SLA.

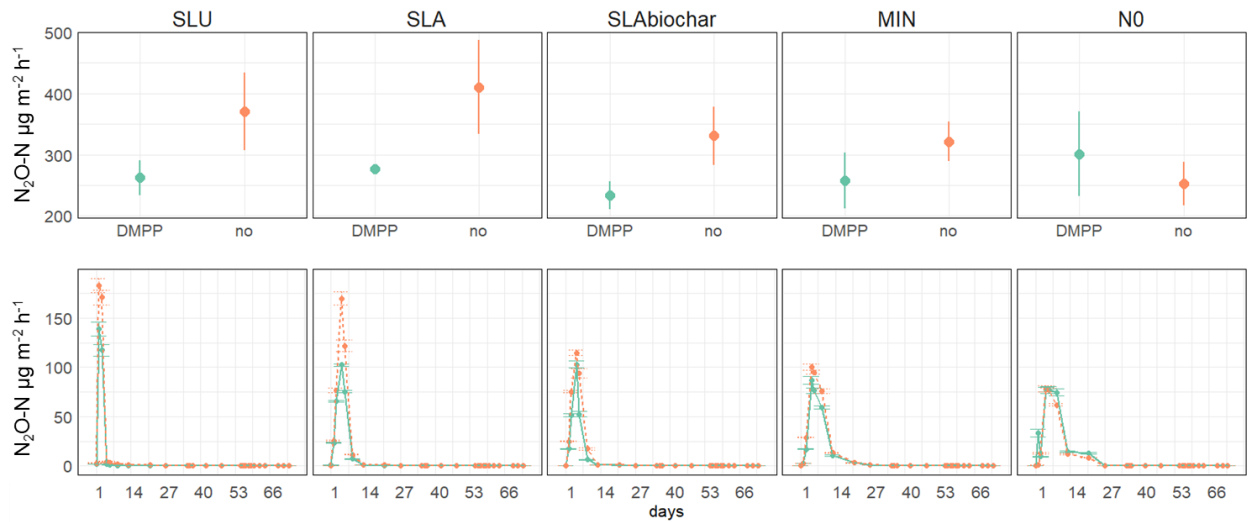


Abbildung 21: Kumulierte Emissionen (oben) und Verlauf der N_2O -Emissionen über 73 Tage (unten) mit (grün) und ohne (orange) den Nitrifikationshemmer DMPP. Verfahren: unvergorene Rindergülle (SLU), anaerob vergorene Rindergülle (SLA), anaerob vergorene Rindergülle mit 2.2 Gewichtsprozent Pflanzenkohle (SLA+), Ammoniumsulfat (MIN) und Kontrolle (N0).



Abbildung 22: Kumulierte Emissionen (oben) und Verlauf der CH_4 -Emissionen über 73 Tage (unten) mit und ohne den Nitrifikationshemmer DMPP. Verfahren: unvergorene Rindergülle (SLU), anaerob vergorene Rindergülle (SLA), anaerob vergorene Rindergülle mit 2.2 Gewichtsprozent Pflanzenkohle (SLA+), Ammoniumsulfat (MIN) und Kontrolle (N0).

