

Schlussbericht

zum Verbundvorhaben

Thema:

**Messung und Bilanzierung von Stoffströmen in Agrar-
Systemen zur Treibhausgas-Emissions-Reduktion
(MASTER)**

Zuwendungsempfänger:

Teilvorhaben 1: Technische Universität München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme (TUM)

Teilvorhaben 2: Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (TI)

Teilvorhaben 3: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG)

Förderkennzeichen:

Teilvorhaben 1: 22025917

Teilvorhaben 2: 22032018

Teilvorhaben 3: 22032118

Laufzeit:

01.03.2019 bis 30.06.2022

Monat der Erstellung:

09/2022

Gefördert durch:



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

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

SCHLUSSBERICHT

I. Ziele

1. Aufgabenstellung

Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens 1

Ziel des Vorhabens ist die grundlegende Erweiterung des Wissenstandes zu Treibhausgas (THG)-Emissionen, zur Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik in Rohstoffpflanzen-Anbausystemen als Grundlage für die Ableitung praxisanwendbarer, standortspezifischer THG-Minderungsstrategien. Hierzu werden in Dauerfeldexperimenten N_2O -Emissionen zeitlich hochauflösend gemessen und Prozesse der Treibhausgasbildung (mikrobielle Prozesse, Speicherung und Abbau von Kohlenstoff) analysiert.

Die Anbausysteme werden hinsichtlich ihrer Kurz- und Langzeitwirkungen auf Bodenfruchtbarkeit und Bodenprozesse, Ertragsbildung und Produktqualität sowie Umwelt, Klima und Ressourceneffizienz analysiert. Die Messung von N_2O -Flüssen dient der Aufklärung von Mechanismen und Einflussfaktoren auf die N_2O -Bildung; bisher noch nicht quantifizierbare Langzeitwirkungen von Fruchtfolgen und Düngungssystemen werden untersucht. Eine Innovation besteht darin, die Analyse der N-Dynamik und der N_2O -Flüsse mit C-Umsatzprozessen der Böden zu verbinden. Die N_2O -Messdaten dienen zudem der Modellvalidierung. Die Analyse der Langzeitdynamik der Humus- und Kohlenstoffvorräte erlaubt die Ableitung von Humusreproduktionskoeffizienten für Energiepflanzen und Gärreste.

Das Projekt soll Beiträge zu den fachspezifischen Förderthemen leisten:

- Bodenfruchtbarkeit und Bodenprozesse (Humus- und Stickstoffdynamik, biologische Aktivität, Bodengefüge),
- Ertragsbildung und Produktqualität (Fruchtarten- und Fruchtfolgeertrag, Biomassebildung, Stickstoffaufnahme, Energiebindung),
- Umwelt- und Klimawirkungen sowie Ressourceneffizienz (N_2O -Emissionen, C-Sequestrierung, THG-Bilanz, Energie- und Stickstoffeffizienz, Landnutzungseffizienz).

Es erfolgt eine Erweiterung des Standes von Wissenschaft und Technik zum klimaschonenden Anbau von Rohstoffpflanzen in verschiedenen Boden-Klima-Räumen (BKR) Deutschlands durch die Erarbeitung von Ansätzen für Treibhausgasminderungen im Hinblick auf:

- die Fruchtartenwahl und die Fruchtfolgegestaltung. Im Projekt werden die wichtigsten Rohstoffpflanzen in Deutschland in verschiedenen Fruchtfolgen hinsichtlich ihres Ertrags- und Energiebindungspotenzials, der THG-Emissionen und der C-Sequestrierung untersucht.
- den Einsatz mineralischer und organischer Düngemittel. Im Projekt werden Kurzzeit- und Langzeitwirkungen von Gärresten, unterschiedlichen mineralischen und organischen Düngern auf die THG-Flüsse und die C-Sequestrierung geprüft sowie Schlussfolgerungen zum klimaschonenden Düngereinsatz gezogen.
- mikrobielle Prozesse zur Entstehung von Feldemissionen und Speicherung von Kohlenstoff. Im Projekt werden in Feldversuchen Prozesse der Boden-C- und N-Dynamik, insbesondere Immobilisation, Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation untersucht. Im Fokus steht dabei die angestrebte Speicherung von Kohlenstoff im Boden und die zu mindernde Freisetzung von Lachgas, die durch Interaktionen der beteiligten Prozesse beeinflusst werden.

Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens 2

Die Prozesse, die zur Bildung und Freisetzung von Treibhausgasen aus landwirtschaftlichen Böden führen, sind komplex und vielschichtig, weshalb die Übertragung empirischer Ergebnisse auf andere Standorte nicht ohne Einschränkungen möglich ist. Daher ist vor allem für die Abschätzung der langfristigen Effekte von THG-Minderungsmaßnahmen der Einsatz von prozessorientierten, biogeochemischen Modellen unerlässlich. Hierbei handelt es sich um Software-Anwendungen, in denen aus der Forschung bekannte Prozesse in Boden-Pflanze-Atmosphäre-Systemen mathematisch beschrieben werden. Erst diese Modelle ermöglichen die Berücksichtigung der komplexen Interaktionen von Klima, Bodeneigenschaften und Landnutzungsmaßnahmen an einem Standort und somit dynamische Vorhersagen über zu erwartende THG-Flüsse.

Ein umfassender Datensatz, einschließlich der Feldversuche in Viehhausen und Trossin, ermöglicht es, die Fruchtfolgeeffekte und die Düngewirkungen (organische Düngung im Vergleich zur mineralischen Düngung) auf die Humusvorräte zu quantifizieren. Hierbei werden die Versuchsdaten verwendet, um das im Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V. (ZALF) entwickelte Modell MONICA (Model of Nitrogen and Carbon dynamics on Agroecosystems, Version 3.2.12) zu kalibrieren und damit die Voraussetzungen zu schaffen, die beobachtete Biomasseentwicklung der angebauten Fruchtarten, die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik und die direkten und durch NO_3 -Auswaschung freigesetzten Lachgasemissionen abzubilden.

Im Rahmen der Modellierung wird versucht, einen Parametersatz zu ermitteln, der für alle Standorte und Varianten Gültigkeit besitzt. Die Validierung des Modells soll anhand von Daten aus abgeschlossenen Experimenten erfolgen. Das kalibrierte Modell wird verwendet, um den Effekt von THG-Minderungsoptionen für Boden-Klima-Räume Deutschlands zu untersuchen. Der Einfluss unterschiedlicher Intensitäten einzelner Minderungsmaßnahmen auf CO_2 -Flüsse sowie N_2O -Emissionen wird ausgewertet.

Ziel und Gegenstand des Teilvorhabens 3

Am Standort Trossin werden vier Fruchtfolgen mit unterschiedlichen Düngevarianten untersucht, N_2O -Emissionen zeitlich hochauflösend gemessen sowie Prozesse der Bildung von Treibhausgasen bilanziert. Durch die Analyse der einzelnen Fruchtfolgen wird der Einfluss des Fruchtfolgemanagements auf die Höhe der THG-Emissionen ermittelt.

Das THG-Bilanzierungstool MiLA wird unter Nutzung historischer und aktueller Messergebnisse evaluiert, anhand umfassender Versuchsdatensätze validiert und durch standortspezifische Parameter verbessert. Eine Methode der Humusbilanzierung wird in MiLA integriert.

Ziel der Modellentwicklung ist es, eine Methode zu schaffen, die den Einfluss der regionalen Variabilität und des Anbaumanagements auf die Feldemissionen widerspiegelt und für den Nutzer einfach und ohne hohen Aufwand (Qualität und Quantität der Daten) anzuwenden ist. Des Weiteren wird der Einfluss der gewählten Methode auf die THG-Bilanz untersucht.

Die Nutzung der in Vorprojekten gewonnenen Erkenntnisse und Ergebnisse für die Berechnung von THG-Einsparungspotenzialen wird weiterführend betrachtet. Hierfür wird der gesamte Weg vom Anbau der Biomasse bis zur Produktion der Energie bilanziert. Standortangepasste Bioenergieherstellungspfade (z.B. Biogas aus Mais oder Biodiesel aus Raps) werden mit Hilfe der gemessenen und modellierten Daten (unter Verwendung von Daten früherer Projekte) erarbeitet.

