

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Agrarwissenschaftliche Fakultät
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Hermann-Rodewald-Str. 2
24118 Kiel



Schlussbericht

zum Projekt

Potenziale zur Minderung der Freisetzung von
klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen
zur Gewinnung von Biogas

FKZ 22007810

Gefördert durch:

Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV)

Projekträger:

Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. 18276 Gülzow

Schlussbericht zu AP 7

Zuwendungsempfänger:

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Agrarwissenschaftliche Fakultät
Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
Hermann-Rodewald-Str. 2
24118 Kiel

Förderkennzeichen:

22007810

Vorhabensbezeichnung:

Potenziale zur Minderung der Freisetzung von klimarelevanten Spurengasen beim Anbau von Energiepflanzen zur Gewinnung von Biogas

Laufzeit des Vorhabens:

01.09.2010 – 31.08.2012, kostenneutral verlängert bis 28.02.2015

Berichtszeitraum:

01.05.2011 – 30.10.2014

Projektleiter:

Prof. Dr. K. H. Mühling

Verfasser des Berichtes:

Prof. Dr. K. H. Mühling
Dipl.-Biol. Marcus Rohwer

Kiel, den 21.12.2015

Inhaltsverzeichnis

I.	Ziele	4
1.	Aufgabenstellung:	4
2.	Stand der Wissenschaft/Technik.....	5
3.	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	7
II.	Methoden und Versuchsvarianten	8
1.	Versuchsflächen	8
2.	Gasmessung und Flussberechnung.....	8
3.	Großer Gärrestversuch: Spurengasaustausch bei Mais (N ₂ O, CH ₄)	9
4.	Kleiner Gärrestversuch: Spurengasaustausch, Klimawirkung und Änderung des Vorrats an organischer Bodensubstanz bei Kernfruchtfolge 3.....	10
5.	Vereinfachte N-Bilanz	11
6.	Scheinbare N-Effizienz	11
7.	Der Effekt von angesäuerten Gärresten auf die Emissionen der Treibhausgase NH ₃ , N ₂ O, CH ₄ und CO ₂	11
8.	Der Effekt von Bodenkalkung auf die Treibhausgasemissionen nach Gärrestaustausch	12
III.	Ergebnisse.....	12
1.	Allgemeine Umweltparameter	12
2.	Gemessene Treibhausgasaustauschraten.....	13
2.1	Großer Gärrestversuch (N ₂ O und CH ₄)	13
2.2	Kleiner Gärrestversuch (N ₂ O und CH ₄)	22
3.	Effekt von Nitrifikationsinhibitoren	27
4.	Vereinfachte N-Bilanz	34
5.	Scheinbare N-Effizienz	36
6.	Gefäßversuche	38
6.1	CO ₂ - und N ₂ O-Emissionen nach Gärrestdüngung.....	38
6.2	CO ₂ - und N ₂ O-Emissionen nach Düngung mit angesäuerten Gärresten	38
6.3	CO ₂ - und N ₂ O-Emissionen nach Gärrestdüngung auf gekalktem Boden.....	38
7.	Zusammenfassung	40
8.	Verwertung	42
9.	Erkenntnisse von Dritten.....	42
10.	Veröffentlichungen	43
IV.	Tabellenverzeichnis	44
V.	Abbildungsverzeichnis	44
VI	Verwendete Abkürzungen	46

I. Ziele

1. Aufgabenstellung:

Die vermehrte Rückführung von Gärresten aus der Biogasgewinnung als N-Dünger in landwirtschaftliche Flächen und die zusätzlichen hohen Gaben an mineralischem N beim Anbau von Energiepflanzen verursachen eine größere Freisetzung der klimarelevanten Spurengase Ammoniak, Methan, Kohlendioxid und Lachgas aus landwirtschaftlich genutzten Böden. Die Untersuchungen am Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel konzentrierten sich auf die Prüfung und Entwicklung von Maßnahmen zur Minderung solcher Spurengasemissionen. Der Schwerpunkt lag dabei auf der Prüfung von Nitrifikationsinhibitoren zur Minderung von Lachgasemissionen im ganzjährigen Feldversuch. Es sollte überprüft werden, ob Nitrifikationsinhibitoren, deren Wirkung in Kombination mit Gülle aus der Tierhaltung schon häufig belegt wurde, sich in Verbindung mit Biogasgärresten als gleichermaßen wirkungsvoll erweist. Des Weiteren sollte der kombinierte Einsatz von mineralischem Dünger mit Nitrifikationsinhibitoren geprüft werden.

In drei aufeinander folgenden Jahren wurde am Standort Hohenschulen die Wirkung zweier Nitrifikationsinhibitoren in ganzjährigen Feldversuchen untersucht. Durch die Kooperation mit unseren, in Spurengasmessungen sehr erfahrenen, Projektpartnern war es möglich im zweiten Jahr einen umfassenden Standortvergleich bezüglich der Ausbringung von Gärresten in Kombination mit Nitrifikationsinhibitoren durchzuführen.

Im dritten und vierten Jahr wurden neben der Fortführung der Feldversuche ergänzende Inkubationsversuche durchgeführt in denen die Wirkung verschiedener Spurengasminderungsmaßnahmen auf die Emissionen aller oben genannten Spurengase untersucht wurde. Diese wurden sowohl für sich als auch in ihrer Summe in Form von CO₂-Äquivalenten betrachtet.

Neben diesen Arbeitsschwerpunkten wurden am Standort Hohenschulen auch umfassende Boden- und Pflanzenanalysen sowie eine Reihe weiterer

Gaswechselfmessungen vorgenommen. Die entsprechenden Daten wurden den Projektpartnern für die Entwicklung von standortbezogenen Ansätzen der Ökobilanzierung, der Implementierung von Emissionsfaktoren für Netto CO₂, CH₄, N₂O und NH₃ in Wirkungsabschätzungsmethoden von Ökobilanzen sowie der Abschätzung der Umweltrelevanz auf Grundlage standort- und regionalspezifischer Klima- und Ökobilanzen zur Verfügung gestellt.

2. Stand der Wissenschaft/Technik

Etwa die Hälfte der anthropogenen N₂O-Emissionen stammen aus landwirtschaftlichen Nutzflächen (Mosier et al. 1998¹; IPCC, 2007²). Dies macht 8% der gesamten Treibhausgasemissionen aus. Aufgrund seiner hohen Klimawirksamkeit sowie seiner Ozon zersetzenden Eigenschaft (Crutzen, 1981³) kommt der Entwicklung von Minderungsstrategien bezüglich dieser Emissionen eine große Bedeutung zu.

Der Einsatz von Stickstoffdüngern trägt in erheblichem Umfang zu den N₂O-Emissionen bei (Eichner, 1990⁴; Bouwman, 1996⁵; Jungkunst et al., 2006⁶; Stehfest und Bouwman, 2006⁷). Der applizierte Stickstoff steht den Mikroorganismen im Boden für die Umwandlungsprozesse Nitrifikation und Denitrifikation zur Verfügung, welche allgemein als Hauptquelle für die Entstehung von N₂O im Boden angesehen

¹ Mosier, A. C., Kroeze, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O. (1998): Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle – OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 52, 225-248.

² IPCC (2007): Climate Change 2007: The Physical Science Basis, in Solomon, S., Qin, D., Manning, M., Chen, Z., Marquis, M., Averyt, K. B., Tignor, M., Miller, H. (eds.): Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

³ Crutzen, P. J. (1981): Atmospheric Chemical Processes of the Oxides of Nitrogen including Nitrous Oxide, in De Iwiche, C. C. (ed.): Denitrification, Nitrification and Atmospheric N₂O. John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK, pp. 17-44.

⁴ Eichner, M. J. (1990): Nitrous oxide emissions from fertilized soils: Summary of available data. *J. Environ. Qual.* 19, 272-280.

⁵ Bouwman, A. F. (1996): Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 46, 53-70

⁶ Jungkunst, H. F., Freibauer, A., Neufeldt, H., Bareth, G. (2006): Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany—a synthesis of available field data. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 341-351.

⁷ Stehfest, E., Bouwman, A. F. (2006): N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 74, 207-228.

werden. Der weitaus größere Teil entstammt der Denitrifikation (Davidson, 1991⁸; Firestone und Davidson, 1989⁹; Bremner, 1997¹⁰).

Maßnahmen zur Minderung von N₂O-Emissionen beruhen auf einer Verbesserung der N-Düngemittelnutzungseffizienz durch Synchronisation des Düngezeitpunktes mit dem N-Bedarf der kultivierten Pflanzen (Pfab et al., 2011¹¹; van Groeningen et al., 2004¹²), eine bedarfsgerechte Dosierung der N-Gaben (Mc Swiney und Robertson, 2005¹³; Hoben et al., 2011¹⁴; Kim et al., 2013¹⁵) und den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren.

Subbarao et al.¹⁶ führten 2006 mehr als 60 synthetische Substanzen auf welche als Nitrifikationsinhibitoren wirken. Ihr Einsatz soll zu einer Verbesserung der N-Düngemittelnutzungseffizienz (Sutton et al., 1986¹⁷; Wiesler, 1998¹⁸; Fan et al., 2004¹⁹; Mc Kenzie et al., 2007²⁰), einer Reduzierung der NO₃-Auswaschung (Malhi und Nyborg, 1983²¹) sowie einer Reduzierung der N₂O-Emissionen führen. Die meisten der Nitrifikationsinhibitoren setzen am ersten Schritt, der Nitrifikation, ein und hemmen die Ammoniummonooxygenase (AMO), die Ammonium (NH₄⁺) zu Hydroxylamin (NH₂OH) oxidiert. Durch die Hemmung der Nitrifikation wird der NO₃-

⁸ Davidson, E. A. (1991): Fluxes of Nitrous Oxide and Nitric Oxide from Terrestrial Ecosystems, in Rogers, J. E., Whitman, W. B. (eds.): *Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen Oxides and Halomethanes*. American Society of Microbiology, Washington, DC, USA, pp. 219-235.

⁹ Firestone, M. K., Davidson, E. A. (1989): Microbiological Basis of NO and N₂O Production and Consumption in Soil, in Andreae, M. O., Schimel, D. S. (eds.): *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*. John Wiley & Sons, Chichester, UK, pp. 7-21.

¹⁰ Bremner, J. M. (1997): Sources of nitrous oxide in soils. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 49, 7-16.

¹¹ Pfab, H., Palmer, I., Buegger, F., Fiedler, S., Müller, T., Ruser, R. (2011): N₂O fluxes from a Haplic Luvisol under intensive production of lettuce and cauliflower as affected by different N-fertilization strategies. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 174, 545-553.

¹² van Groeningen, J. W., Kasper, G. L., van den Pol-van Dasselaar, A., Kuikman, P. J. (2004): Nitrous oxide emissions from silage maize fields under different mineral nitrogen fertilizer and slurry applications. *Plant Soil* 263, 101-111.

¹³ McSwiney, C. P., Robertson, G. P. (2005): Nonlinear response of N₂O flux to incremental fertilizer addition in a continuous maize (*Zea mays* L.) cropping system. *Glob. Change Biol.* 11, 1712-1719.

¹⁴ Hoben, J. P., Gehl, R. J., Millar, N., Grace, P. R., Robertson, G. P. (2011): Nonlinear nitrous oxide (N₂O): response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. *Glob. Change Biol.* 17, 1140-1152.

¹⁵ Kim, D. G., Hernandez-Ramirez, G., Giltrap, D. (2013): Linear and nonlinear dependency of direct nitrous oxide emissions on fertilizer nitrogen input: a meta-analysis. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 168, 53-65.

¹⁶ Subbarao, G. V., Ito, O., Sahrawat, K. L., Berry, W. L., Nakahara, K., Ishikawa, T., Watanabe, T., Suenaga, K., Rondon, M., Rao, I. M. (2006): Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems—challenges and opportunities. *Crit. Rev. Plant Sci.* 25, 303-335.

¹⁷ Sutton, A. L., Huber, D. M., Jones, D. D., Kelly, D. T., Bache, D. H. (1986): Use of nitrification inhibitors and ammonia enrichment with swine manure applications. *Appl. Eng. Agric.* 2, 179-185.

¹⁸ Wiesler, F. (1998): Comparative assessment of the efficacy of various nitrogen fertilizers. *J. Crop Prod.* 1, 81-114.

¹⁹ Fan, X., Li, F., Liu, F., Kumar, D. (2004): Fertilization with a new type of coated urea: evaluation for nitrogen efficiency and yield in winter wheat. *J. Plant Nutr.* 27, 853-865.

²⁰ McKenzie, R. H., Bremer, E., Middleton, A. B., Pfiffner, P. G., Dowbenko, R. E. (2007): Controlled-release urea for winter wheat in southern Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 87, 85-91.

²¹ Malhi, S. S., Nyborg, M. (1983): Release of mineral N in soils: influence of inhibitors of nitrification. *Soil Biol. Biochem.* 15, 581-585.

Gehalt im Boden im Vergleich zu einer Düngung ohne Nitrifikationsinhibitoren zeitweilig verringert (Chen et al., 2010²²).

Der Einsatz von Nitrifikationshemmern wurde in zahlreichen Studien untersucht. Die Effektivität dieser Maßnahme wurde sowohl bei oberflächlicher Düngerapplikation als auch nach Injektion bestätigt, war aber von einer Reihe unterschiedlichen Faktoren abhängig. Der Verbleib des Nitrifikationshemmers nahe am Dünger ist von großer Bedeutung. Desweiteren hat die Bodentemperatur einen großen Einfluss auf die Halbwertszeit und somit auf die Wirksamkeit der Nitrifikationsinhibitoren im Boden (Kelliher et al., 2008²³). Insgesamt wird das Minderungspotential von Nitrifikationshemmern mit durchschnittlich 35% eingeschätzt (Ruser und Schulz, 2015²⁴). Diese Einschätzung basiert auf der Auswertung von 140 Datensätzen. Unter diesen Untersuchungen befanden sich allerdings nur 26 ganzjährige Untersuchungen, so dass manche Zeiträume mit erhöhtem Emissionspotential, wie Frost-Tau-Zyklen kaum einbezogen wurden. Des Weiteren beziehen sich die meisten der bisherigen Studien auf den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren in Kombination mit herkömmlicher Schweine- und Rindergülle. Die Wirkung von Nitrifikationshemmern in Verbindung mit Biogasgärresten ist noch weitgehend unerforscht.

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Neben dem Berichtersteller waren folgende Partner an der Umsetzung des Projektes beteiligt:

- Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Landschaftsbiogeochemie (Durchführung eines Feldversuches, Bereitstellung von Boden)
- Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan (Durchführung eines Feldversuches)

²² Chen, D., Suter, H. C., Islam, A., Edis, R. (2010): Influence of nitrification inhibitors on nitrification and nitrous oxide (N₂O) emission from a clay loam soil fertilized with urea. *Soil Biol. Biochem.* 42, 660-664.

²³ Kelliher, F. M., Clough, T. J., Clark, H., Rys, G., Sedcole, J. R. (2008): The temperature dependence of dicyandiamide (DCD) degradation in soils: a data synthesis. *Soil Biol. Biochem.* 40, 1878-1882.

²⁴ Ruser, R., Schulz, R. (2015): The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils—a review. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 178, 171-188.

- Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock, Institut für Management ländlicher Räume (Durchführung eines Feldversuches)
- Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (Bereitstellung von Gärresten für Inkubationsversuche)
- Johann Heinrich von Thünen-Institut Braunschweig, Institut für Agrartechnologie und Biosystemtechnik (Durchführung eines Feldversuches)

Die Projektpartner haben sich im Laufe des Projektes im Rahmen regelmäßiger Projekttreffen und Workshops über Erfahrungen und Ergebnisse ausgetauscht und das weitere Vorgehen und die dafür notwendige Methodik abgestimmt.

II. Methoden und Versuchsvarianten

1. Versuchsflächen

Die Feldversuche wurden auf dem Versuchsgut Hohenschulen der Christian-Albrechts-Universität umgesetzt. Der Standort ist westlich von Kiel im östlichen Hügelland Schleswig-Holsteins gelegen, einem Endmoränengebiet aus der Weichseleiszeit. Der Boden, der als lehmiger Sand charakterisiert wird, besteht aus überwiegend lessivierten Parabraunerden, welche teilweise erodiert oder pseudovergleyt sind. Die Bodenbeschaffenheit ist kleinräumig sehr variabel und durch Kolluvien mit einem erhöhtem Gehalt an organischen Substanzen in den Senken geprägt. Es herrscht ein maritimes Klima mit durchschnittlich 750 mm Niederschlag im Jahr und einer Jahresdurchschnittstemperatur von ca. 8,4°C.

2. Gasmessung und Flussberechnung

Die Methan- und Lachgasflüsse wurden mittels einer sogenannten statischen Haubenmethode erfasst. In einem zweiwöchentlichen Rhythmus wurden dunkle

manuelle Hauben zeitweilig (1 Stunde) auf dauerhaft im Boden installierten Bodenrahmen (3 Wiederholungen pro Variante) fixiert. In regelmäßigen Abständen wurden diesen Hauben Gasproben entnommen, welche im Gaschromatographen analysiert wurden. Über den Anstieg der Gaskonzentrationen im Laufe der Zeit wurden die Flussraten per linearer Regression berechnet.

Zusätzlich zu den regelmäßigen Gasprobennahmen erfolgten unmittelbar nach der Stickstoffapplikation weitere Probennahmen in einer höheren Frequenz. Für die Zeiträume zwischen den einzelnen Probennahmen wurden die Gasflüsse linear interpoliert. Die kumulativen Gasaustauschraten wurden über ein sogenanntes Bootstrapping-Verfahren ermittelt. Dabei wird die Fläche unterhalb der Emissionskurve wiederholt (100 mal), unter Auslassung zweier zufällig gewählter Flussraten, integriert. Bei dieser Art der Berechnung wurde sowohl der flussratenspezifische Fehler als auch der Interpolationsfehler berücksichtigt.