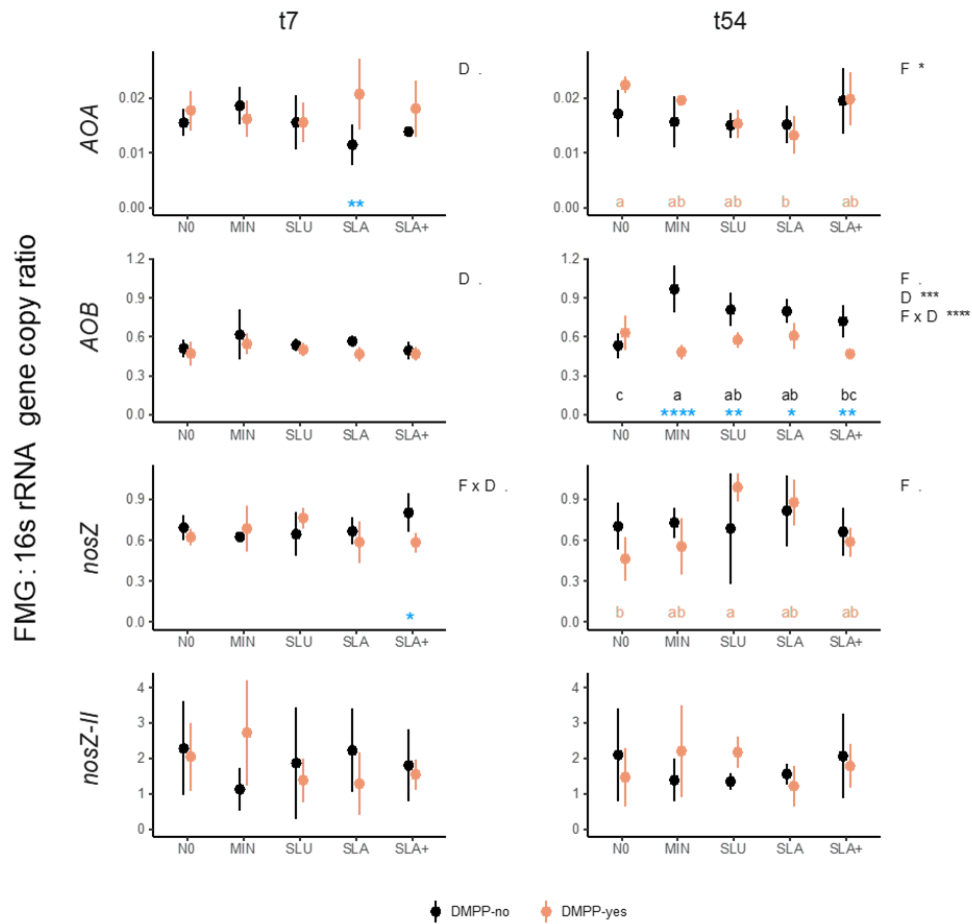


Abbildung 23: Abundanzen der funktionellen mikrobiellen Gene (FMG) AOA (Archaeen-amoA), AOB (Bakterien-amoA), *nosZ* und *nosZ-II*, ausgedrückt als FMG:16s rRNA-Gen-Kopienverhältnis, 7 (t7) und 54 (t54) Tage nach Beginn des Experiments. Die Werte sind Mittelwerte ± SD (n=4) für Proben mit DMPP (orange) und ohne DMPP (schwarz). Signifikante Ergebnisse einer zweifachen ANOVA mit den Faktoren Dünger (F), DMPP (D) und deren Wechselwirkung (F x D) sind auf der rechten Seite jeder Abbildung dargestellt (. $p < 0,1$, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$, **** $p < 0,0001$). Signifikante Unterschiede zwischen Proben mit und ohne DMPP innerhalb der Verfahren sind mit blauen Sternen gekennzeichnet. Signifikante Unterschiede ($p < 0,05$) zwischen Verfahren sind durch schwarze (DMPP-nein) und orangefarbene (DMPP-ja) Buchstaben gekennzeichnet.

5 Diskussion

Über die gesamte Messperiode gesehen sind vor allem die sehr hohen N_2O -Emissionsraten während des Maisanbaus 2018 auffällig (Abbildung 11). In diesem ersten Jahr wurden keine signifikanten Verfahrensunterschiede festgestellt, denn auch in der ungedüngten Kontrolle ergaben sich beträchtliche N_2O -Emissionen. Ein ähnlicher Effekt wurde auch im DOK-Versuch beobachtet. Nach dem Klee grasumbruch und dem darauffolgenden Maisanbau wurden auch in der seit mehr als 30 Jahren ungedüngten Kontrolle N_2O -Emissionen bis zu $800 \mu\text{g N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ gemessen (Skinner *et al.*, 2019). Die hier gemessenen Werte liegen allerdings um einen Faktor 3-4 höher. Generell sehr hohe Konzentrationen an NH_4^+ und NO_3^- im Boden sowie N_2O -Emissionen in der ungedüngten Kontrolle im Mais weisen auf erhöhte Mineralisierungsraten nach dem Kunstwiesenumbruch hin (Abbildung 14).

Im Weizen stiegen die N_2O -Emissionen jeweils unmittelbar nach den Düngerausbringungen an (Abbildung 9). Dabei waren die N_2O -Emissionen nach der zweiten Düngergabe höher als nach der ersten. Verfahrensunterschiede traten nur im Weizen auf, jedoch nur zwischen SLA und NON bzw. SLA und MIN. Die Literatur zeigt uneinheitliche Auswirkungen von vergorener gegenüber unbehandelter Gülle auf die N_2O -Emissionen (Möller and Stinner, 2009; Eickenscheidt *et al.*, 2014; Verdi *et al.*, 2019; Häfner *et al.*, 2021). Dies liegt daran, dass verschiedene chemische Eigenschaften wie das C:N-Verhältnis der beiden Gärreste sowie Umweltbedingungen zur Komplexität der N_2O -Reaktionen beitragen (Oertel *et al.*, 2016). In der Gerste wurden drei N_2O -Spitzen gemessen, jeweils eine direkt nach den Düngergaben und eine dritte ca. 3 Wochen nach der zweiten Düngergabe. Der dritte Anstieg der Emissionen kann durch einen verzögerten Anstieg der Nitratwerte im Boden sowie auch der Bodentemperatur begründet werden (Abbildung 13). Im Futtergras wurde mit zeitlicher Verzögerung ein N_2O -Peak nach der ersten Düngerausbringung beobachtet. Die Verzögerung ist möglicherweise durch Niederschlag zwei Tage nach dem Düngen bedingt. Nach der zweiten Ausbringung im Futtergras stiegen die N_2O Emissionen nur sehr wenig an. Dies kann durch niedrige Bodentemperatur Ende Oktober sowie eine geringe N-Ausbringungsmenge von 30 kg N ha^{-1} erklärt werden. Insgesamt waren die Emissionen im Futtergras jedoch höher als im Weizen und signifikant höher als in der Gerste. Ein Zusammenhang mit saisonbedingter Temperatur ist wahrscheinlich, denn die erste Ausbringung im Futtergras fand in der zweiten Augushälfte des Jahres statt, während es noch sehr warm war. Dafür spricht auch, dass die N_2O -Emissionen bereits vor der ersten Ausbringung im Futtergras in allen Verfahren, auch im NON, anstiegen.