2. Stand der Technik

THG-Emissionen in ökologischen und konventionellen Energiepflanzen-Anbausystemen

Die Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen zur Bioenergieerzeugung soll fossile Rohstoffe schonen und zur THG-Minderung beitragen (PAOLINI et al., 2018). Um deutliche THG-Minderungen in Bioenergielinien zu erreichen, muss die Energiepflanzenproduktion und die Düngung mit Biogasgärresten so optimiert werden, dass möglichst geringe Emissionen in den Anbauverfahren auftreten.

Energiepflanzenfruchtfolgen und Gärrestdüngung haben durch die Ausweitung der Biogaserzeugung an Bedeutung gewonnen, auch im ökologischen Landbau (EBA, 2019). Generell hat der Silomaisanbau im ökologischen Landbau aufgrund hoher Energieerträge, effizienter Anbaumethoden, der hohen Verdaulichkeit und des Methanbildungspotenzials von Silomais deutlich zugenommen (THEUERL et al., 2019; MEYER et al., 2018). Zu THG- und N₂O-Flüssen in ökologischen Maisanbausystemen liegen bisher noch keine ausreichenden Messdaten vor.

Zum Einfluss von Gärresten auf die Bodenqualität und -fruchtbarkeit (MÖLLER und MÜLLER, 2012), die biologischen Eigenschaften, die chemischen Eigenschaften und die Ernteerträge liegen umfangreiche Forschungsergebnisse vor (NKOVA, 2014). Aktuelle Studien zeigen, dass die Düngung mit Biogasgärresten vergleichbare (GISSÉN et al., 2014) oder höhere Erträge (BARLÓG et al., 2019) erzielen kann als mit unfermentierten organischen Düngemitteln. Bisher unzureichend untersucht sind die Langzeiteffekte der Gärrestdüngung, weil hierzu Dauerfeldexperimente erforderlich sind. Bei der Abschätzung der THG-Emissionen von Gärresten sind gleichermaßen die N₂O-Flüsse und die C-Sequestrierung zu untersuchen. Die Analyse der Boden-C-Dynamik erfordert lange Versuchszeiträume.

Studien zum ökologischen Landbau zeigen im Vergleich zum konventionellen Landbau einen geringeren Einsatz fossiler Energie und damit verbunden geringere CO₂-Emissionen pro Anbaufläche (CRISTACHE et al., 2018; DALGAARD et al., 2001; PIMENTEL und BURGESS, 2014), eine höhere Kohlenstoffspeicherung im Boden (GATTINGER et al., 2012) und überwiegend geringere N₂O-Emissionen pro Hektar Anbaufläche (TUOMISTO et al., 2012). Zu N₂O-Emissionen im ökologischen Landbau liegen bereits zahlreiche Untersuchungen vor (PETERSEN et al., 2011; BALL et al., 2007), allerdings wurden hierbei z.T. widersprüchliche Ergebnisse gefunden – auch aufgrund der Vielfalt der Anbausysteme.

Einige Besonderheiten des ökologischen Landbaus (kein Einsatz von Mineraldüngern, begrenzter Viehbestand, vielfältige Fruchtfolgen mit Zwischenfruchtanbau) führen zu vergleichsweise geringen oder moderaten flächenbezogenen N₂O-Emissionen (TUOMISTO et al., 2012). Andererseits können im ökologischen Landbau auch hohe N₂O-Flüsse auftreten. Dies kann z.B. in Klee-Gras-Mulchsystemen mit intensiver Gründüngung (MÖLLER, 2009), dem Anbau von Leguminosen (KANDEL et al., 2018) und nach langjähriger organischer Düngung (CUI et al., 2016; SKINNER et al., 2019) der Fall sein.