3. Großer Gärrestversuch: Spurengasaustausch bei Mais (N₂O, CH₄)

Im sog. großen Gärrestversuch wurde in den Jahren 2011 bis 2013, zur Vermeidung von Selbstfolge auf drei verschiedenen Schlägen, der Spurengasaustausch von N₂O und CH₄ beim Anbau von Mais in Abhängigkeit der gedüngten Stickstoffmenge nach organischer Düngung (Biogasgärreste) untersucht. Diese wurden außerdem mit Emissionen nach mineralischer Düngung (KAS) verglichen. Am Standort Hohenschulen wurden zusätzlich in allen drei Jahren sowohl eine organische Düngevariante mit beigemischtem Nitrifikationsinhibitor (PIADIN[®]) als auch eine Variante mit stabilisiertem mineralischem Dünger (ENTEC[®]) angelegt.

Für alle Versuchsvarianten wurden Parzellen von 8 m Länge und 6 m Breite eingerichtet. Neben einer nicht gedüngten Kontrollvariante wurden fünf Versuchsvarianten untersucht, die mit 50, 75, 100, 125 und 200% der standortsüblichen Stickstoffmenge in Form von Biogasgärresten gedüngt wurden. Die Inhibitor-Variante entsprach in ihrer applizierten Stickstoffmenge jeweils der 100%-Variante. Für alle organisch gedüngten Varianten wurde ein Mineraldüngeräquivalent (MDÄ) von 75% angenommen.

Die mineralischen Stickstoffgaben in Form von KAS und ENTEC[®] erfolgten in den standortsüblichen Mengen.

4. Kleiner Gärrestversuch: Spurengasaustausch, Klimawirkung und Änderung des Vorrats an organischer Bodensubstanz bei Kernfruchtfolge 3

Im sog. Kleinen Gärrestversuch wurde der Einfluss der Kernfruchtfolge 3 bei Applikation von Gärresten und mineralischem Dünger auf den Netto-CO₂- CH₄- und N₂O-Austausch und die daraus resultierende Klimawirkung und den Humusvorrat untersucht. Zu diesem Zweck wurden zwei Anlagen, bestehend aus je drei Düngevarianten, eingerichtet. Um den Einfluss der Fruchtfolge auf den OBS-Vorrat untersuchen zu können, verblieben die Versuchsanlagen für den gesamten Untersuchungszeitraum vom Frühjahr 2011 bis zum Herbst 2014 am selben Ort.

In beiden Anlagen wurden neben einer rein organisch gedüngten Variante, entsprechend der 100%-Variante des Großen Gärrestversuches, eine rein mineralische Variante (KAS) sowie eine zu 50% mineralisch und 50% organisch gedüngte Variante eingerichtet. In Anlage 1 wurde im Untersuchungszeitraum die Fruchtfolge Mais-Winterweizen-Senf-Mais-Winterroggen-Sudangras umgesetzt, während in Anlage 2 die Fruchtfolge Sudangras-Wintertriticale-Winterweizen-Senf-Mais untersucht wurde. Die Abmessungen der Parzellen sowie die Anzahl der Bodenrahmen pro Parzelle entsprachen denen des Großen Gärrestversuches. Zusätzlich waren beide Anlagen mit Sensoren zur kontinuierlichen Aufzeichnung der Bodenfeuchte und der Bodentemperaturen in 2, 5 und 10 cm Tiefe ausgestattet. Weitere Witterungsdaten wie Photosynthese aktivierende Strahlung (PAR), Lufttemperatur, Niederschlag, Luftdruck, Luftfeuchte sowie Windgeschwindigkeit und Windrichtung wurden mittels einer in unmittelbarer Nähe zu den Versuchsanlagen installierten Wetterstation erfasst.

Um die Umsetzungsprozesse im Boden zu erfassen, wurden regelmäßig und ereignisbezogen Bodenproben genommen und auf ihren Nitrat und Ammoniumgehalt hin analysiert. Außerdem wurden zu Beginn und gegen Ende des Untersuchungszeitraums Bodenproben für die C_{org}-Bestimmung gezogen um die langfristigen Veränderungen der OBS zu untersuchen.

5. Vereinfachte N-Bilanz

Die im Großen und Kleinen Gärrestversuch in allen Versuchsjahren erfassten Stickstoffeinträge und Austräge werden für definierte Bilanzierungszeiträume nach folgender Gleichung verrechnet:

$$\Delta N_{\text{vereinfacht}} = (N_{\text{Dünger}} + \Delta N_{\text{min}}) - (N_{\text{Ernte}} + \sum \text{NH}_3\text{-N} + \sum \text{N}_2\text{O-N})$$

Bei ΔN_{min} handelt es sich um die Differenz zwischen dem gegen Ende des Bilanzierungszeitraumes und dem zu Beginn dieses Zeitraumes gemessenen mittleren N_{min} -Wert.

6. Scheinbare N-Effizienz

Die Berechnung der scheinbaren N-Effizienz (N-Effizienz) erfolgt über die Differenz zwischen dem jeweiligen N-Entzug gedüngter Varianten und der nicht gedüngten Variante in Relation zur applizierten Stickstoffmenge.

$$N_{\text{Effizienz},i} = \frac{(N_{\text{Ernte},i} - N_{\text{Ernte,Kontrolle}})}{N_{\text{Dünger},i}}$$

7. Der Effekt von angesäuerten Gärresten auf die Emissionen der Treibhausgase NH₃, N₂O, CH₄ und CO₂

Parallel zu den Feldversuchen wurde eine Reihe von Gefäßversuchen durchgeführt, um die Effekte bestehender und diskutierter THG-Minderungsmaßnahmen unabhängig von Witterungseinflüssen zu untersuchen. Hierzu wurde Boden des Standorts Dedelow in Kunststoffgefäßen zu Bodensäulen mit einer Lagerungsdichte von 1,3 und einer Bodenfeuchte, die 65% der maximalen Wasserhaltekapazität entspricht gepackt und mit Gärresten inkubiert. Neben einer ungedüngten Kontrollvariante wurde eine Variante mit herkömmlichem Biogasgärrest gedüngt, eine weitere mit angesäuertem Gärrest. Die eingesetzten Mengen an Gärrest und Schwefelsäure entsprechen den in der Praxis üblichen Mengen. Die Gärreste wurden in die obersten 15 cm der Bodensäule eingearbeitet. Die Gefäße wurden analog zu der Closed Chamber-Methode im Feld zwecks Gasprobennahme

zeitweilig verschlossen. Zur Bestimmung der Gase CH₄ und N₂O wurden durch ein Septum hindurch mittels einer Spritze Proben entnommen. Die CO₂-Messungen erfolgten in Echtzeit mit Hilfe eines Infrarotanalysator der Firma LiCor. Die NH₃-Messungen wurden mit Dräger-Messküvetten durchgeführt.

8. Der Effekt von Bodenkalkung auf die Treibhausgasemissionen nach Gärrestausbringung

Als weitere potentielle THG-Minderungsmaßnahme wurde die Bodenkalkung untersucht, der in manchen Publikationen ein N₂O-Minderungspotential nachgesagt wird (z.B. Barton et al. 2013²⁵). Der Aufbau des Experiments entspricht weitestgehend dem des oben beschriebenen ersten Gefäßversuchs. Mit einem zeitlichen Abstand von 14 Tagen wurde zunächst eine Bodenkalkung mittels Calciumhydroxid simuliert und anschließend eine normale Gärrestdüngung durchgeführt. Die Emissionen wurden wiederum mit einer herkömmlichen Gärrestdüngung auf nicht gekalktem Boden verglichen.

III. Ergebnisse

1. Allgemeine Umweltparameter

Das erste Feldversuchsjahr 2011 war durch extreme Wetterbedingungen geprägt. Nach einem sehr trockenen Frühjahr und einem Sommer mit mäßigen Niederschlägen folgten ein von häufigen Starkniederschlägen geprägter Spätsommer und Herbst. Die in Tabelle 1 aufgeführte Niederschlagssumme, in der die Niederschläge der Monate Januar bis April nicht enthalten sind übertrifft die langfristigen mittleren Jahresniederschlagssummen deutlich.

Tabelle 1: Klimatische Rahmenbedingungen der Feldversuche

Zeitraum	Durchschnittstemperatur [°C]	Niederschlagssumme [mm]
01.05.2011 - 31.12.2011	11,4	855,9
01.01.2012 - 31.12.2012	8,1	768,6
01.01.2013 - 31.12.2013	8,2	737,5
01.01.2014 - 15.10.2014	10,9	489,7

²⁵ Barton, L., Murphy, D.V., Butterbach-Bahl, K.(2013): Influence of crop rotation and liming on greenhouse gas emissions from a semi-arid soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 167, 23-32

Die Jahre 2012 und 2013 entsprachen sowohl in ihrer Durchschnittstemperatur als auch in ihren Niederschlagssummen den für diese Region typischen Werten. Die Niederschlagsverteilung übers gesamte Jahr war deutlich gleichmäßiger als im Jahr 2011.

Das letzte Feldversuchsjahr 2014 war ein vergleichsweise trockenes und warmes Jahr. Die Jahresniederschlagssumme lag mit 630,5 mm rund 100 mm unter dem langjährigen Mittelwert. Dennoch kam es kurz nach Aussaat des Sudangrases im Kleinen Gärrestversuch zu Starkregenereignissen, die eine Neuinstallation der Bodenrahmen erforderlich machte und ein sehr ungleichmäßiges Auflaufen der Saat in Anlage 1 zur Folge hatte.

2. Gemessene Treibhausgasaustauschraten

2.1 Großer Gärrestversuch (N₂O und CH₄)

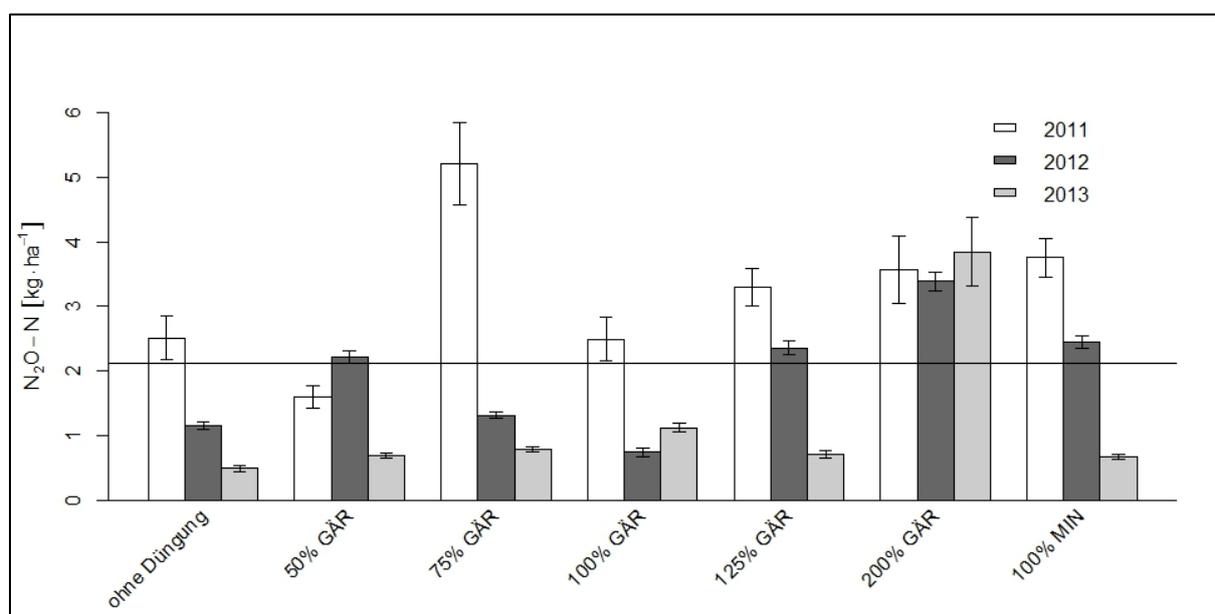
2.1.1 Kumulierte N₂O-Emissionen

Die höchsten N₂O-Emissionen wurden mit bis zu 5,3 kg N₂O-N ha⁻¹ im Jahr 2011 verzeichnet (Tabelle 2). In den Jahren 2012 und 2013 fielen die Emissionen sehr gering aus. Verglichen mit der nicht gedüngten Kontrollvariante führte die Düngung mit Biogasgärresten in standortstypischen Mengen, von wenigen Ausnahmen abgesehen, nur zu geringfügig erhöhten Lachgasemissionen. Erst nach einer deutlichen Überschreitung der üblichen Mengen kam es zu einer erheblichen Lachgasfreisetzung. Während sich die Emissionen der übrigen Düngevarianten von Jahr zu Jahr deutlich unterschieden, blieben die Emissionen aus diesen stark überdüngten Varianten (200% GÄR) in den drei Jahren einigermaßen konstant zwischen 3,4 bis 3,8 kg N₂O-N ha⁻¹.

Nach mineralischer Düngung waren die N₂O-Emissionen in den ersten beiden Versuchsjahren höher als nach einer äquivalenten organischen Düngung mittels Gärrestes. Nur im letzten Versuchsjahr fielen die Emissionen nach mineralischer Düngung niedriger aus als nach Gärrestapplikation.

Tabelle 2: Mittelwerte der kumulierten N₂O-N-Emissionen und CO₂-Äquivalente am Standort Hohenschulen.

Messjahr	2011			2012			2013		
	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	SD	CO ₂ -Äquivalente kg CO ₂ ha ⁻¹	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	SD	CO ₂ -Äquivalente kg CO ₂ ha ⁻¹	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	SD	CO ₂ -Äquivalente kg CO ₂ ha ⁻¹
Ohne Düngung	2,7	0,338	1261,6	1,2	0,061	539,9	0,5	0,050	229,9
50% GÄR	1,5	0,173	715,1	2,2	0,103	1044,3	0,7	0,034	324,1
75% GÄR	5,3	0,635	2485,7	1,3	0,057	612,0	0,8	0,038	369,5
100% GÄR	2,7	0,340	1282,6	0,7	0,056	345,6	1,1	0,073	525,4
125% GÄR	3,3	0,291	1588,0	2,4	0,141	1116,9	0,7	0,057	334,8
200% GÄR	3,7	0,519	1710,6	3,4	0,168	1580,0	3,8	0,528	1801,5
100% MIN	4,1	0,300	1902,2	2,5	0,122	1153,9	0,7	0,042	314,7

**Abbildung 1: Kumulierte N₂O-Emissionen des Großen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen. Der Mittelwert aller Varianten wurde als horizontale Linie abgetragen. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung aus 100 per Bootstrapping berechneten Austauschraten.**

In allen drei Versuchsjahren war eine schwache Tendenz erkennbar, dass mit steigender ausgebrachter Gärrestmenge auch die kumulierten Lachgasemissionen anstiegen. Die lineare Regressionsanalyse (Abbildung 2) ergibt allerdings nur einen sehr schwachen Zusammenhang zwischen diesen beiden Größen. Die Unterschiede zwischen den N₂O-Emissionen aus verschiedenen Jahren waren deutlich größer, als jene zwischen den Emissionen unterschiedlicher, zeitgleich untersuchter, Düngemethoden. Dies weist auf einen großen Einfluss zeitlich (z.B. Witterung) und räumlich (z.B. Bodeneigenschaften wie N_{min}) variabler Faktoren hin.

Die Ergebnisse des F-Testes im Kontext der Regressionsanalyse bezüglich der Größen Gesamtniederschlagsmenge und kumulierte N₂O-N-Emissionen sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Tendenziell gingen die größeren Niederschlagsmengen in 2011 zwar mit höheren Lachgasemissionen einher, es konnte jedoch nur in einem Fall eine schwach signifikante Abhängigkeit der beiden Faktoren nachgewiesen werden (Tabelle 3).

Tabelle 3: Abhängigkeit der N₂O-Emissionen von den Jahresniederschlagssummen. Ergebnisse der linearen Regressionsanalyse.