Wie zu erwarten, konnte in den meisten Kulturen eine positive Korrelation der N_2O -Emissionen mit der Bodentemperatur gefunden werden, nur im Futtergras nicht (Abbildung 17). Im Mais und im Weizen korrelierte die Bodenfeuchte positiv mit den N_2O Emissionen, nicht jedoch im Futtergras. Dies deutet darauf hin, dass im Futtergras die Bodentemperatur und auch die Bodenfeuchte nicht limitierend für die mikrobielle N_2O -Produktion waren. In der Gerste wurden die N_2O -Emissionen ebenfalls signifikant durch einen Anstieg der Bodenfeuchte erhöht, aber in geringerem Ausmass als vom Modell berechnet. In allen Kulturen bis auf die Gerste wurde ein signifikanter Einfluss der NO_3^- Konzentrationen auf die N_2O -Emissionen festgestellt. Dies deckt sich mit Erkenntnissen aus einer anderen Studie (Skinner *et al.*, 2019). In der Gerste und im Weizen zeigten auch die NH_4^+ Konzentrationen einen signifikanten Einfluss auf die N_2O -Emissionen, während dies in den anderen Kulturen nur für NO_3^- der Fall war. Über alle Kulturen hinweg korrelierten sowohl NO_3^- und NH_4^+ , als auch Bodentemperatur und Bodenfeuchte signifikant positiv mit den N_2O -Emissionen.

Um den Einfluss des Eintrags von organischer Substanz durch organische Dünger besser nachvollziehen zu können, wurde 2020 und rückwirkend für die vorherigen Jahre auch die labile Kohlenstofffraktion (POXC) ermittelt (Abbildung 15). Ebenfalls wurde der pH-Wert des Bodens an mehreren Zeitpunkten gemessen (Abbildung 16). Beide Parameter wurden versuchsweise in das Modell eingearbeitet, jedoch wirkten sich POXC und pH nicht signifikant auf den Zeitverlauf der N_2O -

Emissionen aus (Daten nicht gezeigt). Deshalb wurden keine weiteren Zeitpunkte für POXC und pH bestimmt, zumal POXC keine Unterschiede zwischen Verfahren und Messzeitpunkten aufwies (Abbildung 15).

Unter Ausschluss der Emissionen, welche in 2020 unmittelbar nach der Düngerausbringung gemessen wurden (Abbildung 12), war die CH₄-Bilanz der kumulierten Daten über alle Kulturen in allen Verfahren negativ (Abbildung 11). Dabei wurde (unter Ausschluss der zusätzlichen Messungen am Tag der Düngerausbringung) im Mais und Weizen am meisten CH₄ vom Boden aufgenommen, gefolgt von der Gerste und zuletzt dem Futtergras. Statistisch waren die kumulierten CH₄-Werte im Mais und Futtergras signifikant unterschiedlich. Es muss jedoch bei der Interpretation der Ergebnisse beachtet werden, dass im Futtergras die Messperiode kürzer war als in den anderen Kulturen.