Interagierende Faktoren der N₂O-Bildung

Zahlreiche interagierende Faktoren beeinflussen die N₂O-Emissionen in Pflanzenproduktionssystemen. Den größten Einfluss auf die N₂O-Emissionen hat die Stickstoffdüngung (Menge, Qualität, Zeitpunkt der Düngung) (REAY et al., 2012; EICHNER, 1990; SHCHERBAK et al., 2014). Außerdem beeinflussen das Anbausystem (SHELTON et al., 2018), die Bodenbearbeitung (BEHNKE et al., 2018; FENG et al., 2018), die Fruchtfolge (TENUTA et al., 2019), die Zwischenfrüchte (MUHAMMAD et al., 2019) und der Zeitpunkt der agronomischen Maßnahmen (WAGNER-RIDDLE et al., 2020) die Bildung von N₂O in landwirtschaftlich genutzten Böden. Aufgrund dieser Komplexität und der zahlreichen Wechselwirkungen ist es schwierig, die N₂O-Verlustpotenziale von Anbausystemen zu bewerten. Dies zeigen auch die teilweise widersprüchlichen Ergebnisse zu N₂O-Emissionen in ökologischen Anbausystemen (BIERNAT et al., 2020). Die Mechanismen, Einflussfaktoren und Wechselwirkungen müssen bekannt sein, um standort-spezifische Bewirtschaftungsempfehlungen ableiten zu können und damit zu einer Minderung der N₂O-Flüsse beizutragen (PELSTER et al., 2011). Da die anthropogenen Faktoren veränderbar sind, bieten sie die Möglichkeit, durch ein angepasstes Management eine Reduzierung der Treibhausgasemissionen zu erreichen (MCNUNN et al., 2020). Da die Reduzierung der Treibhausgase zwingend erforderlich ist,

müssen mögliche Minderungsstrategien in der Landwirtschaft umgesetzt werden (NAYAK et al., 2015; WOLLENBERG et al., 2016). Aufgrund dieser Komplexität und der zahlreichen interagierenden Faktoren wird die Messung von N₂O-Flüssen in Feldversuchen weiterhin eine entscheidende Rolle spielen.

Modellierung von Stickstoff- und Kohlenstoffflüssen

Aus vergleichenden Studien zum Modell MONICA wurde die Modellierungsgenauigkeit der Ertragsbildung in der Pflanzenproduktion (Rötter et al., 2012, Salo et al., 2016), der Stickstoffgehalte in Erntegütern (Yin et al., 2017), der Bodenwasser- und Stickstoffdynamik (Nendel et al., 2011) ermittelt. Dabei erzielte das Modell gute Ergebnisse in der Bodenwasser- und Ertragsermittlung und eine überdurchschnittliche Simulationsgüte im Vergleich mit anderen Modellen. Schwächen offenbarten sich in der Wiedergabe der Stickstoffdynamik. Das Modell tendierte dazu, die Stickstoffgehalte zu unterschätzen. Brilli et al. (2017) argumentieren bei Ihrer Multi-Modell-Analyse, dass biogeochemische Modelle Schwierigkeiten haben, pedoklimatische Unterschiede und die damit gekoppelten zeitlichen Stickstoffgehaltsveränderungen abzubilden.

Schwächen in der Abbildungsgenauigkeit der Stickstoffdynamik könnten die Modellierung der N₂O-Emissionen beeinträchtigen. In zahlreichen Studien wurde eine systematische Unter- oder Überschätzung der N₂O-Stoffströme festgestellt (Gaillard et al., 2018; Yue et al., 2018). Außerdem sind Kenntnisse über N₂O-Emissionen in Abhängigkeit von Standort, N-Intensität und N-Management noch immer unzureichend (Walter et al. 2015), obwohl in den vergangenen Jahren Messprogramme an unterschiedlichen Standorten durchgeführt wurden. Es ist bisher nur eingeschränkt möglich, die verursachten N₂O-Emissionen und die Effekte von Minderungsstrategien standortbezogen zu quantifizieren.

Küstermann et al. (2013) zeigten in Feldversuchen im Bayerischen Tertiärhügelland, dass bei N₂O-Berechnungen nach IPCC oder mit standortspezifischen N₂O-Emissionsfaktoren deutliche Abweichungen von den tatsächlich gemessenen N₂O-Flüssen, z.B. in Mais, auftreten können. Der komplexe Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme (Pflug, Grubber, Direktsaat) in Kombination mit abgestuften N-Gaben auf die N₂O-Emissionen war im Modell nicht abbildbar; es kam zu erheblichen Abweichungen zu den Messwerten, die die THG-Bilanz entscheidend beeinflussten.