Düngevariante	F-Wert	p-Wert
Ohne Düngung	16,01	0,16
50% GÄR	0,01	0,94
75% GÄR	360,6	0,03
100% GÄR	17,58	0,15
125% GÄR	2,016	0,39
200% GÄR	0,002	0,97
100% MIN	3,283	0,32

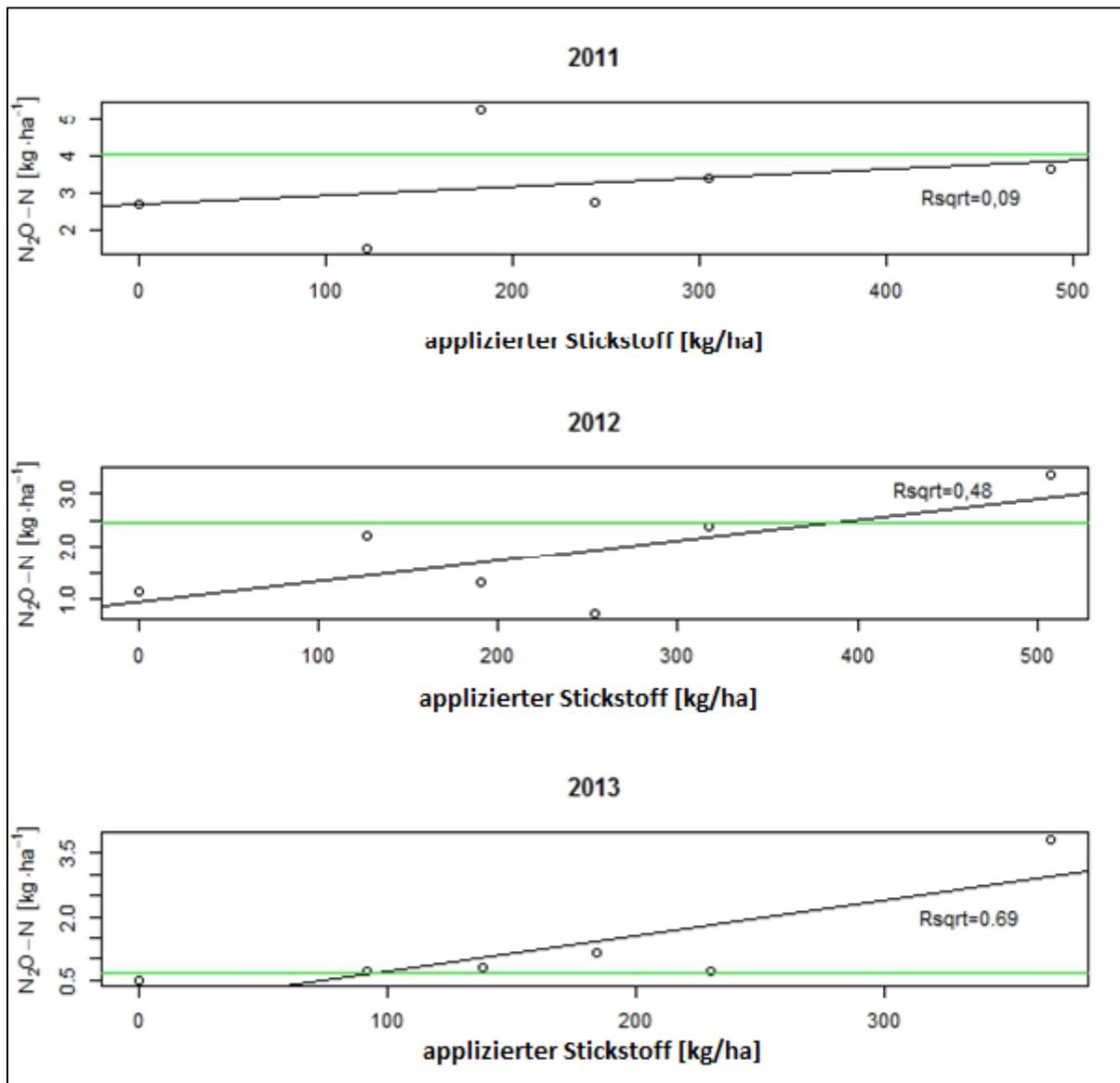


Abbildung 2: Einfache lineare Regression zwischen ausgebrachter Stickstoffmenge und den kumulierten N₂O-N-Emissionen am Standort Hohenschulen. Die kumulierten Lachgasemissionen nach mineralischer Düngung sind als grüne horizontale Linie abgetragen.

Die N_{\min} -Werte waren im Jahr 2011 zu Beginn der Untersuchungen höher als in den Versuchsfeldern, die in den Jahren 2012 und 2013 genutzt wurden (s. Kapitel einfache N-Bilanzen). Jedoch waren die Unterschiede nicht so groß, dass diese allein die Ursache für die erhöhten N₂O-Emissionen in diesem Jahr gewesen sein können. Insgesamt ist die Diversität der Lachgasemissionen in den drei Jahren auf das Zusammenwirken mehrerer Einflussfaktoren zurückzuführen, von denen die Niederschlagsmengen sowie die Düngemengen die bedeutendsten sind. Auch die Niederschlagsverteilung im Jahresverlauf spielt eine besondere Rolle, worauf im Folgenden noch eingegangen wird.

2.1.2 Kumulierte CH₄-Emissionen/Aufnahmen

In den Jahren 2012 und 2013 erwiesen sich beinahe alle Düngevarianten als Methansenken. Nur die 200% GÄR-Düngevariante erwies sich in 2012 als deutliche CH₄-Quelle während sich die 100%-Variante im selben Jahr nahezu CH₄-neutral verhielt. Eine besonders hohe Methanaufnahme wurde nach mineralischer Düngung beobachtet (Tabelle 4).

Aufgrund technischer Probleme im Jahr 2011 und daraus resultierender Datenlücken in den CH₄-Flussraten wurde auf eine Darstellung der CH₄-Emissionen dieses Zeitraumes verzichtet.

Tabelle 4: Mittelwerte der kumulierten CH₄-Emissionen am Standort Hohenschulen.

Messjahr	2012			2013		
	kg CH ₄ -C ha ⁻¹	SD	CO ₂ -Äquivalente kg CO ₂ ha ⁻¹	kg N ₂ O-N ha ⁻¹	SD	CO ₂ -Äquivalente kg CO ₂ ha ⁻¹
Ohne Düngung	-1,3	0,199	-43,4	-1,2	0,146	-40,6
50% GÄR	-1,1	0,114	-36,5	-1,3	0,162	-44
75% GÄR	-1,4	0,196	-46,1	-1,3	0,442	-44,4
100% GÄR	0,2	0,336	5,5	-0,8	0,238	-27,6
125% GÄR	-0,5	0,127	-16,9	-1,6	0,151	-54,4
200% GÄR	0,9	0,184	29,4	-1,3	0,180	-44,9
100% MIN	-1,4	0,203	-47,9	-2,2	0,131	-73,1

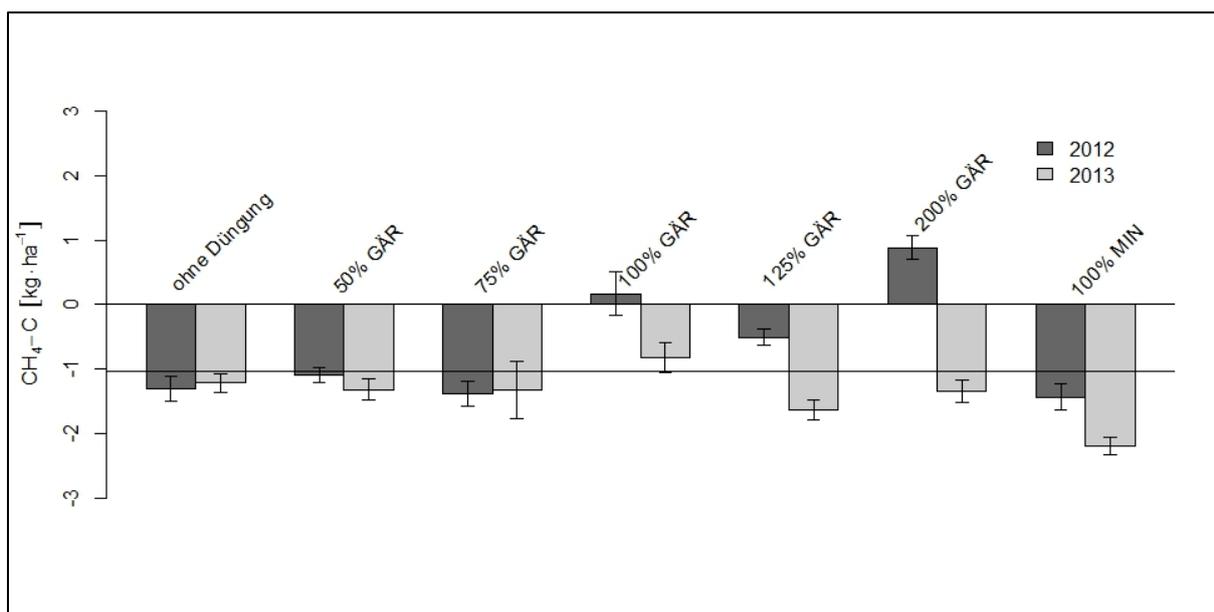


Abbildung 3: Kumulierte CH₄-Emissionen des Großen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen. Der Mittelwert aller Varianten ist als horizontale Linie abgetragen. Die Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung aus 100 per Bootstrapping berechneten Austauschraten.

2.1.3 N₂O- und CH₄-Emissionen im Jahresverlauf

Die Betrachtung der N₂O-Emissionen im Zeitverlauf (Abbildungen 4, 5 und 6) zeigt, dass sich das erste Versuchsjahr diesbezüglich deutlich von den folgenden zwei Jahren unterschied. In 2011 trat der größte Teil der Lachgasemissionen erst nach drei bis vier Monaten auf. In den ersten drei Monaten nach Düngung kam es hingegen zu vergleichsweise geringen Emissionen.

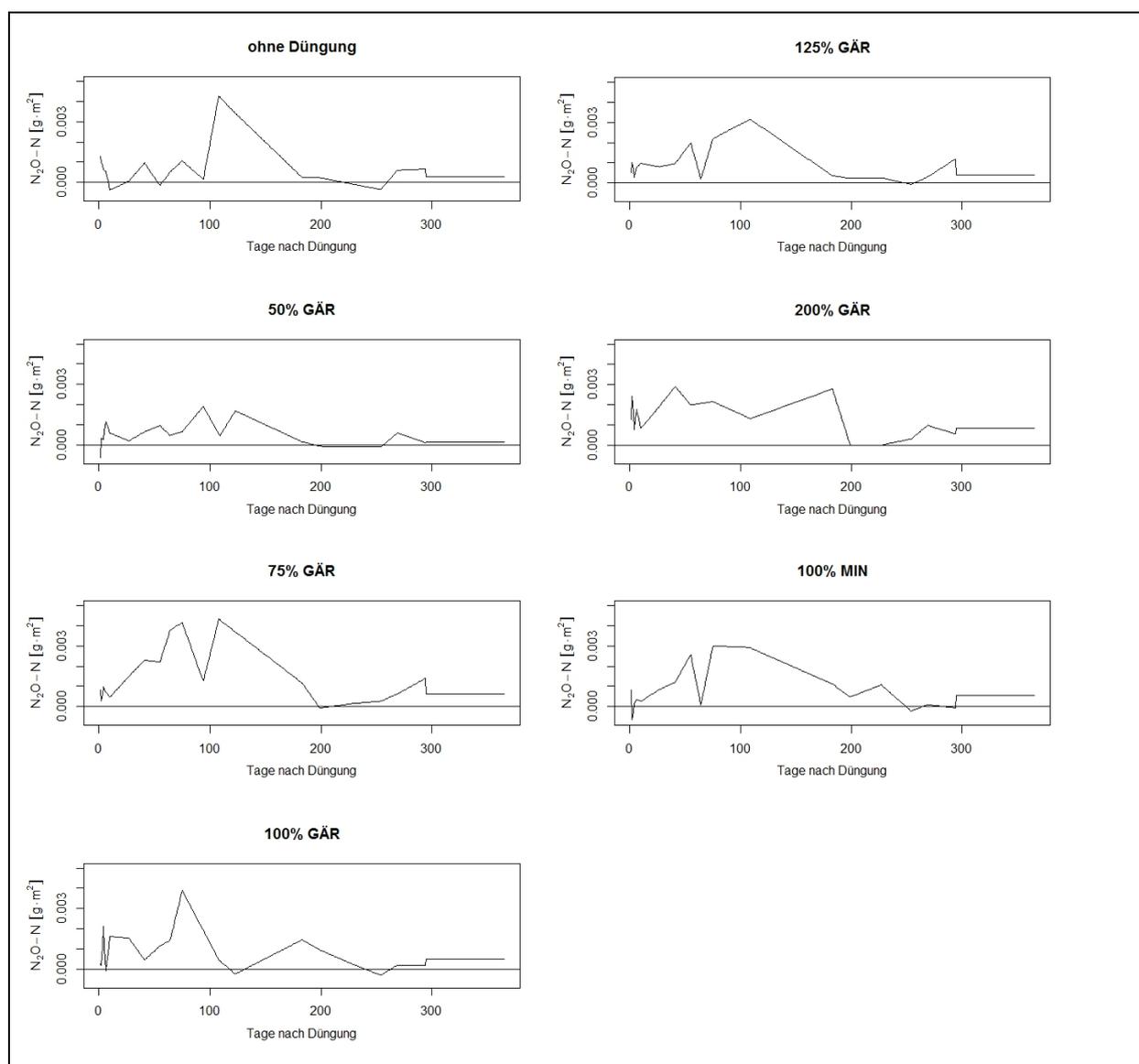


Abbildung 4: N₂O-Emissionen im Jahr 2011 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf.

In den Jahren 2012 (Abbildung 5) und 2013 (Abbildung 6) wurden weitaus geringere Emissionen gemessen, deren Großteil in den ersten zwei Monaten nach Düngung emittiert wurde. Vor allem bei den Düngewarianten mit einer deutlich höheren Gärrestgabe (200% GÄR) wurde beobachtet, dass der weitaus größte Teil der kumulierten Lachgasemissionen

auf einen einzelnen Emissionspeak in diesem Zeitraum zurückzuführen sind. Lediglich die mineralisch gedüngte Variante im Jahr 2012 zeigte auch noch zu einem späteren Zeitpunkt erhöhte N_2O -Emissionen.

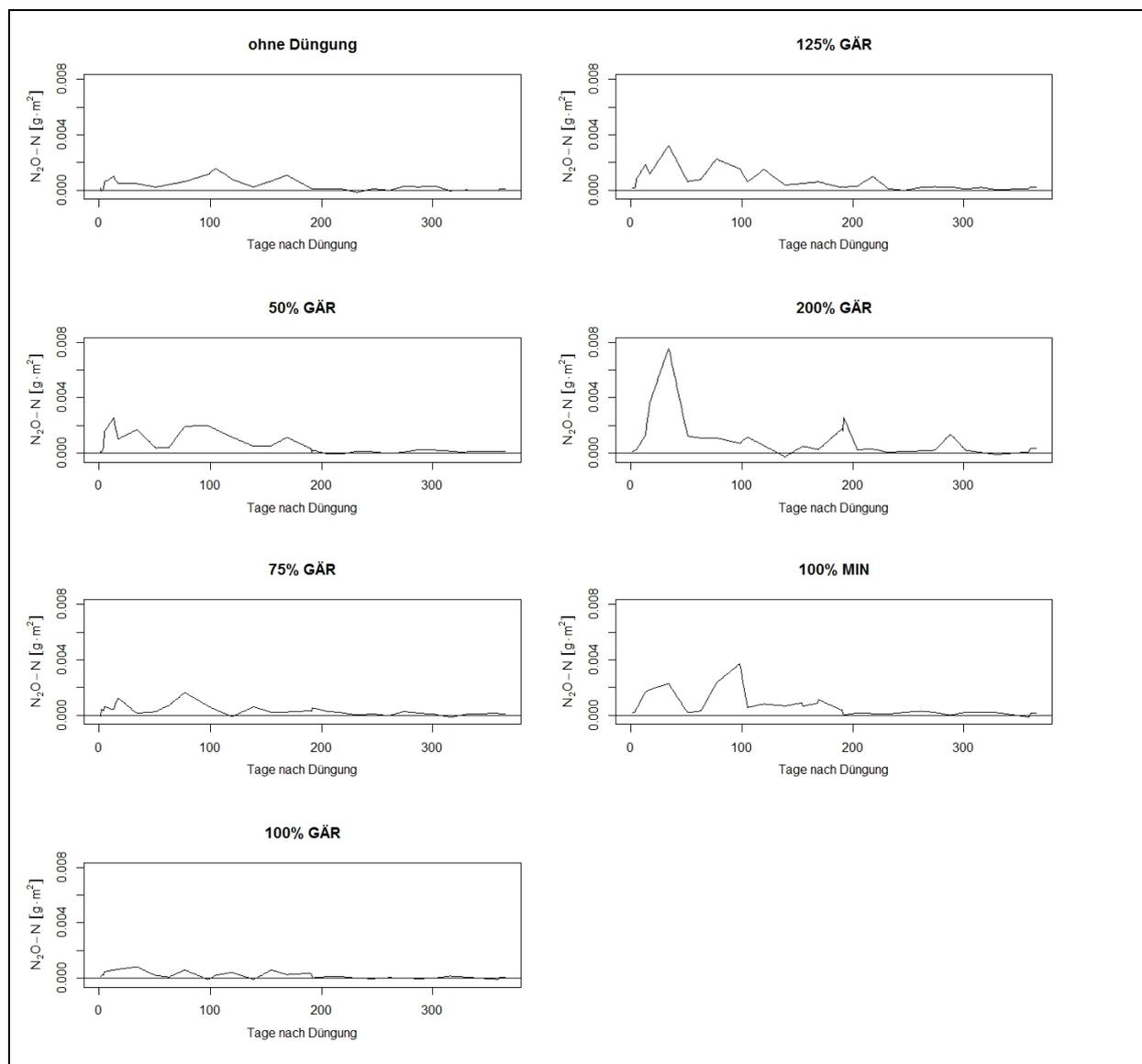


Abbildung 5: N_2O -Emissionen im Jahr 2012 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf.