Von Interesse bezüglich der Quantifizierung der Emissionen aus Düngern sind Spitzen bei den CH₄-Emissionen, welche kurz nach der Düngung auftreten können (Krauss *et al.*, 2017a; Skinner *et al.*, 2019) und bei denen vermutet wird, dass sie durch schnelle Zersetzung von leicht verfügbarem organischen Material aus organischen Düngern entstehen. Im Winterweizen 2019 wurde im SLA+-Verfahren ein solcher kurzer schneller Anstieg der CH₄-Emissionen beobachtet (Abbildung 10). Da die erste Gasmessung erst 24 Stunden nach der Düngerausbringung stattfand, ist nicht klar, ob es sich um Rest-CH₄ aus der Düngervergärung oder bodenbürtiges CH₄ handelt. Dies wurde in den Messungen in der Gerste 2020 berücksichtigt, indem eine Gasmessung unmittelbar nach der Düngerausbringung, d.h. noch am selben Tag erfolgte (Abbildung 12). Eine Wiederholung der zusätzlichen Messungen am Tag der Ausbringung fand im Herbst 2020 im Futtergras statt und bestätigte die Ergebnisse: Die dabei gemessenen hohen CH₄-Emissionen stammen wahrscheinlich aus gelöstem CH₄ in den flüssigen organischen Düngern (z.B. (Rodhe *et al.*, 2015)). Die hohen CH₄ Emissionen aus dem SLA+ Verfahren sind vermutlich auf die Zugabe von Pflanzenkohle zurückzuführen. Die genaue Wirkungsweise lässt sich durch den bisher verfolgten experimentellen Ansatz jedoch nicht feststellen. Möglicherweise verlangsamt die Pflanzenkohle die Ausgasung von CH₄ während der Lagerung durch Sorptionsprozesse, oder neues CH₄ entsteht während der Lagerung durch die Förderung biotischer Prozesse (z.B. Bildung eines Biofilms).

Unsere Studie liefert einen der ersten Datensätze zur NH₃-Verflüchtigung aus nicht-landwirtschaftlichen Gärresten (LID). Wir konnten zeigen, dass die NH₃-Verflüchtigung aus Gärresten (SLA und LID) durchwegs höher war als bei SLU (Tabelle 8). Dies war zu erwarten, denn höhere Trockensubstanzgehalte und pH-Werte der Gärreste führen zu höheren NH₃-Emissionen im Vergleich zu unvergorenen Düngern Hafner *et al.* (2018). Die von uns gemessenen Emissionen liegen im Vergleich mit der Literatur in einem sehr hohen Bereich (Häni *et al.*, 2016; Hafner *et al.*, 2018). Jedoch stammen die meisten Feldstudien zur NH₃-Verflüchtigung von Grasland und seltener aus Ackerkulturen (Hafner *et al.*, 2018). Wegen des grossen organisatorischen Aufwands mit Hilfskräften bei der Düngerausbringung im Kleinparzellenversuch, der Zusammenarbeit mit einem Lohnunternehmer und dem Wunsch, die Dünger auf den Grossparzellen am gleichen Tag auszubringen wie im Kleinparzellenversuch, waren die gewählten Ausbringungstage und -zeiten nicht optimal, so dass die absolute Höhe der Gesamtemissionen mit Vorsicht betrachtet werden muss. Die Ausbringmengen könnten ebenfalls mit einer gewissen Unsicherheit einhergehen, was sich ebenfalls auf die Emissionshöhe auswirken würde. Die relativen Unterschiede zwischen den Düngern sind davon allerdings nicht betroffen. Während der Düngerausbringungen in 2019 und 2020, mussten aufgrund der räumlichen Gegebenheiten die Schleppschlauchlinien teilweise quer zu den Pflanzenreihen gezogen werden. Dadurch wurden die Dünger nicht nur wie normalerweise bei einer Schleppschlauchausbringung direkt auf den Boden abgelegt, sondern verschmutzten teilweise die Blätter der jungen Weizen- oder Gerstenpflanzen. Dies hat womöglich zu höheren NH₃-Emissionen beigetragen, da die NH₃-Verflüchtigung so weniger durch niedrigere Windgeschwindigkeiten, Temperaturen und Sonnenstrahlung reduziert wurde, wie es in einem dichten Pflanzenbestand der Fall

ist (Sommer *et al.*, 1997; Moal *et al.*, 2009; Meade *et al.*, 2011). Die NH_3 -Verflüchtigung wurde ebenfalls stark von Parametern beeinflusst, die mit dem Wetter und den Düngern zusammenhängen (z.B. Hitzefrühjahr 2018), und der jeweils dominierende Einfluss variierte im Laufe der Zeit. Wir schlagen daher ein adaptives Düngemanagement vor, das auf die standortspezifischen Witterungsbedingungen zugeschnitten ist. Während Landwirte Tage mit hohen Temperaturen und Globalstrahlung für die Ausbringung von Gülle und flüssigen Gärresten bereits jetzt häufig vermeiden, wird die Windgeschwindigkeit in der Regel nicht berücksichtigt. Diese kann aber die NH_3 -Verflüchtigung erhöhen. Die Tatsache, dass sowohl SLA als auch LID größere NH_3 -Verflüchtigungsverluste aufweisen als SLU, zeigt die Notwendigkeit, Strategien zur Verringerung solcher Verluste zu finden. Wenn die NH_3 -Emissionen nicht minimiert werden, kann das Potenzial zur Erhöhung der N-Nutzungseffizienz von vergorenen organischen Flüssigdüngern nicht vollständig ausgeschöpft werden. Angesichts der hohen NH_3 -Emissionen insbesondere nach der Ausbringung von Gärresten muss geprüft werden, ob verbesserte Ausbringungstechniken wie das Eindringen eine Möglichkeit darstellen, die NH_3 -Verflüchtigung stark zu verringern (Riva *et al.*, 2016), oder ob andere Massnahmen wie Verdünnung, Ansäuerung oder verbesserte Verfahren zur Fest-Flüssig-Separierung erforderlich sind.

Im Säulenversuch zeigte sich, dass der Nitrifikationshemmer DMPP in allen gedüngten Verfahren, insbesondere in den organisch gedüngten Verfahren, die N_2O Emissionen reduzierte (Abbildung 21). Im Verfahren mit anaerob vergorenem Dünger und Pflanzenkohle waren die N_2O -Emissionen tendenziell niedriger als im Verfahren mit demselben Dünger ohne Pflanzenkohle. DMPP verringerte die Abundanz von AOB, tendenziell mit grösserem Effekt im MIN im Vergleich zu SLU, SLA und SLA+.

6 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die N_2O -Emissionen stiegen nach Düngergaben in Kombination mit Niederschlägen und höherer Bodentemperatur an. Der Umbruch der Kunstwiese vor dem Maisanbau führte zu den höchsten gemessenen N_2O Emissionen, gefolgt von den Emissionen im Futtergras im Herbst 2020. Während der Winterweizenkultur 2019 waren die N_2O -Emissionen bei den organischen Düngern leicht erhöht im Vergleich zur mineralisch gedüngten Variante. Statistisch signifikant war der Unterschied in den N_2O -Emissionen in dieser Kultur aber nur zwischen landwirtschaftlicher Biogasgülle (SLA) und dem ungedüngten bzw. dem mineralisch gedüngten Verfahren. In den anderen Kulturen waren die N_2O -Emissionen nicht vom Düngerverfahren beeinflusst, sondern von der Bodentemperatur, Bodenfeuchte und Nitratgehalt im Boden.

Die CH_4 -Emissionen stiegen nach Niederschlägen leicht an, insgesamt waren die gemessenen Emissionen jedoch negativ (in diesen Zeiträumen eine CH_4 -Senke), wenn die Messungen direkt nach der Düngerausbringung nicht berücksichtigt wurden. An den Tagen der Düngerausbringung wurden im Jahr 2020 nämlich positive CH_4 -Emissionsraten in den Verfahren mit flüssigen organischen Düngern gemessen. Da dies besonders in der SLA+ Variante stark ausgeprägt war, sind weitere Untersuchungen zur Wirkungsweise der Pflanzenkohle in flüssigen Düngern wünschenswert, um klimaschonende Praxisanwendungen entwickeln zu können.

Die NH_3 -Emissionen waren bei Ausbringung der vergorenen Dünger SLA und LID tendenziell höher und variabler als bei Ausbringung der herkömmlichen Rindergülle SLU. Da diese Verluste die N-Ausnutzungseffizienz verringern und die Umweltbelastung erhöhen, müssen weitere Massnahmen zur Verminderung der Emissionen entwickelt werden.

7 Take home messages

- Lachgasemissionen wurden durch Bodenbearbeitung, Fruchtfolge und Witterung (Bodenfeuchte und -temperatur) viel stärker beeinflusst als durch die verschiedenen Düngungsverfahren. Daher wurde zwischen den Düngungsverfahren kein signifikanter Unterschied in den Lachgasemissionen gefunden, mit Ausnahme der Messungen im Winterweizen, bei denen die Lachgasemissionen nach Ausbringung von Gärgülle signifikant höher waren als in den Kontrollen (ungedüngt bzw. mineralisch gedüngt), während die Emissionen bei den anderen flüssigen organischen Dünger zwischen Gärgülle und Kontrollen lagen.
- Kumuliert über alle Messzeitpunkte ausser Messungen direkt nach der Düngerausbringung ergab sich eine Netto-Methanaufnahme in den Boden, ohne Unterschiede zwischen den Düngungsverfahren. Bei Messung direkt nach der Düngerausbringung, die nur im letzten Versuchsjahr durchgeführt wurde, trat jedoch häufig eine Netto-Methanemission auf, die vermutlich nicht bodenbürtig ist. Die Dauer und Bedeutung dieser Methanspitzen für die Gesamtemissionen, die v.a. bei Kombination von landwirtschaftlicher Biogasgülle mit Pflanzenkohle auftrat, muss noch weiter untersucht werden.
- Nach Ausbringung der vergorenen Dünger (Gärgülle und flüssiges Gärgut) wurden tendenziell höhere Ammoniakemissionen gemessen als nach Ausbringung von Rindergülle. Die Ausbringung der vergorenen Dünger erfordert deshalb weitere Massnahmen zur Reduktion der Ammoniakemissionen.
- Der Nitrifikationsinhibitor DMPP verringerte die Lachgasemissionen im Säulenexperiment in allen gedüngten Verfahren. Die Emissionen des vergorenen Düngers in Kombination mit Pflanzenkohle waren sowohl mit als auch ohne DMPP tendenziell niedriger als bei vergorenem Dünger ohne Pflanzenkohle und bei unvergorenem Dünger. Nitrifikationsinhibitoren, Vergärung und Beimischung mit Pflanzenkohle sollten daher als mögliche Massnahmen zur Reduktion der Lachgasemissionen weiter untersucht werden.