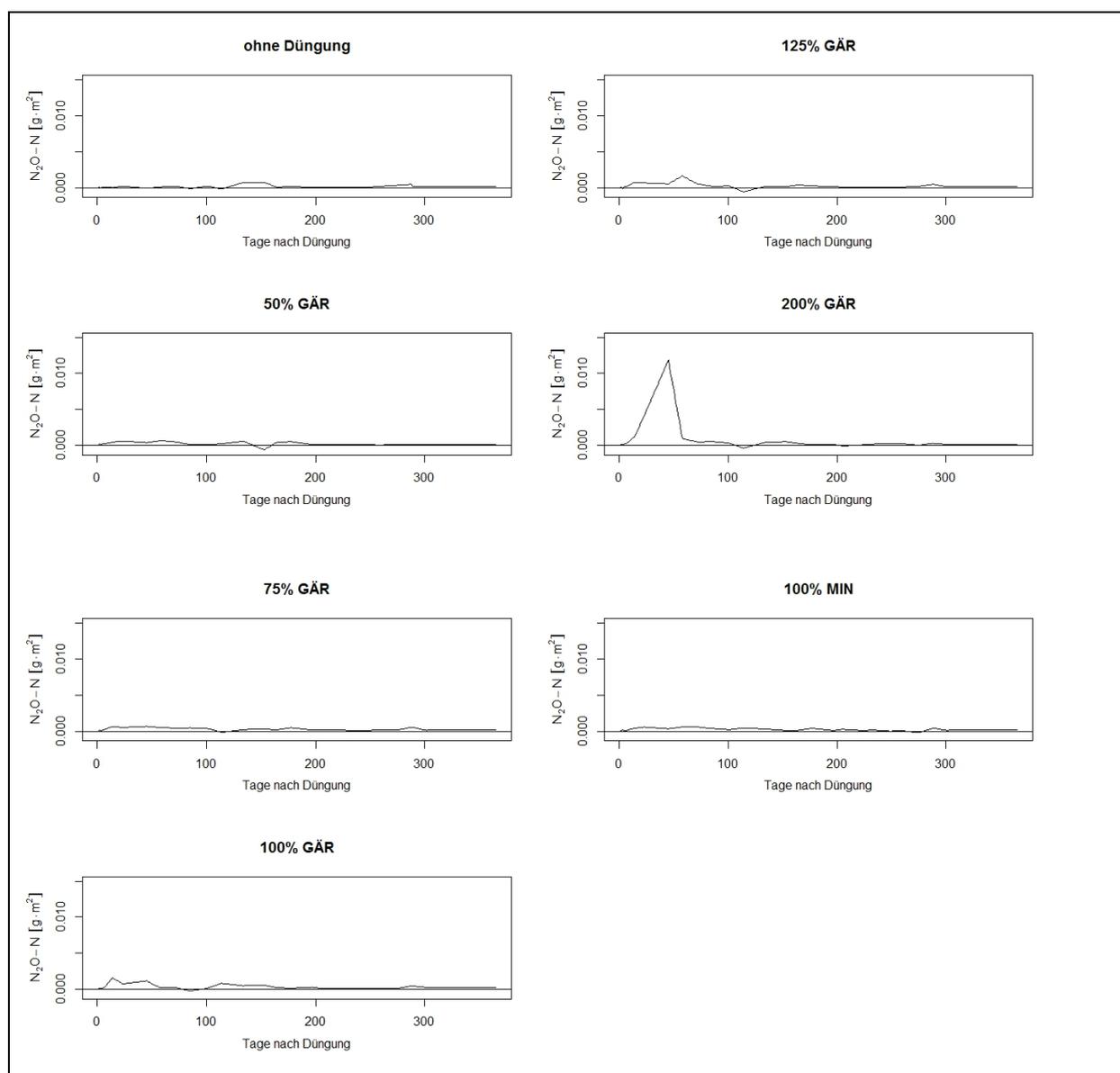


Abbildung 6: N_2O -Emissionen im Jahr 2013 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf.

Die Betrachtung der CH_4 -Emissionen im Jahresverlauf zeigt, dass der ausgebrachte Gärrest die Hauptquelle für Methan darstellt. Im weiteren Jahresverlauf gab es keine vergleichbaren Emissionsereignisse. Die Aufnahme von Methan durch den Boden erfolgte meist in sehr geringen Raten über das ganze Jahr verteilt. Jedoch kam es in manchen Düngemittelvarianten im Hochsommer zu einer vermehrten Methanaufnahme (Abbildung 7 und 8). Nach mineralischer Düngung gab es weder in 2012 noch in 2013 CH_4 -Emissionen, die mit denen nach organischer Düngung vergleichbar gewesen wären.

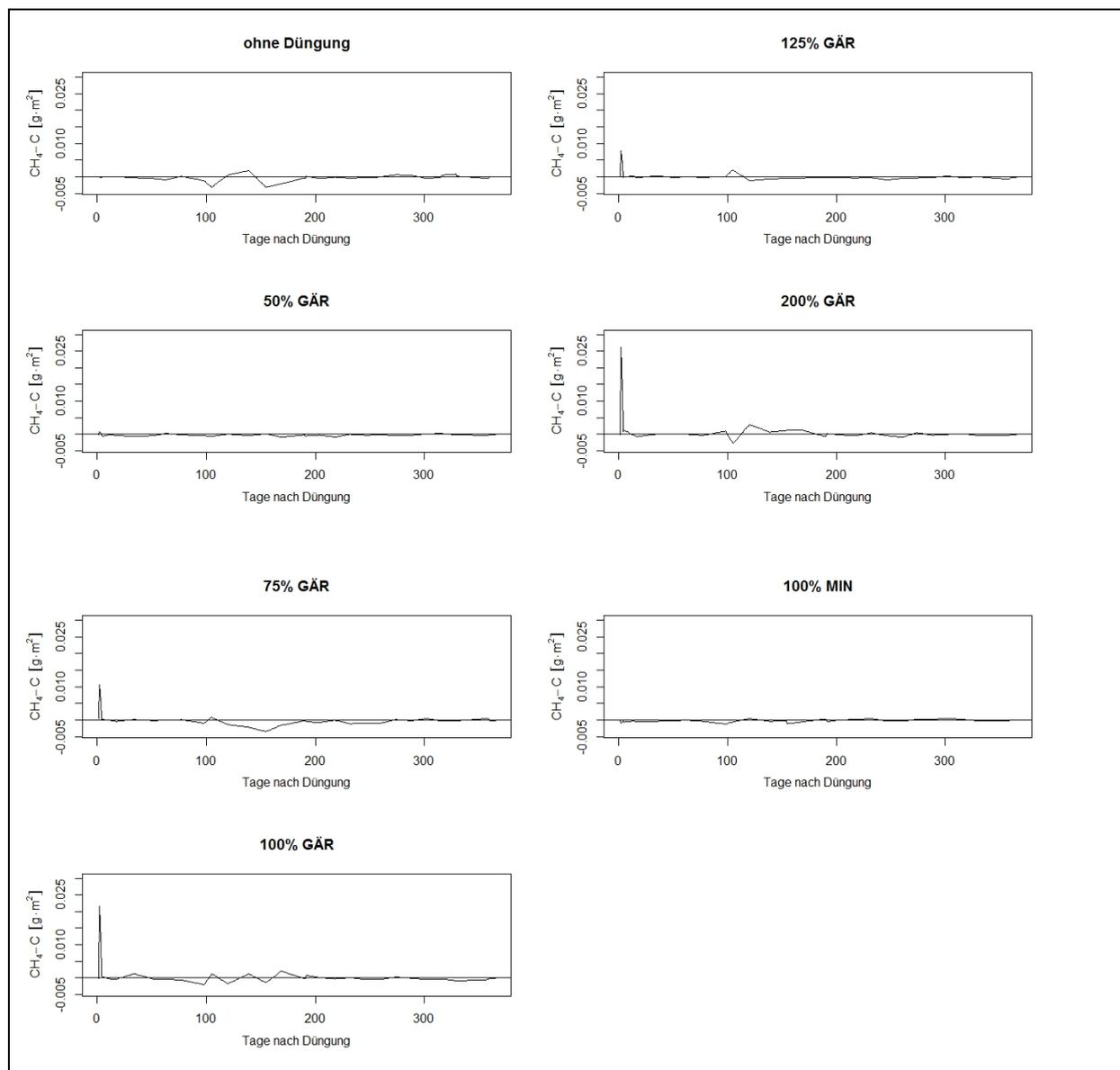


Abbildung 7: CH₄-Emissionen im Jahr 2012 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf.

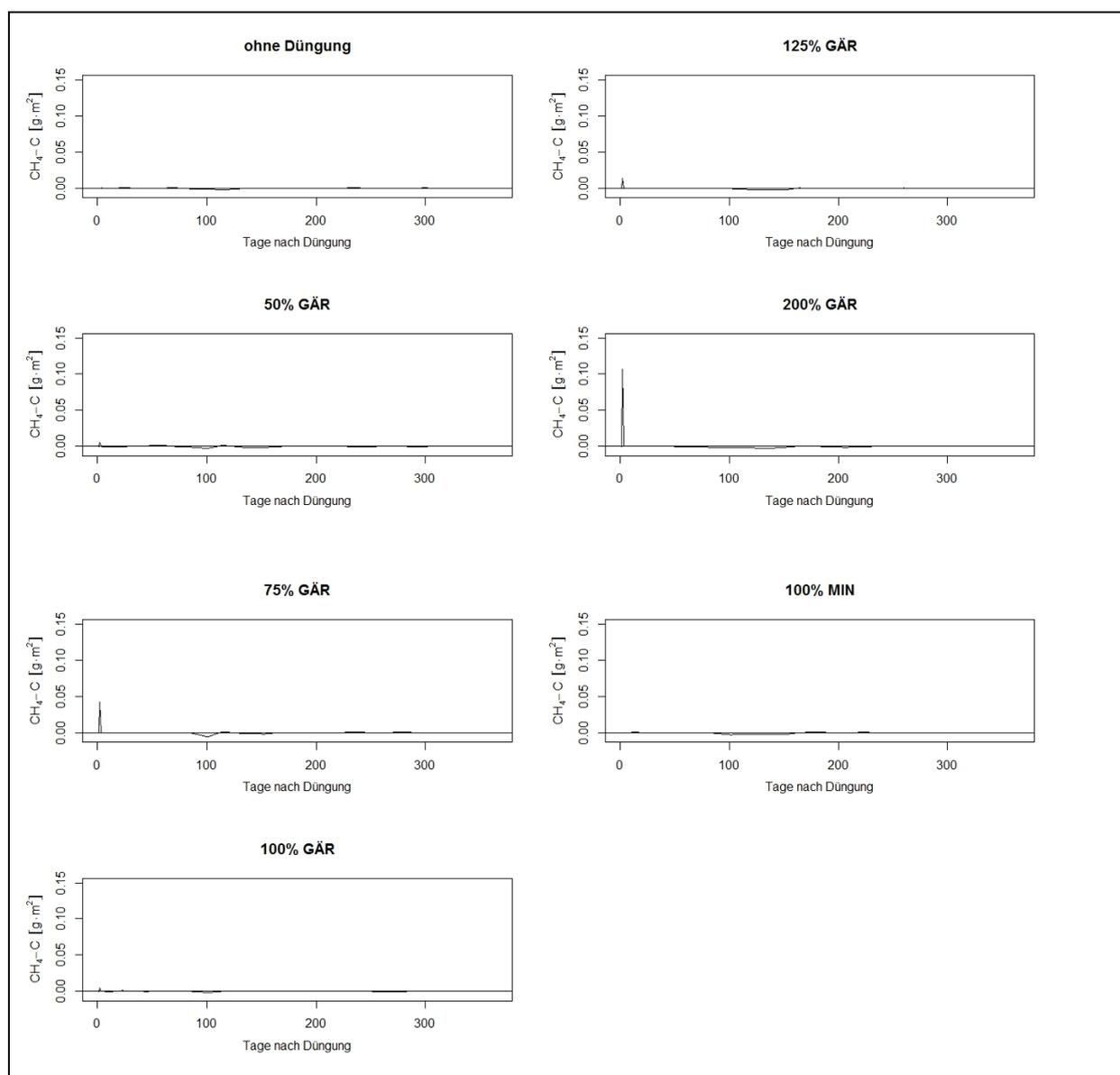


Abbildung 8: CH₄-Emissionen im Jahr 2013 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf.

2.2 Kleiner Gärrestversuch (N₂O und CH₄)

2.2.1 Kumulierte N₂O-Emissionen

Im Gegensatz zu den Ergebnissen aus dem Großen Gärrestversuch führte die wiederholte Düngung mit Biogasgärresten in den beiden Anlagen des Kleinen Gärrestversuch zu deutlich höheren kumulierten N₂O-Emissionen als die rein mineralische Düngung. In beiden Anlagen wurden in dieser Düngevariante die größten N₂O-Emissionen gemessen. Die Anlagen 1 und 2 unterschieden sich hinsichtlich ihrer Lachgasemissionen nach reiner Gärrestdüngung nicht voneinander.

Die N_2O -Emissionen nach mineralischer Düngung unterschieden sich in den Anlagen 1 und 2 nur um $1,07 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$. Die kombinierte Gabe von organischem und mineralischem Stickstoffdünger wies in Anlage 1 nur geringfügig höhere Lachgasemissionen auf als die mineralische Variante. In Anlage 2 war die Differenz zu den Emissionen nach mineralischer Düngung größer.

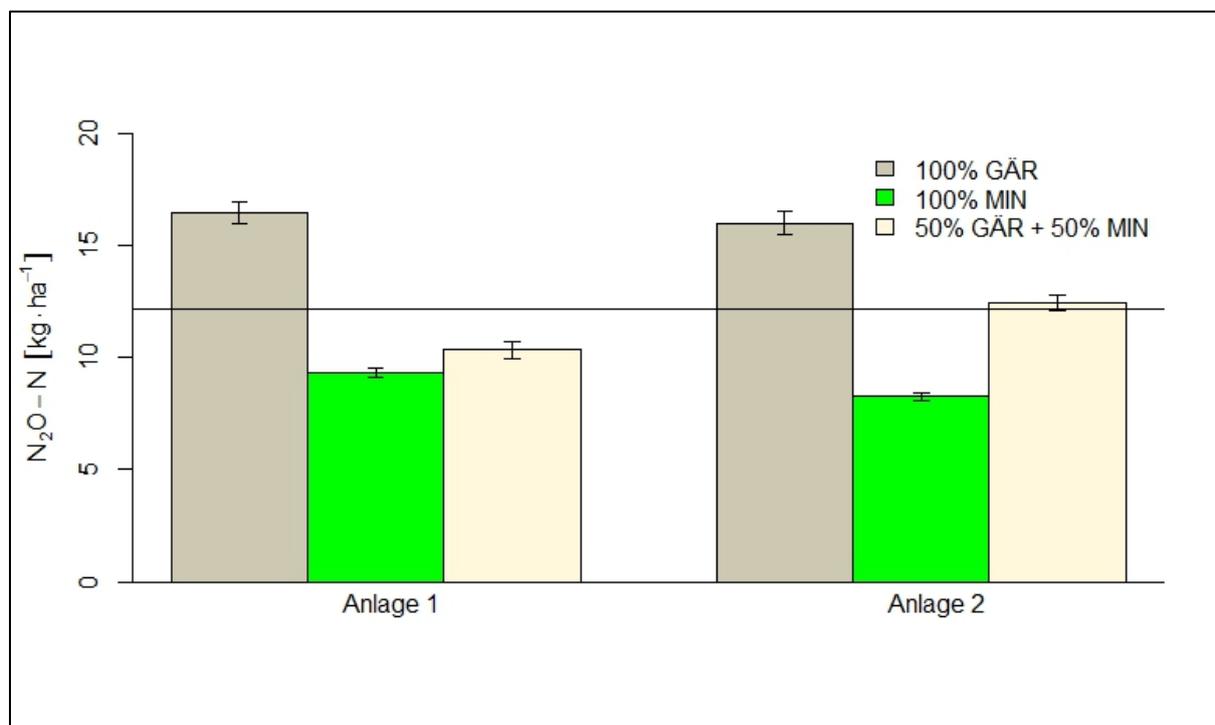


Abbildung 9: Kumulierte N_2O -Emissionen des Kleinen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen. Der Mittelwert aller Varianten ist als horizontale Linie abgetragen.

Die Betrachtung der Bilanzierungszeiträume der unterschiedlichen Fruchtarten und Brache Zeiträumen macht deutlich, dass der Unterschied zwischen den N_2O -Emissionen der Versuchsvarianten in Anlage 1 erst durch den letzten untersuchten Zeitraum, in dem dort Sudangras kultiviert wurde, zustande kam (Abbildung 10). In den drei Jahren davor unterschieden sich die verschiedenen Düngevarianten diesbezüglich nicht voneinander.

Auch in Anlage 2 wurden die Unterschiede zwischen den N_2O -Emissionen der verschiedenen Düngevarianten maßgeblich vom letzten untersuchten Fruchtfolgeglied beeinflusst (Abbildung 11). Allerdings waren hier schon während des gesamten vorherigen Zeitraums die Lachgasemissionen nach mineralischer Düngung deutlich niedriger als nach organischer und kombinierter Düngung.

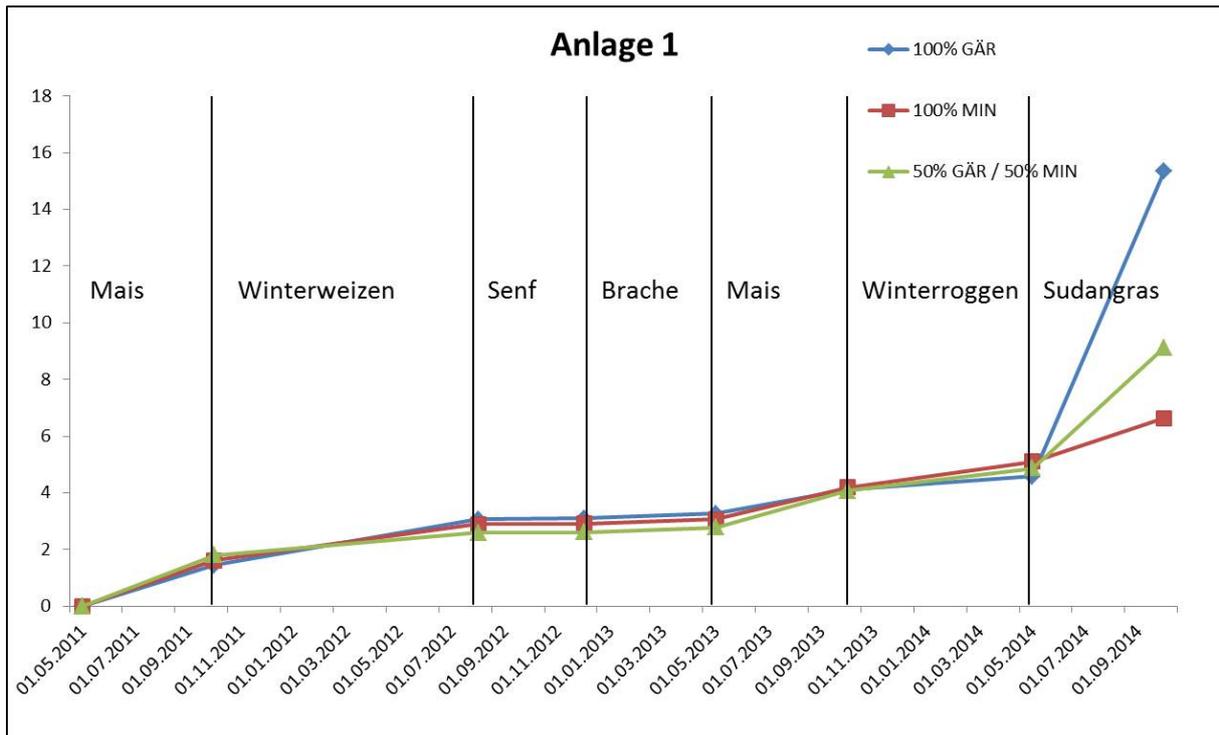


Abbildung 10: Kumulierte N₂O-Emissionen in Anlage 1 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.