8 Publikationen

BFE_2019	„Emissionen von Lachgas und Methan aus Recyclingdüngern im Feld“ Vortrag von Norah Efosa am Bioenergieforschungstag, Ittigen, 09.05.2019
KTBL_2019	„Climate effects of recycled fertilizers and biochar: emissions of nitrous oxide, methane and ammonia in a field experiment“ Postervorstellung durch Norah Efosa an der Konferenz «Biogas in der Landwirtschaft – Stand und Perspektiven», Leipzig, 10.09.2019
EGU_2021	“NH ₃ -volatilization from digestates vs. cattle slurry” PICO Präsentation von Norah Efosa, online, 29.04.2021
FiBL_2021	Präsentation des Projekts und Ergebnisse am Tag der offenen Tür des FiBL in der Session „Nährstoffkreisläufe schliessen“, moderiert von Else Bünemann, online, 27.05.2021
EUROSOIL_2021	“Effects of recycled fertilizers on nitrous oxide emissions in organic farming.”

Präsentation durch Norah Efosa an der EUROSIL Konferenz im Block „How to close nutrient cycles for future Zero Hungers, online, 23.08.2021

BioAktuell 2022 „Gärprodukte aus Biogasanlagen auf dem Prüfstand“. Else Bünemann & Aline Lüscher. Bioaktuell 1/22.

Praxistag Biomasse Suisse 2022 Einsatz von Recyclingdüngern im Biolandbau; Versuchsergebnisse und weitere Forschung. Präsentation von Else Bünemann, 28.4.2022 in Pratteln.

ManuResource “Can digestates alone or together with biochar improve nitrogen availability and decrease greenhouse gas emissions in organic farming?” Präsentation von Else Bünemann, 12.5.2022 in Hertogenbosch, Niederlande.

N Efosa, HM Krause, R Hüppi, M Krauss, J Six, N Vaucher, F Zourek and EK Bünemann (in preparation). N₂O and CH₄ emissions after field application of liquid organic fertilizers and biochar.

N Efosa, HM Krause, C Häni, J Six and EK Bünemann (in preparation). NH₃ emissions after trailing hose application of cattle slurry and digestates.

9 Referenzen

- Akaike, H., 2011. Akaike's Information Criterion. In: Lovric, M. (Ed.), International Encyclopedia of Statistical Science. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 25-25.
- Baral, K.R., Labouriau, R., Olesen, J.E., Petersen, S.O., 2017. Nitrous oxide emissions and nitrogen use efficiency of manure and digestates applied to spring barley. *Agriculture Ecosystems & Environment* 239, 188-198.
- Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Monnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizabal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., Novak, J., 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: A meta-analysis. *Science of the Total Environment* 651, 2354-2364.
- Bundesrat, 2016. Natürliche Lebensgrundlagen und ressourceneffiziente Produktion. Aktualisierung der Ziele. Bericht in Erfüllung des Postulats 13.4284 Bertschy vom 13. Dezember 2013.
- Cayuela, M.L., van Zwieten, L., Singh, B.P., Jeffery, S., Roig, A., Sanchez-Monedero, M.A., 2014. Biochar's role in mitigating soil nitrous oxide emissions: A review and meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment* 191, 5-16.
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P., Amon, B., 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture Ecosystems & Environment* 112, 171-177.
- Eickenscheidt, T., Freibauer, A., Heinichen, J., Augustin, J., Drösler, M., 2014. Short-term effects of biogas digestate and cattle slurry application on greenhouse gas emissions affected by N availability from grasslands on drained fen peatlands and associated organic soils. *Biogeosciences* 11, 6187-6207.
- Häfner, F., Ruser, R., Claß-Mahler, I., Möller, K., 2021. Field Application of Organic Fertilizers Triggers N₂O Emissions From the Soil N Pool as Indicated by ¹⁵N-Labeled Digestates. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 4.
- Hafner, S.D., Pacholski, A., Bittman, S., Burchill, W., Bussink, W., Chantigny, M., Carozzi, M., Générmont, S., Häni, C., Hansen, M.N., Huijsmans, J., Hunt, D., Kupper, T., Lanigan, G., Loubet, B., Misselbrook, T., Meisinger, J.J., Neftel, A., Nyord, T., Pedersen, S.V., Sintermann, J., Thompson, R.B., Vermeulen, B., Vestergaard, A.V., Voytkov, P., Williams, J.R., Sommer, S.G., 2018. The ALFAM2 database on ammonia emission from field-applied manure: Description and illustrative analysis. *Agricultural and Forest Meteorology* 258, 66-79.
- Hagemann, N., Joseph, S., Schmidt, H.-P., Kammann, C.I., Harter, J., Borch, T., Young, R.B., Varga, K., Taherymoosavi, S., Elliott, K.W., McKenna, A., Albu, M., Mayrhofer, C., Obst, M., Conte, P., Dieguez-Alonso, A., Orsetti, S., Subdiaga, E., Behrens, S., Kappler, A., 2017. Organic coating on biochar explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. *Nature Communications* 8:1089.
- Han, Z., Walter, M.T., Drinkwater, L.E., 2017. N₂O emissions from grain cropping systems: a meta-analysis of the impacts of fertilizer-based and ecologically-based nutrient management strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 107(3), 335-355.
- Häni, C., Sintermann, J., Kupper, T., Jocher, M., Neftel, A., 2016. Ammonia emission after slurry application to grassland in Switzerland. *Atmospheric Environment* 125, 92-99.
- Harter, J., Guzman-Bustamante, I., Kuehfuss, S., Ruser, R., Well, R., Spott, O., Kappler, A., Behrens, S., 2016a. Gas entrapment and microbial N₂O reduction reduce N₂O emissions from a biochar-amended sandy clay loam soil. *Scientific Reports* 6, 39574.

- Harter, J., Krause, H.M., Schuettler, S., Ruser, R., Fromme, M., Scholten, T., Kappler, A., Behrens, S., 2014. Linking N₂O emissions from biochar-amended soil to the structure and function of the N-cycling microbial community. *Isme Journal* 8, 660-674.
- Harter, J., Weigold, P., El-Hadidi, M., Huson, D.H., Kappler, A., Behrens, S., 2016b. Soil biochar amendment shapes the composition of N₂O-reducing microbial communities. *Science of The Total Environment* 562, 379-390.
- Hüppi, R., Felber, R., Krauss, M., Six, J., Leifeld, J., Fuß, R., 2018. Restricting the nonlinearity parameter in soil greenhouse gas flux calculation for more reliable flux estimates. *PLOS ONE* 13, e0200876.
- Hüppi, R., Felber, R., Neftel, A., Six, J., Leifeld, J., 2015. Effect of biochar and liming on soil nitrous oxide emissions from a temperate maize cropping system. *SOIL* 1, 707-717.
- Krauss, M., Krause, H.-M., Spangler, S., Kandeler, E., Behrens, S., Kappler, A., Mäder, P., Gattinger, A., 2017a. Tillage system affects fertilizer-induced nitrous oxide emissions. *Biol. Fert. Soils* 53, 49-59.
- Krauss, M., Ruser, R., Müller, T., Hansen, S., Mäder, P., Gattinger, A., 2017b. Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley - winter wheat cropping sequence. *Agr. Ecosyst. Environ.* 239, 324-333.
- Krauss, M., Ruser, R., Müller, T., Hansen, S., Mäder, P., Gattinger, A., 2017c. Impact of reduced tillage on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in an organic grass-clover ley - winter wheat cropping sequence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239, 324-333.
- Kupper, T., Fuchs, J., 2007. Kompost und Gärgut in der Schweiz. Studie 1: Organische Schadstoffe in Kompost und Gärgut. Studie 2: Auswirkungen von Kompost und Gärgut auf die Umwelt, die Bodenfruchtbarkeit sowie die Pflanzengesundheit. Umwelt-Wissen Nr. 0743. Bundesamt für Umwelt, Bern. 124 S.
- Lüdecke, D., 2021. sjPlot: Data Visualization for Statistics in Social Science. R package version 2.8.10.
- Mandaliev, P., Schleiss, K., 2016. Kompostier- und Vergärungsanlagen. Erhebung in der Schweiz und in Liechtenstein. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1602: 32 S. www.bafu.admin.ch/uz-1602-d.
- Mayer, J., Mäder, P., 2016. Langzeitversuche – Eine Analyse der Ertragsentwicklung. In: Freyer, B. (Hrsg.), *Forschung im Ökologischen Landbau*; UTB Stuttgart, S.421-445.
- Meade, G., Pierce, K., O'Doherty, J.V., Mueller, C., Lanigan, G., McCabe, T., 2011. Ammonia and nitrous oxide emissions following land application of high and low nitrogen pig manures to winter wheat at three growth stages. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 140, 208-217.
- Moal, J.F., Martinez, J., Guiziou, F., Coste, C.M., 2009. Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *The Journal of Agricultural Science* 125, 245-252.
- Möller, K., Stinner, W., 2009. Effects of different manuring systems with and without biogas digestion on soil mineral nitrogen content and on gaseous nitrogen losses (ammonia, nitrous oxides). *European Journal of Agronomy* 30, 1-16.
- Oertel, C., Matschullat, J., Zurba, K., Zimmermann, F., Erasmi, S., 2016. Greenhouse gas emissions from soils—A review.
- Quin, P., Joseph, S., Husson, O., Donne, S., Mitchell, D., Munroe, P., Phelan, D., Cowie, A., Van Zwieten, L., 2015. Lowering N₂O emissions from soils using eucalypt biochar: the importance of redox reactions. *Scientific Reports* 5, 16773.
- Ritz, C., Baty, F., Treibig, J., Gerhard, D., 2015. Dose-Response Analysis Using R. *PloS one* 10, e0146021.