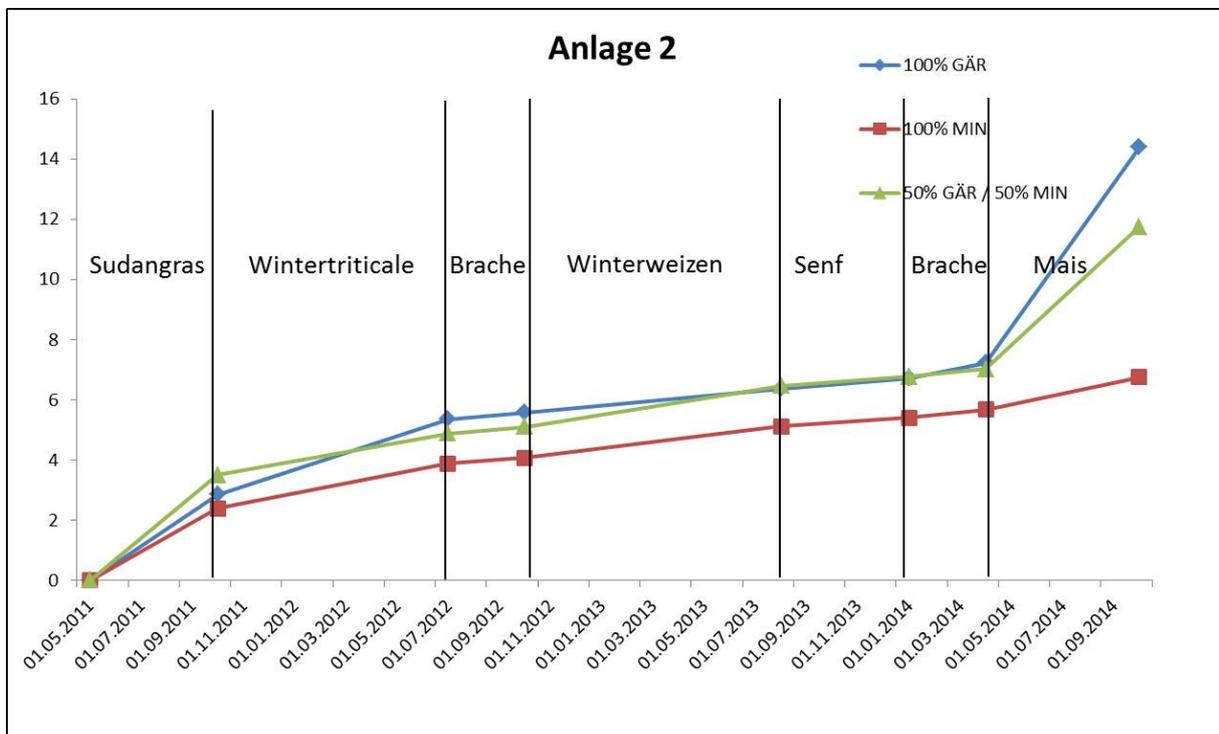


Abbildung 11: Kumulierte N₂O-Emissionen in Anlage 2 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.

2.2.2 Kumulierte CH₄-Emissionen

Die meisten Düngevarianten des Kleinen Gärrestversuchs erwiesen sich über den gesamten Versuchszeitraum als Methansenken (Abbildung 12). Einzige Ausnahme bildete diesbezüglich die organisch gedüngte Variante aus Anlage 1, die sich in beinahe allen Fruchtfolgegliedern als CH₄-Quelle erwies. Die mineralisch gedüngten Flächen waren im gesamten Untersuchungszeitraum die stärksten CH₄-Senken.

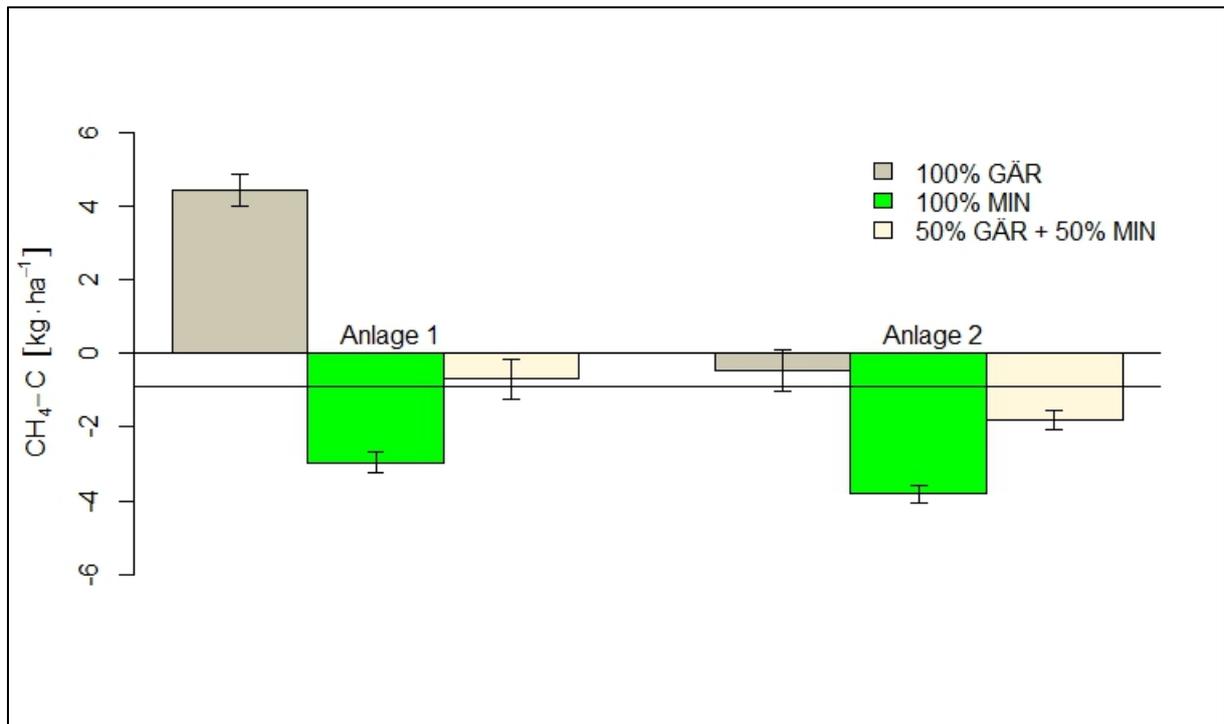


Abbildung 12: Kumulierte CH₄-Emissionen des Kleinen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen. Der Mittelwert aller Varianten ist als horizontale Linie abgetragen.

Die Betrachtung der Bilanzierungszeiträume einzelner Fruchtfolgeglieder zeigt, dass vor allem beim Anbau von Winterweizen und Winterroggen die mit Gärresten gedüngten Flächen als Methanquelle wirken (Abbildungen 13 und 14). Dies ist darauf zurückzuführen, dass in diesen Fruchtfolgegliedern jeweils zwei Düngereignisse stattgefunden haben, von denen eines ohne Einarbeitung der Gärreste erfolgte.

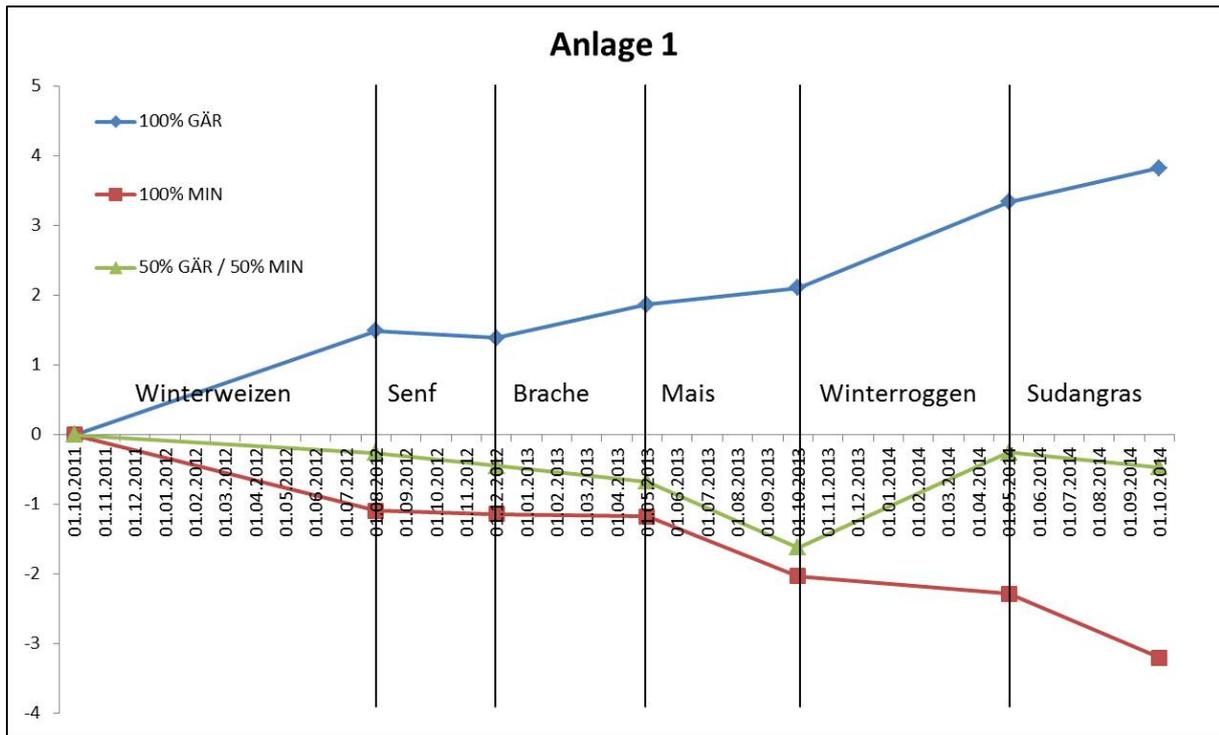


Abbildung 13: Kumulierte CH₄-Emissionen in Anlage 1 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.

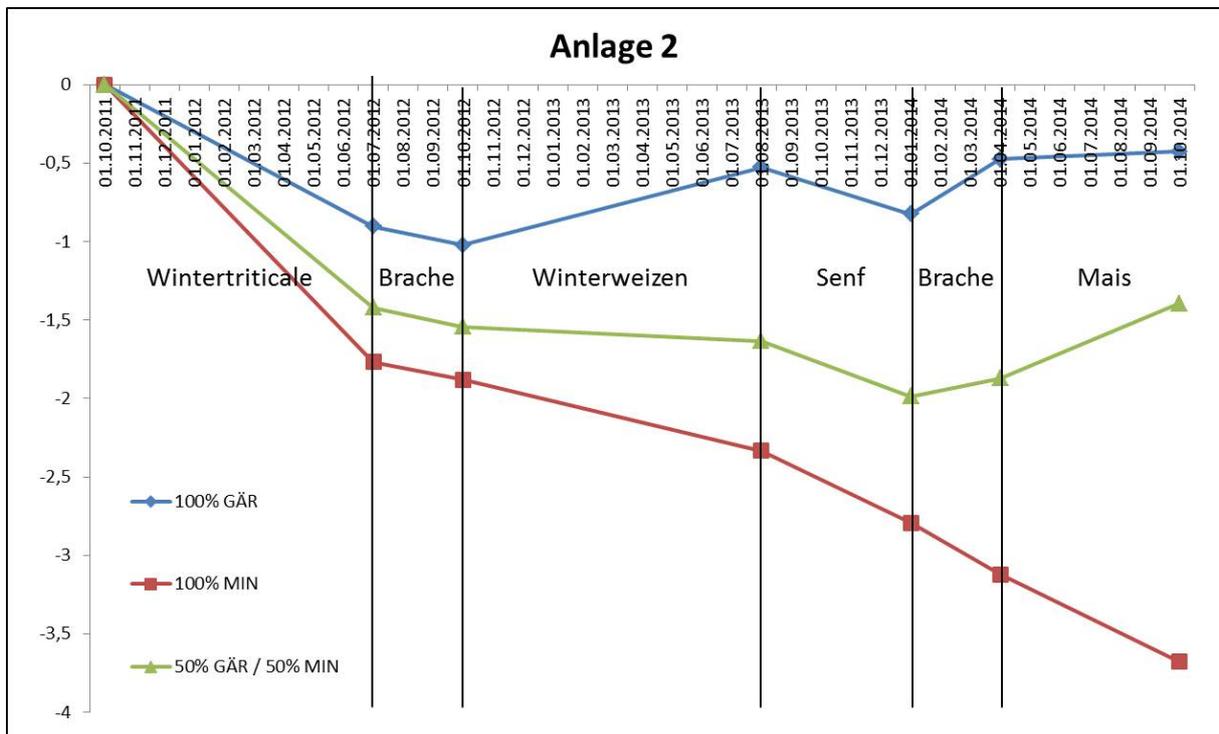


Abbildung 14: Kumulierte CH₄-Emissionen in Anlage 2 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.

3. Effekt von Nitrifikationsinhibitoren

Die Wirkung des Nitrifikationsinhibitors Piadin wurde an allen Standorten des Projektes wenigstens ein Jahr lang untersucht. Der Einsatz dieses Nitrifikationsinhibitors führte im Mittel zu einer Reduktion der N₂O-Emissionen von 30%. Die Ergebnisse variierten allerdings je nach Standort erheblich (Tabelle 5).

Im Jahr 2012 waren mit Ausnahme des Standortes Hohenschulen die Lachgasemissionen nach Gärrestdüngung, im Vergleich zur nicht gedüngten Kontrollvariante, erhöht (Abbildung 15). An den Standorten Dedelow, Dornburg und Gülzow senkte der Einsatz von Piadin die Lachgasemissionen auf das Niveau der Kontrollvariante. Am Standort Ascha hingegen wurden die dort aufgetretenen erheblichen N₂O-Emissionen durch Piadin nicht signifikant verringert. Da die Gärrestdüngung in Hohenschulen keine erhöhten Lachgasemissionen zur Folge hatte, war es nicht möglich die Wirkung des Nitrifikationshemmers zu prüfen.

Tabelle 5: N₂O-Emissionsminderung durch den Einsatz von Piadin an fünf verschiedenen Standorten 2012.

Standort	Versuchsjahr	100% GÄR kg N ₂ O-N ha ⁻¹	100% GÄR + Piadin kg N ₂ O-N ha ⁻¹	Inhibitoreffekt %
Hohenschulen	2011	2,7	3,3	+33
Ascha	2012	11,3	10,4	-8
Dedelow		1,6	0,6	-63
Dornburg		0,8	0,5	-39
Gülzow		2,3	0,8	-64
Hohenschulen		0,7	0,6	-18
Ascha	2013	3,8	3,3	-13
Dedelow		5,6	0,5	-91
Dornburg		0,6	0,3	-44
Hohenschulen		1,1	1,2	+6

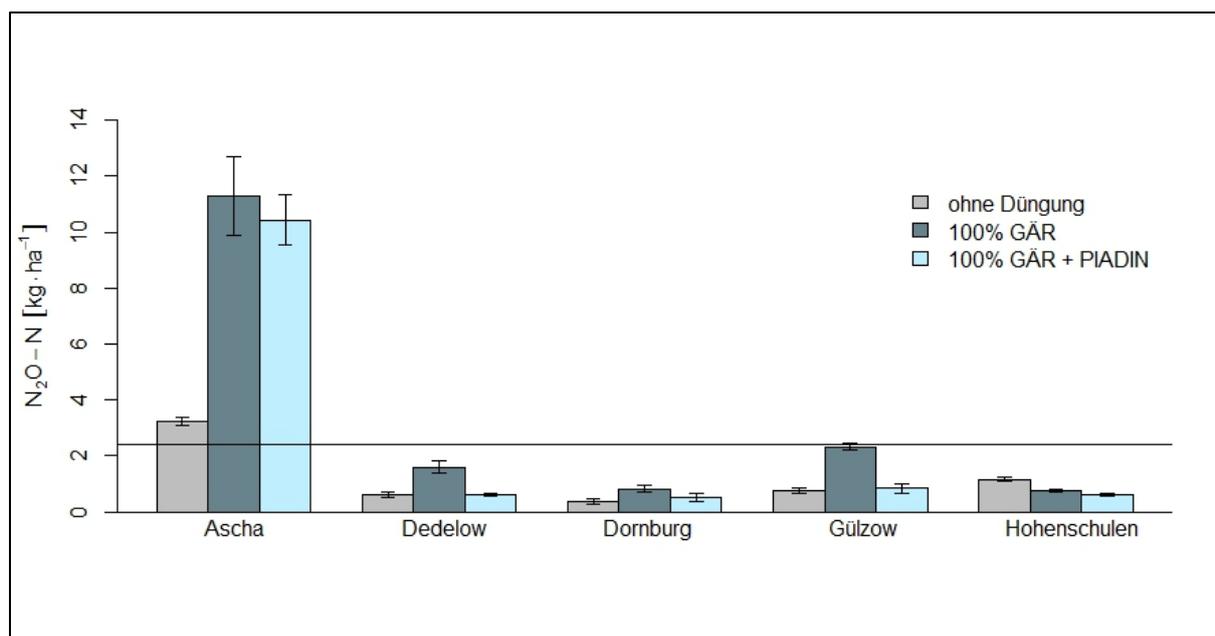


Abbildung 15: N₂O-Emissionen nach Gärrestdüngung und nach Einsatz von Piadin in Verbindung mit Gärresten im Jahr 2012.