- Riva, C., Orzi, V., Carozzi, M., Acutis, M., Boccasile, G., Lonati, S., Tambone, F., D'Imporzano, G., Adani, F., 2016. Short-term experiments in using digestate products as substitutes for mineral (N) fertilizer: Agronomic performance, odours, and ammonia emission impacts. *Science of the Total Environment* 547, 206-214.
- Rodhe, L.K.K., Ascue, J., Willén, A., Persson, B.V., Nordberg, Å., 2015. Greenhouse gas emissions from storage and field application of anaerobically digested and non-digested cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 199, 358-368.
- Schwager, E.A., VanderZaag, A.C., Wagner-Riddle, C., Crolla, A., Kinsley, C., Gregorich, E., 2016. Field Nitrogen Losses Induced by Application Timing of Digestate from Dairy Manure Biogas Production. *J. Environ. Qual.* 45, 1829-1837.
- Skinner, C., Gattinger, A., Krauss, M., Krause, H.-M., Mayer, J., Van der Heijden, M., Mäder, P., 2019. The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. *Scientific Reports* 9.
- Sommer, S.G., Ersboll, A.K., 1994. Soil Tillage Effects on Ammonia Volatilization from Surface-Applied or Injected Animal Slurry. *J. Environ. Qual.* 23(3), 493-498.
- Sommer, S.G., Friis, E., Bach, A., Schjørring, J.K., 1997. Ammonia Volatilization from Pig Slurry Applied with Trail Hoses or Broadcast to Winter Wheat: Effects of Crop Developmental Stage, Microclimate, and Leaf Ammonia Absorption. *Journal of Environmental Quality* 26, 1153-1160.
- Spiess, E., 2011. Nitrogen, phosphorus and potassium balances and cycles of Swiss agriculture from 1975 to 2008. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 91, 351-365.
- Syakila, A., Kroeze, C., 2011. The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse Gas Measurement and Management* 1, 17-26.
- Vallejo, A., Skiba, U.M., Garcia-Torres, L., Arce, A., Lopez-Fernandez, S., Sanchez-Martin, L., 2006. Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biol. Biochem.* 38, 2782-2793.
- Venterea, R.T., Halvorson, A.D., Kitchen, N., Liebig, M.A., Cavigelli, M.A., Del Grosso, S.J., Motavalli, P.P., Nelson, K.A., Spokas, K.A., Singh, B.P., Stewart, C.E., Ranaivoson, A., Strock, J., Collins, H., 2012. Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10, 562-570.
- Verdi, L., Kuikman, P.J., Orlandini, S., Mancini, M., Napoli, M., Dalla Marta, A., 2019. Does the use of digestate to replace mineral fertilizers have less emissions of N₂O and NH₃? *Agricultural and Forest Meteorology* 269-270, 112-118.
- Verhoeven, E., Pereira, E., Decock, C., Suddick, E., Angst, T., Six, J., 2017. Toward a Better Assessment of Biochar–Nitrous Oxide Mitigation Potential at the Field Scale. *J. Environ. Qual.* 46, 237-246.
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L., François, R., Grolemond, G., Hayes, A., Hest, R.J., Kuhn, M., Pedersen, T., Miller, E., Bache, S., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D., Spinu, V., Takahashi, K., Vaughan, D., Wilke, C., Woo, K., Yutani, H., 2019. "Welcome to the tidyverse." *Journal of Open Source Software* 4, 1686.