An den Standorten Dedelow und Dornburg konnten die N₂O-Emissionen mit Hilfe von Piadin beinahe auf das Niveau der nicht gedüngten Kontrolle herabgesenkt werden. Am Standort Dedelow entsprach dies einer Emissionsminderung um 91%. Am Standort Ascha wurde wiederum nur eine geringe Reduzierung der Lachgasemissionen erreicht. Obwohl am Standort Hohenschulen, im Gegensatz zum Vorjahr, erhöhte N₂O-Emissionen nach Gärrestdüngung zu beobachten waren, konnte auch in diesem Jahr keine Verringerung der Lachgasfreisetzung durch Piadin nachgewiesen werden.

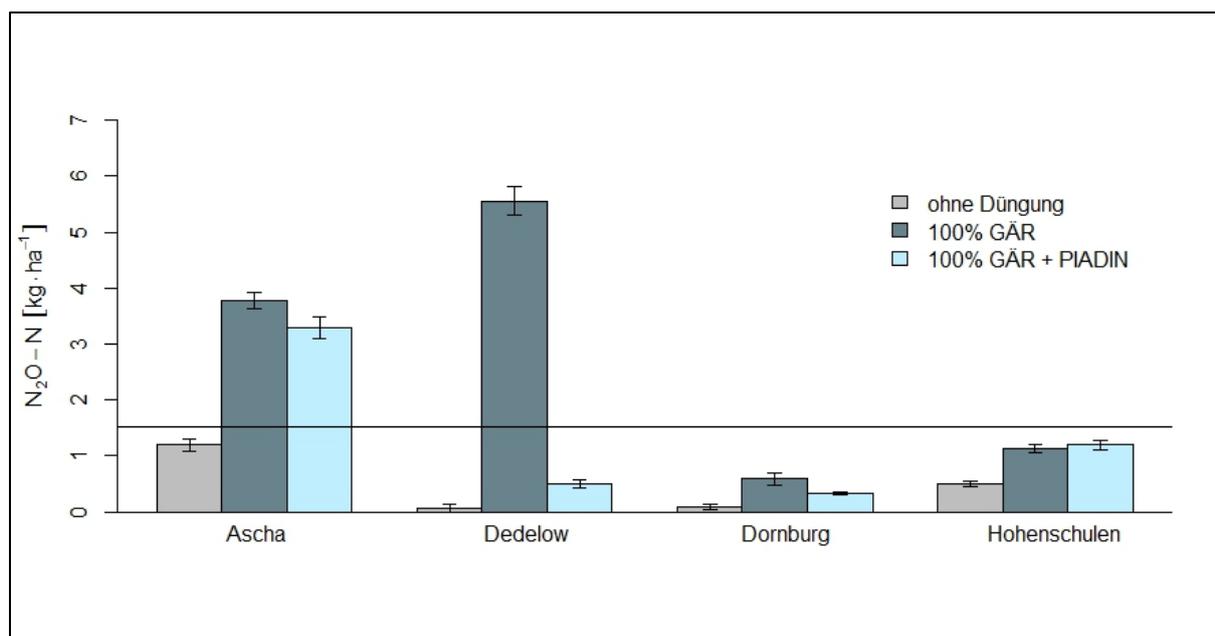


Abbildung 16: N₂O-Emissionen nach Gärrestdüngung und nach Einsatz von Piadin in Verbindung mit Gärresten im Jahr 2013.

Die Abbildungen 17 und 18 zeigen die N₂O-Emissionen der Varianten „ohne Düngung“, „100% GÄR“ und „100% GÄR + Piadin“ der Jahre 2012 bzw. 2013 im Zeitverlauf. Die höchsten Emissionen traten an den meisten Standorten innerhalb der ersten zwei Monate nach Gärrestaubsbringung auf. Die 100% GÄR-Variante und die Piadin-Variante zeigten dabei meist einen sehr ähnlichen Verlauf. Die bedeutendsten Emissionspeaks traten bei beiden Varianten zeitgleich auf. Einzige Ausnahme stellt in diesem Zusammenhang der Standort Gülzow dar. Hier war festzustellen, dass die Emissionspeaks der Piadin-Variante nicht nur kleiner ausfielen sondern auch zeitlich deutlich verzögert auftraten. Dies kann eine Folge der an diesem Standort durchgeführten Gärrestinjektion sein, durch welches der Kontakt des Inhibitors mit dem Gärrest unter Umständen für längere Zeit gewährleistet wird als bei einer oberflächlichen Applikation mit anschließender Einarbeitung. Das Injektionsverfahren könnte sich eventuell auch positiv auf die Länge der Wirkdauer des Nitrifikationsinhibitors auswirken.

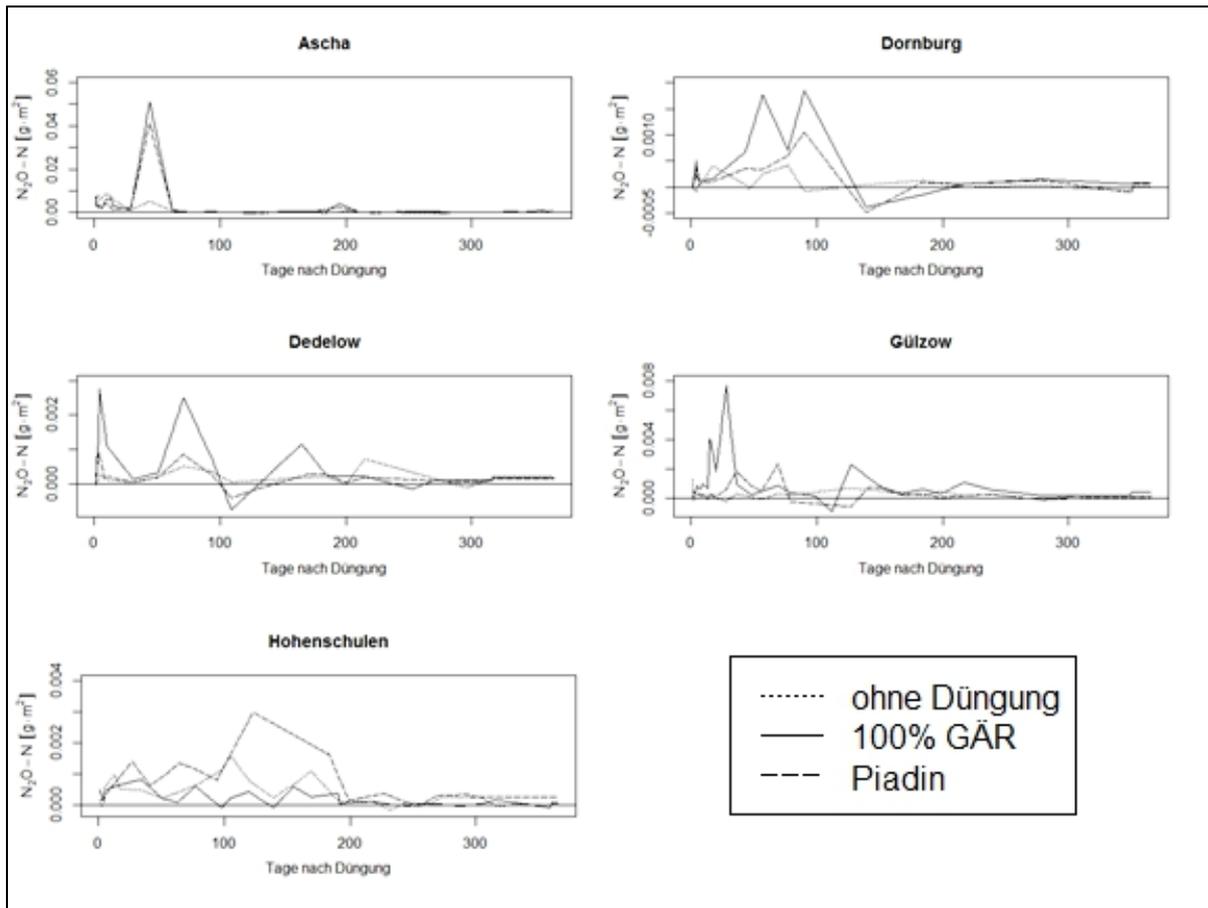


Abbildung 17: N_2O -Emissionen im Zeitverlauf nach Gärrestdüngung und dem Einsatz von Piadin im Jahr 2012 an allen Untersuchungsstandorten.

Die Betrachtung der klimatischen Einflussfaktoren ergab, dass die größten N_2O -Emissionsereignisse meist auf die ersten Starkregenereignisse nach Düngung bei verhältnismäßig hohen Bodentemperaturen auftraten (Abbildungen 18 und 19). Diese ersten Emissionspeaks, machten bis zu 85% der gesamten jährlichen N_2O -Emissionen aus und waren somit auch von entscheidender Bedeutung bei der Beurteilung des Emissionsminderungspotentials der Nitrifikationsinhibitoren. Spätere Starkregenereignisse hatten keine vergleichbaren Auswirkungen.

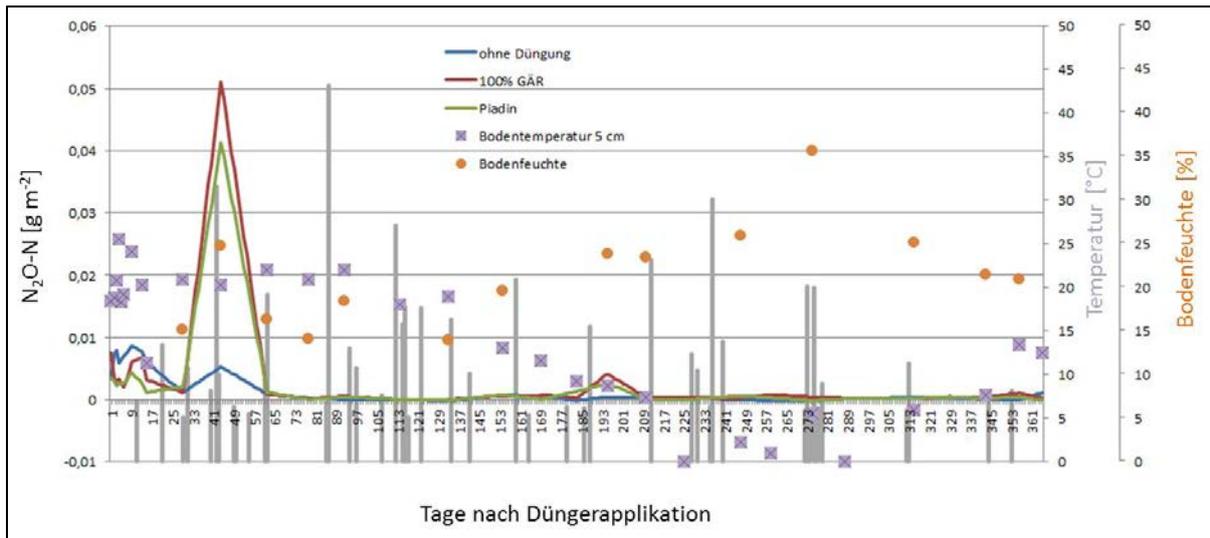


Abbildung 18: N₂O-Emissionen und klimatische Einflussfaktoren am Standort Ascha 2012. Starkregenereignisse sind als vertikale graue Balken eingezeichnet.

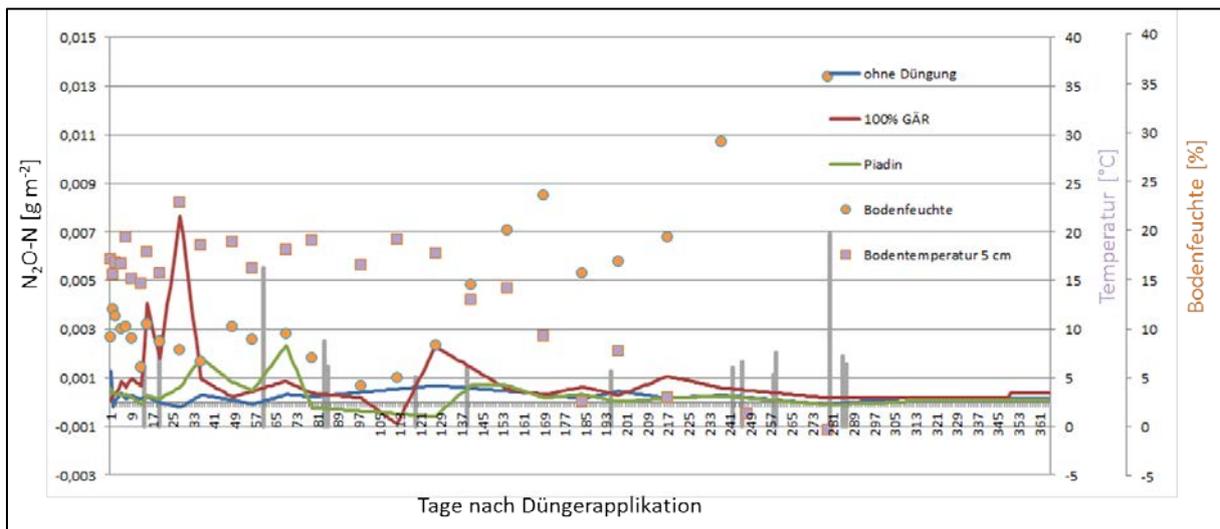


Abbildung 19: N₂O-Emissionen und klimatische Einflussfaktoren am Standort Gülzow 2012. Starkregenereignisse sind als vertikale graue Balken eingezeichnet.

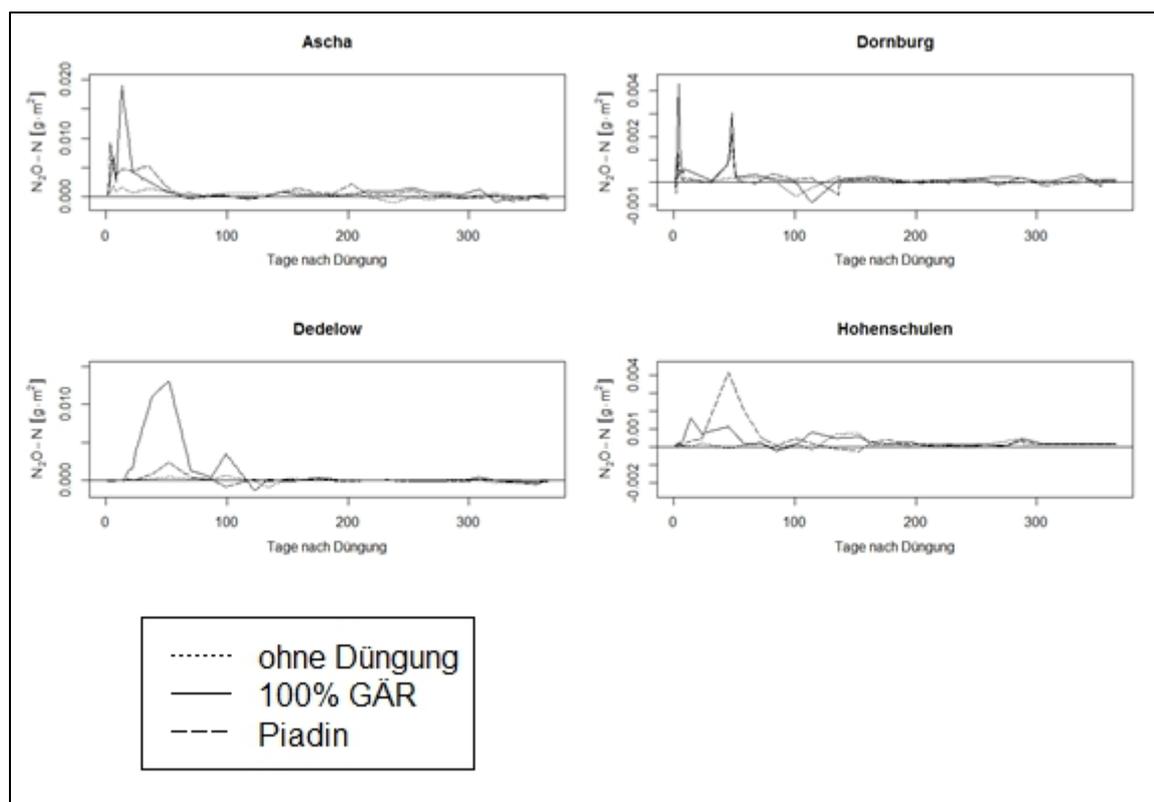


Abbildung 20: N_2O -Emissionen im Zeitverlauf nach Gärrestdüngung und dem Einsatz von Piadin im Jahr 2013 an allen Untersuchungsstandorten.

Der Einsatz des stabilisierten mineralischen Düngers ENTEC wurde ausschließlich am Standort Hohenschulen untersucht (Abbildung 21). Im ersten Untersuchungszeitraum fielen die N_2O -Emissionen nach Düngung mit ENTEC tendenziell geringer aus, war aber nicht signifikant niedriger. In 2012 blieben die Emissionen nach der Düngung mit ENTEC auf dem Niveau der nicht gedüngten Kontrollvariante während sie in diesem Jahr nach Düngung mit KAS deutlich erhöht waren. Im dritten Untersuchungsjahr hingegen fielen die Lachgasemissionen nach dem Einsatz von ENTEC sogar höher aus als nach mineralischer Düngung ohne Nitrifikationsinhibitoren. In diesem Jahr unterschied sich die ENTEC-Variante mit ihren leicht positiven kumulierten CH_4 -Emissionen auffällig von allen anderen Untersuchungsflächen der Jahre 2012 und 2013.

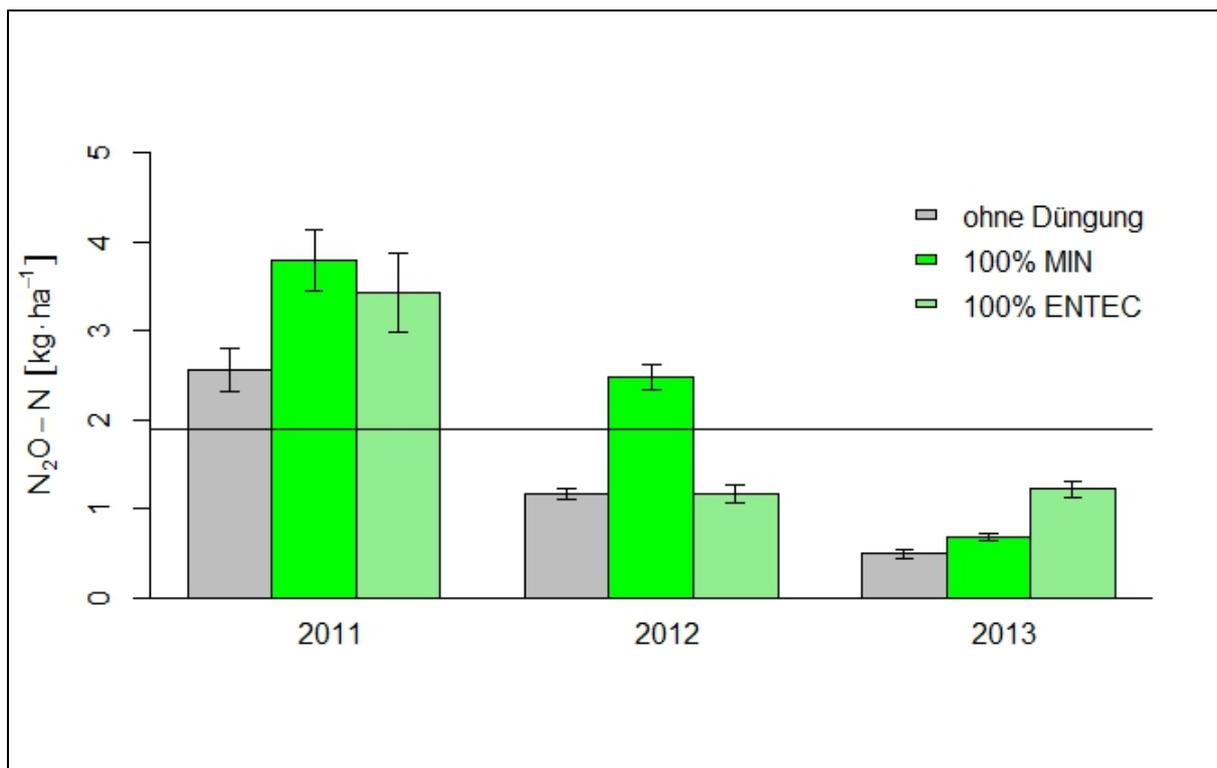


Abbildung 21: Kumulierte N₂O-Emissionen nach Düngung mit KAS bzw. ENTEC. Der Mittelwert aller Varianten ist als horizontale Linie abgetragen.

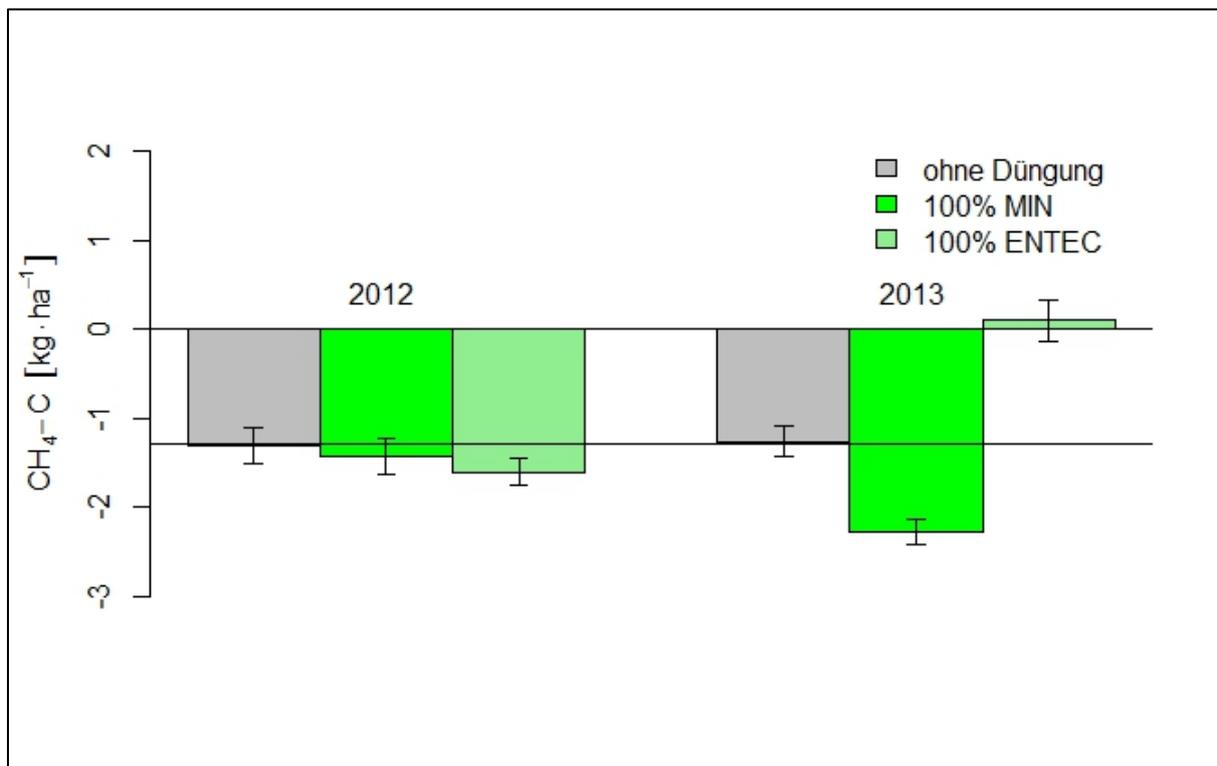


Abbildung 22: Kumulierte CH₄-Emissionen nach Düngung mit KAS bzw. ENTEC. Der Mittelwert aller Varianten ist als horizontale Linie abgetragen.

4. Vereinfachte N-Bilanz

Die Stickstoffbilanzen des Großen Gärrestversuches zeigen, dass sowohl die nicht gedüngten als auch die mineralisch gedüngten Varianten in der Regel einen deutlichen Stickstoffentzug zu verzeichnen hatten. Einzige Ausnahme stellt hier die ENTEC-Variante des Jahres 2013 dar, welche auch schon hinsichtlich ihrer N₂O- und CH₄-Emissionen auffällig war. Auch die Düngung mit der halben standortsüblichen Gärrestmenge führte zu einer negativen Stickstoffbilanz in den entsprechenden Flächen. Erst ab einer Ausbringung von 75% der üblichen N-Gabe konnte nach der Ernte ein Stickstoffüberschuss festgestellt werden. Im Jahr 2013 wurde dies sogar erst nach standortsüblicher Düngung mit Gärresten erreicht.

Tabelle 6: N-Bilanzen aller untersuchten Düngestufen des Jahres 2011 am Standort Hohenschulen. Wo nicht anders angegeben, alle Angaben in kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Messjahr	2011								
	ON	100% MIN	50% GÄR	75% GÄR	100% GÄR	125% GÄR	200% GÄR	100% GÄR + PIADIN	100% ENTEC
N _{min} Frühjahr (0-30 cm)	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5	18,5
N _{min} nach Ernte (0-30 cm)	13,4	21,8	16,8	16,4	21,6	19,9	37,2	21,6	33,7
N-Düngung	0	160	122	183	244	305	488	244	160
TM Ernte (dt ha ⁻¹)	142	155	173	146	166	151	159	151	170
TM Ernte	14200	15500	17300	14600	16600	15100	15900	15100	17000
N-Gehalt TM (%)	1,2	1,1	1,3	1,2	1,2	1,1	1,3	1,1	1,1
N-Ernteentzug	170,4	170,5	224,9	175,2	199,2	166,1	206,7	166,1	187
N ₂ O-N Emissionen	3,3	4	1,5	5,5	3,8	3,4	3,6	3,4	3,4
NH ₃ -N Emissionen	0	0			20,1		44,9	24,2	0
N-Saldo	-168,6	-17,8	-102,7	4,4	17,8	134,1	214,1	47,2	-45,6

Tabelle 7: N-Bilanzen aller untersuchten Düngestufen des Jahres 2012 am Standort Hohenschulen. Wo nicht anders angegeben, alle Angaben in kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Messjahr	2012								
	ON	100% MIN	50% GÄR	75% GÄR	100% GÄR	125% GÄR	200% GÄR	100% GÄR + PIADIN	100% ENTEC
N _{min} Frühjahr (0- 30 cm)	16,8	16,8	16,8	16,8	16,8	16,8	16,8	16,8	16,8
N _{min} nach Ernte (0-30 cm)	21,2	25,1	17,2	18,9	32,3	20,9	28,1	24,2	36,3
N-Düngung	0	160	127	190	254	317	508	254	160
TM Ernte (dt ha ⁻¹)	140	188	140	164	174	180	195	164	180
TM Ernte	14000	18800	14000	16400	17400	18000	19500	16400	18000
N-Gehalt TM (%)	1,2	1,2	1,1	1	1,1	1,1	1,2	1	1,1
N- Ernteentzug	168	225,6	154	164	191,4	198	234	164	198
N ₂ O-N Emissionen	1,2	2,3	2,2	1,3	0,7	2,4	3,5	0,6	1,1
NH ₃ -N Emissionen	0	0	4,9	6,1	10,3	15,3	24,3	9,1	0
N-Saldo	-173,6	-76,2	-34,5	16,5	36,1	97,2	234,9	72,9	-58,6

Tabelle 8: N-Bilanzen aller untersuchten Düngestufen des Jahres 2013 am Standort Hohenschulen. Wo nicht anders angegeben, alle Angaben in kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Messjahr	2013								
	0N	100% MIN	50% GÄR	75% GÄR	100% GÄR	125% GÄR	200% GÄR	100% GÄR + PIADIN	100% ENTEC
N _{min} Frühjahr (0-30 cm)	13,7	13,7	13,7	13,7	13,7	13,7	13,7	13,7	13,7
N _{min} nach Ernte (0-30 cm)	17,9	17,9	18,7	19,8	26,9	15,8	21,3	26,4	31,1
N-Düngung	0	160	92	138	184	230	367	184	160
TM Ernte (dt ha ⁻¹)	132	194	178	172	151	144	169	134	169
TM Ernte	13200	19400	17800	17200	15100	14400	16900	13400	16900
N-Gehalt TM (%)	1	1	0,9	0,9	1	0,9	1	1	1
N-Ernteentzug	132	194	160,2	154,8	151	129,6	169	134	169
N ₂ O-N Emissionen	0,6	0,9	0,9	0,9	1,2	0,9	4,4	1,4	1,4
NH ₃ -N Emissionen	0	0	2,9	5,2	7,3	3	10,9	2,9	0
N-Saldo	-136,8	-39,1	-77	-29	11,3	94,4	175,1	33	-27,8

5. Scheinbare N-Effizienz

In zwei der drei Untersuchungsjahre haben sich die mineralischen Dünger als die effektivsten erwiesen. Nur im ersten Versuchsjahr hatte die Düngung mit KAS keine messbaren Auswirkungen auf den Stickstoffgehalt im Erntegut. Dies kann auf die sehr trockenen Bedingungen im Frühjahr 2011 zurückgeführt werden. Der mineralische Dünger wurde somit erst sehr spät in den Boden infiltriert und stand somit dem Mais nicht bedarfsgerecht zur Verfügung.

In den Jahren 2011 und 2013 war die N-Effizienz nach organischer Düngung bei Applikation der halben standortsüblichen Menge Gärrestes am größten. Nur im Jahr 2012 stieg die

Stickstoffeffizienz mit steigender applizierter Gärrestmenge an. Die Nitrifikationshemmer hatten keinen positiven Effekt auf die N-Effizienz. Nach Einsatz von Piadin war die N-Effizienz stets sogar geringer als nach herkömmlicher Gärrestdüngung. Der Einsatz von ENTEC hat sich nur im Jahr 2011 bezüglich der N-Effizienz als vorteilhaft erwiesen.

Tabelle 9: Scheinbare N-Effizienz aller Dünge­stufen des Großen Gärrestversuches am Standort Hohenschulen

Messjahr	Variante	N-Düngung	N-Ernteentzug	N-Effizienz
2011	ON	0	170,4	-
	100% MIN	160	170,5	0,00
	50% GÄR	122	224,9	0,45
	75% GÄR	183	175,2	0,03
	100% GÄR	244	199,2	0,12
	125% GÄR	305	166,1	-0,01
	200% GÄR	488	206,7	0,07
	100% GÄR + PIADIN	244	166,1	-0,02
	100% ENTEC	160	187	0,10
2012	ON	0	168	-
	100% MIN	160	225,6	0,36
	50% GÄR	127	154	-0,11
	75% GÄR	190	164	-0,02
	100% GÄR	254	191,4	0,09
	125% GÄR	317	198	0,09
	200% GÄR	508	234	0,13
	100% GÄR + PIADIN	254	164	-0,02
	100% ENTEC	160	198	0,19
2013	ON	0	132	-
	100% MIN	160	194	0,39
	50% GÄR	92	160,2	0,31
	75% GÄR	138	154,8	0,17
	100% GÄR	184	151	0,10
	125% GÄR	230	129,6	-0,01
	200% GÄR	367	169	0,10
	100% GÄR + PIADIN	184	134	0,01
	100% ENTEC	160	169	0,23

6. Gefäßversuche

6.1 CO₂- und N₂O-Emissionen nach Gärrestdüngung

Die Untersuchung der THG-Emissionen unter kontrollierten Bedingungen ergab, dass die Düngung mit Biogasgärresten in praxisüblichen Mengen bei einer Bodenfeuchte von 65% der WHC keine erhöhten Lachgasemissionen zur Folge hatte. Es waren hingegen deutlich erhöhte CO₂-Emissionen zu beobachten.

6.2 CO₂- und N₂O-Emissionen nach Düngung mit angesäuerten Gärresten

Die Ansäuerung von Gärresten hat einen großen Effekt auf die Treibhausgasemissionen nach Düngerapplikation. Neben der beabsichtigten Reduzierung der Ammoniakemissionen (Daten nicht gezeigt) wirkte sich die Ansäuerung des Gärrestes deutlich auf die Emissionen von CO₂ und N₂O aus. Während keine erhöhten CO₂-Emissionen nach Düngung mit angesäuerten Gärresten, wie sie nach einer Düngung mit herkömmlichen Gärresten auftreten, festgestellt werden konnten (Abbildung 23), waren die N₂O-Emissionen am Tag der Düngerapplikation stark erhöht. Diese Emissionen sanken innerhalb der ersten zwei Tage nach Düngerapplikation auf das Niveau der nicht gedüngten Kontrollvariante zurück.

6.3 CO₂- und N₂O-Emissionen nach Gärrestdüngung auf gekalktem Boden

Die Kalkung des Bodens führte zu einer etwas geringeren Bodenrespiration in Folge der Gärrestapplikation im Vergleich zu einer Düngung auf nicht gekalktem Boden. Die Ammoniakemissionen waren über einen längeren Zeitraum leicht erhöht (Daten nicht gezeigt). Die N₂O-Emissionen waren bereits vor der Düngerapplikation leicht erhöht, stiegen danach stark an und sanken erst im Laufe einer Woche auf das Niveau der Kontrollvariante.

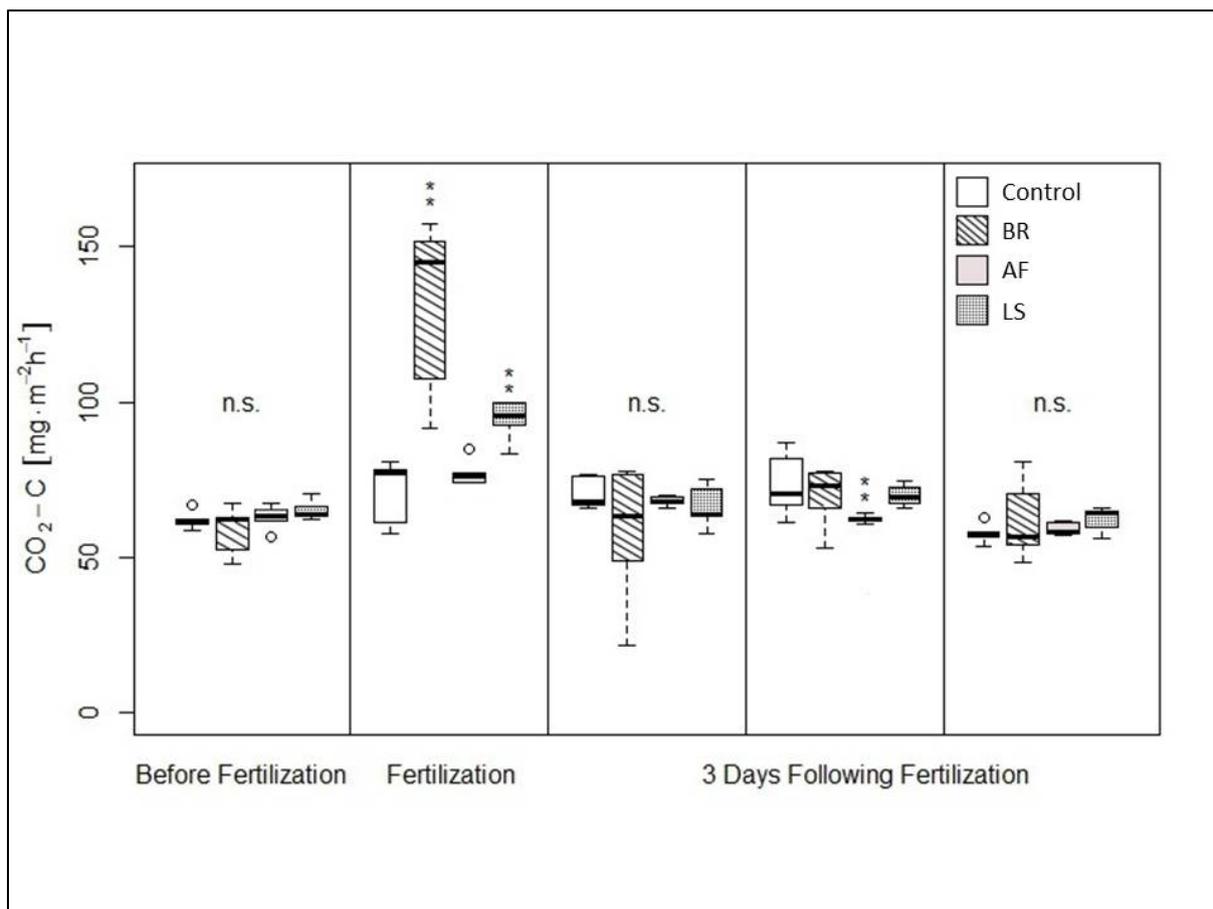


Abbildung 23: CO₂-Emissionen nach Düngung mit herkömmlichen Gärresten (BR), angesäuerten Gärresten (AF) und nach Gärrestdüngung auf zuvor gekalktem Boden im Vergleich zu nicht gedüngtem Boden (Control), n=5.

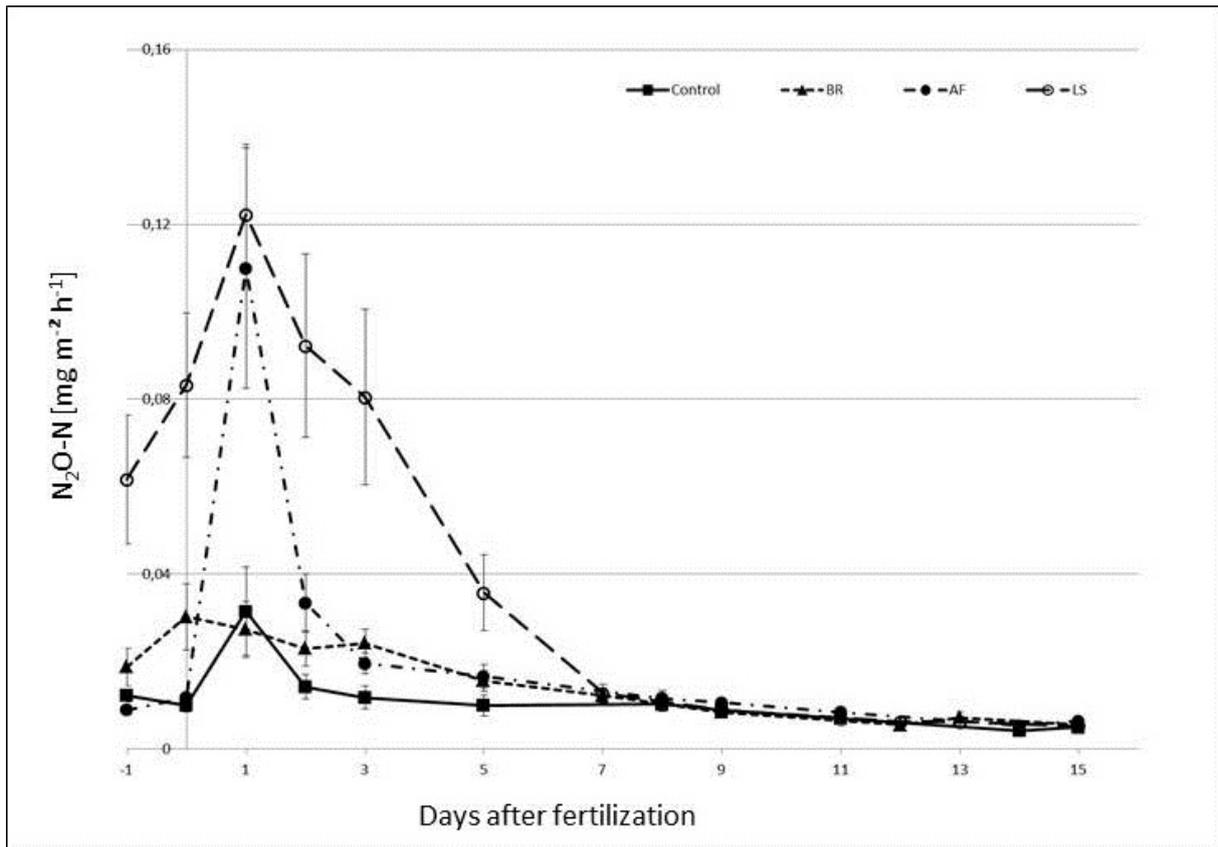


Abbildung 24: N₂O-Emissionen nach Düngung mit herkömmlichen Gärresten (BR), angesäuerten Gärresten (AF) und nach Gärrestdüngung auf zuvor gekalktem Boden im Vergleich zu nicht gedüngtem Boden (Control) im Zeitverlauf, n=5.

7. Zusammenfassung

- Die N₂O-Emissionen nach Gärrestdüngung fielen am Standort Hohenschulen äußerst gering aus. Erst nach Applikation weit größerer Gärrestmengen, als für diesen Standort üblich, kam es zu größeren Lachgasemissionen. Die Bewertung des Nitrifikationsinhibitors Piadin war daher am Standort Hohenschulen nicht möglich.
- Die Höhe der Lachgasemissionen wurde durch das Zusammenwirken einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst. Die Bodentemperatur und Bodenfeuchte spielten neben der applizierten Stickstoffmenge eine große Rolle. Vor allem in Zeiträumen mit einer hohen Bodentemperatur und plötzlichem Anstieg der Bodenfeuchte, wie nach Starkregenereignissen im Frühjahr, kam es zu sehr hohen N₂O-Emissionen. Weitere ähnlich bedeutsame Zeiträume, wie Frost-Tau-Zyklen konnten nicht in ihrer Bedeutung als N₂O-Quellen bestätigt werden.

- Die große Bedeutung von einzelnen Niederschlagsereignissen auf die ganzjährigen N_2O -Bilanzen erschwert die Bewertung der Nitrifikationsinhibitoren. Im Allgemeinen wurde das Minderungspotential von Piadin, über alle Standorte hinweg, mit 30% bewertet. Wobei es eine große Variation der diesbezüglichen Ergebnisse gab. Es gab sowohl Standorte mit einer weitaus effektiveren als auch welche mit deutlich geringerer Emissionsminderung durch den Einsatz von Piadin. Eine verringerte NI-Effektivität lässt sich in wenigstens einem Fall mit einer durch hohe Bodentemperaturen herabgesetzten Halbwertszeit des NI in Verbindung bringen.
- Der Einsatz von ENTEC erwies sich nur im Untersuchungsjahr 2012 als emissionsmindernd. In diesem Jahr waren die Emissionen dieser Düngestufe um über 50% niedriger als nach einer Düngung mit KAS. Zwar waren schon 2011 niedrigere Emissionen aus dieser Variante zu verzeichnen allerdings waren die Unterschiede so gering, dass sie als nicht signifikant angesehen werden müssen. Im Jahr 2013 waren die N_2O -Emissionen nach der Ausbringung von ENTEC sogar höher als nach einer Düngung mit KAS. Im selben Zeitraum waren auch die CH_4 -Emissionen ungewöhnlich erhöht, was vermuten lässt, dass es zu einem durch Niederschläge bedingten Eintrag organischen Düngers in diese Fläche kam.
- Bei keinem der untersuchten Nitrifikationshemmern konnte eine Verbesserung der Stickstoffnutzungseffektivität nachgewiesen werden.
- Im Gegensatz zur mineralischen Düngung kam es nach Gärrestdüngung unmittelbar nach dem Düngeereignis zu einer kurzfristig erhöhten CH_4 -Freisetzung, allerdings wirkten beinahe alle Untersuchungsflächen letztlich als Methansenken. Die Wirkung der Ackerböden als Methansenken ist nach mineralischer Düngung allerdings deutlich größer.
- Im Gegensatz zu bestehenden Feldstudien konnte in mehrfach wiederholten Gefäßversuchen eine Steigerung der N_2O -Emissionen durch die Düngung mit angesäuerten Gärresten festgestellt werden. Das Ziel der NH_3 -Emissionsminderung stünde somit dem Ziel der N_2O -Emissionsminderung entgegen.
- Die Bodenkalkung hat sich in einer Reihe von Gefäßversuchen negativ auf die N_2O -Emissionsraten ausgewirkt. Sie scheint somit als Minderungsmaßnahme nur auf saure Böden beschränkt zu sein.

8. Verwertung

Die Untersuchungen haben aufgezeigt, dass der Einsatz von Biogasgärresten nicht zwangsläufig mit erhöhten Lachgasemissionen verbunden ist und für den Landwirt somit eine kostengünstige Alternative zum Einsatz von mineralischen Düngern darstellt. Der Einsatz von Nitrifikationshemmern kann das bestehende Restrisiko erhöhter Lachgasemissionen zudem deutlich herabsenken und sollte im Sinne einer möglichst umweltverträglichen Stickstoffdüngung obligatorisch sein. Allerdings haben die Untersuchungen auch die Grenzen der Nitrifikationshemmer aufgezeigt, die häufig durch das komplexe Zusammenwirken verschiedener Standortfaktoren (Klima und Boden) bedingt sind. Da die regionalen Unterschiede bezüglich dieser Faktoren eine erhebliche Rolle für den effektiven und umweltschonenden Einsatz von Biogasgärresten als Stickstoffdünger sowie für den Einsatz der Nitrifikationsinhibitoren spielen, kommt der Verwertung der Ergebnisse im Zuge der Modellierung durch das Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel und der Regionalisierung durch das Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung ZALF e.V. Müncheberg eine große Bedeutung zu.

9. Erkenntnisse von Dritten

Treibhausgasemissionen im Allgemeinen und Lachgasemissionen im Speziellen sowie die Strategien zur Emissionsminderung sind Gegenstand weltweiter umfangreicher Untersuchungen. Dabei werden die unterschiedlichsten Düngemittel und Minderungsstrategien untersucht. Gegenwärtig ist uns keine Untersuchung bekannt, die sich so ausführlich mit den THG-Emissionen nach Düngung mit Biogasgärresten auseinandersetzt, wie die hier vorgestellte. Ein weiterer Vorteil dieser Untersuchungen ist die ganzjährig erfolgte Datenerhebung, da es im Allgemeinen verhältnismäßig wenige Studien gibt, die den Zeitraum eines ganzen Jahres umfassen.

Das Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung ZALF e.V. in Müncheberg hat sich in besonderem Maße mit der Analyse verschiedener Einflussfaktoren auf den Ökosystem-CO₂-Austausch von Energiepflanzen auseinandergesetzt. Dabei wurden große Fortschritte bei der Bewertung der Bedeutung von Fruchtart, Witterung, Standort und Gärrestdüngung für den CO₂-Austausch erzielt.

10. Veröffentlichungen

Posterbeiträge:

M. Rohwer, K. Dittert, A. Pacholski, H. Kage und K. H. Mühling. Spurengasflüsse aus norddeutschen Bioenergiefruchtfolgen und Bewertung von Minderungsmaßnahmen in Schleswig-Holstein. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Pflanzenernährung 2011, Kiel

M. Rohwer, K. Dittert, A. Pacholski, H. Kage und K. H. Mühling. Greenhouse gas emissions from agricultural fields after application of different fertilizers in Schleswig-Holstein. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Pflanzenernährung 2012, Bonn

M. Rohwer, K. Dittert, A. Pacholski, H. Kage und K. H. Mühling. Spurengasflüsse aus landwirtschaftlichen Flächen nach organischer und mineralischer Düngung in Schleswig-Holstein. Öffentliche Hochschultagung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 2013, Kiel

M. Rohwer, K. Dittert, A. Pacholski, H. Kage und K.H. Mühling. Effect of nitrification inhibitors on greenhouse gas emissions from agriculturally used fields in Schleswig-Holstein. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Pflanzenernährung 2014, Halle

Vorträge:

K.H. Mühling, M. Rohwer, A. Pacholski, H. Kage, K. Dittert. Einfluss verschiedener Fruchtfolgen auf die Lachgasemissionen nach organischer und mineralischer Düngung. Vortrag. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2013, Rostock

M. Rohwer und K. H. Mühling. Können die Spurengasemissionen durch Nitrifikationshemmer reduziert werden? Vortrag. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2015, München

Folgende Veröffentlichungen befinden sich derzeit in Vorbereitung:

Greenhouse Gas Emissions after biogas residue application from maize cultivating sites in five different regions in Germany

Effect of nitrification inhibitors on N₂O emissions: Evaluation of mitigation strategies with respect to different fertilizers and application methods

Greenhouse Gas Emissions after biogas residue application: Effects of soil liming and acidification of biogas residues

IV. Tabellenverzeichnis

Tabelle 4: Klimatische Rahmenbedingungen der Feldversuche.....	12
Tabelle 5: Mittelwerte der kumulierten N ₂ O-N-Emissionen und CO ₂ -Äquivalente am Standort Hohenschulen.....	13
Tabelle 6: Abhängigkeit der N ₂ O-Emissionen von den Jahresniederschlagssummen.....	14
Tabelle 4: Mittelwerte der kumulierten CH ₄ -Emissionen am Standort Hohenschulen.....	16
Tabelle 5: N ₂ O-Emissionsminderung durch den Einsatz von Piadin an fünf verschiedenen Standorten 2012.....	26
Tabelle 6: N-Bilanzen aller untersuchten Düngestufen des Jahres 2011 am Standort Hohenschulen.....	33
Tabelle 7: N-Bilanzen aller untersuchten Düngestufen des Jahres 2012 am Standort Hohenschulen.....	34
Tabelle 8: N-Bilanzen aller untersuchten Düngestufen des Jahres 2013 am Standort Hohenschulen.....	35
Tabelle 9: Scheinbare N-Effizienz aller Düngestufen des Großen Gärrestversuches am Standort Hohenschulen.....	36

V. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Kumulierte N ₂ O-Emissionen des Großen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen.....	14
Abbildung 2: Einfache lineare Regression zwischen ausgebrachter Stickstoffmenge und den kumulierten N ₂ O-N-Emissionen am Standort Hohenschulen.....	15
Abbildung 3: Kumulierte CH ₄ -Emissionen des Großen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen.....	16
Abbildung 4: N ₂ O-Emissionen im Jahr 2011 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf....	17
Abbildung 5: N ₂ O-Emissionen im Jahr 2012 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf....	18
Abbildung 6: N ₂ O-Emissionen im Jahr 2013 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf....	19
Abbildung 7: CH ₄ -Emissionen im Jahr 2012 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf....	20

Abbildung 8: CH ₄ -Emissionen im Jahr 2013 am Standort Hohenschulen im Zeitverlauf....	21
Abbildung 9: Kumulierte N ₂ O-Emissionen des Kleinen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen.....	22
Abbildung 10: Kumulierte N ₂ O-Emissionen in Anlage 1 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.....	23
Abbildung 11: Kumulierte N ₂ O-Emissionen in Anlage 2 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.....	23
Abbildung 12: Kumulierte CH ₄ -Emissionen des Kleinen Gärrestversuchs am Standort Hohenschulen.....	24
Abbildung 13: Kumulierte CH ₄ -Emissionen in Anlage 1 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.....	25
Abbildung 14: Kumulierte CH ₄ -Emissionen in Anlage 2 des Kleinen Gärrestversuchs im Zeitverlauf.....	25
Abbildung 15: N ₂ O-Emissionen nach Gärrestdüngung und nach Einsatz von Piadin in Verbindung mit Gärresten im Jahr 2012.....	27
Abbildung 16: N ₂ O-Emissionen nach Gärrestdüngung und nach Einsatz von Piadin in Verbindung mit Gärresten im Jahr 2013.....	28
Abbildung 17: N ₂ O-Emissionen im Zeitverlauf nach Gärrestdüngung und dem Einsatz von Piadin im Jahr 2012 an allen Untersuchungsstandorten.....	29
Abbildung 18: N ₂ O-Emissionen und klimatische Einflussfaktoren am Standort Ascha 2012.	30
Abbildung 19: N ₂ O-Emissionen und klimatische Einflussfaktoren am Standort Gülzow 2012.....	30
Abbildung 20: N ₂ O-Emissionen im Zeitverlauf nach Gärrestdüngung und dem Einsatz von Piadin im Jahr 2013 an allen Untersuchungsstandorten.....	31
Abbildung 21: Kumulierte N ₂ O-Emissionen nach Düngung mit KAS bzw. ENTEC.....	32
Abbildung 22: Kumulierte CH ₄ -Emissionen nach Düngung mit KAS bzw. ENTEC.....	32
Abbildung 23: CO ₂ -Emissionen nach Düngung mit herkömmlichen Gärresten (BR), angesäuerten Gärresten (AF) und nach Gärrestdüngung auf zuvor gekalktem Boden im Vergleich zu nicht gedüngtem Boden (Control).....	38
Abbildung 24: N ₂ O-Emissionen nach Düngung mit herkömmlichen Gärresten (BR), angesäuerten Gärresten (AF) und nach Gärrestdüngung auf zuvor gekalktem Boden im Vergleich zu nicht gedüngtem Boden (Control) im Zeitverlauf.....	39

VI Verwendete Abkürzungen

AMO	Ammoniummonooxygenase
KAS	Kalkammonsalpeter
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent
OBS	organische Bodensubstanz
PAR	Photosynthese aktivierende Strahlung
C _{org}	organischer Kohlenstoff im Boden
N _{min}	mineralischer Stickstoff im Boden
THG	Treibhausgase