Im Vergleich dazu wird der simulierte Bodenkohlenstoffzyklus vor allem durch eine inadäquate Reproduzierbarkeit von standortspezifischen Managementmaßnahmen limitiert (Brilli et al., 2017). In der Vergleichsstudie von Smith et al. (1997) stellten die Autoren fest, dass nicht jedes untersuchte Bodenkohlenstoffmodell in der Lage war, alle Standorte zu simulieren und dass für eine adäquate Abbildungsleistung meist eine standortspezifische Modellkalibrierung notwendig ist. Außerdem fehlen den meisten Bodenkohlenstoffmodellen notwendige Submodelle, um eine gesamtheitliche THG-Bilanz zu berechnen. Eine vergleichende Studie, hinsichtlich der Abbildungsgenauigkeit der CO₂-Emissionen, der direkten und durch NO₃-Auswaschung verursachten N₂O-Emissionen, wurde mit MONICA noch nicht durchgeführt. Damit besteht noch Forschungsbedarf hinsichtlich der Simulationsgüte von N₂O-Emissionen und Bodenkohlenstoffveränderungen unter Rohstoffpflanzenfruchtfolgen und diversen Management-, Boden- und Klimatypen.

3. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Während der Projektlaufzeit gab es eine enge Zusammenarbeit mit dem Deutschen Wetterdienst (DWD). Vom DWD wurden Sonden zur Messung von Bodenfeuchte und -temperatur bereitgestellt, die in Versuchspartellen in den Versuchsstationen Viehhausen und Trossin genutzt wurden. Es erfolgte eine monatliche Übergabe der Messdaten vom DWD an die TUM und an das LfULG.

Es gab eine Zusammenarbeit mit dem Experten-Netzwerk „TheKLa“ (Bundesweites Experten-Netzwerk Treibhausgasbilanzierung und Klimaschutz in der Landwirtschaft unter der Leitung des TFZ Straubing). In einem zweiten Netzwerk der Landwirtschaftskammern mit fast gleichlautendem Netzwerk-Titel „TEKLa“ hat sich ebenfalls eine Zusammenarbeit entwickelt. Mitarbeiter des Projektes Master nahmen regelmäßig an den von den Experten-Netzwerken organisierten Veranstaltungen teil, stellten Ergebnisse des Projektes vor und nutzten die Veranstaltungen, um Kontakte zu anderen Projekten und Instituten zu knüpfen.

Außerdem bestand ein enger Kontakt zur Arbeitsgruppe Ökosystemmodellierung des ZALF, um Fragen zum MONICA-Modell zu klären. Insbesondere bei Unsicherheiten zur Funktionsweise und den Details der im Modell integrierten Berechnungsgrundlagen gaben die Modellentwickler wertvolle Unterstützung. Diese Zusammenarbeit ermöglichte eine korrekte Nutzung der Software und ein tieferes Verständnis für die Modellstruktur.

Teile der Messreihen für die Kalibrierung und Validierung basieren auf dem von der FNR geförderten und vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz durchgeführten Verbundvorhaben „Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung“. Weitere Daten wurden vom Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie und dem fortlaufenden Boden-Dauerbeobachtungsprogramm in Niedersachsen zur Verfügung gestellt.

Die Datenbereitstellung der Klimaszenarien wurde in enger Zusammenarbeit mit dem DWD ermöglicht. Die Klimaveränderungen basieren auf dem 5. Sachstandsbericht des IPCC und bilden dabei die Grundlage für die THG-Szenarien der Boden- und Klimaregionen Deutschlands (Moss et al., 2010).

Mit dem Technologie- und Förderzentrum (TFZ) in Straubing wurde eine Zusammenarbeit bei der THG-Produktoptimierung beim Raps evaluiert. Eine THG-Produktoptimierung kann mittels der Ergebnisse aus den beiden Projekten

- Regionalspezifische Treibhausgasemissionen der Rapsverarbeitung in Bayern und
- Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern. Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen nach der ExpResBio-Methode

vorgenommen werden.

In Zusammenarbeit mit der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) in Freising konnten mittels THG-Rechner-Biogas THG-Optimierungsmöglichkeiten des Biogasverwertungspfades für Biogasanlagen aufgezeigt und berechnet werden.

In Zusammenarbeit mit dem ZALF und dem JKI konnte eine online-Version des MiLA-Tools mit integrierter Humusbilanzberechnung im Projekt OptAKlim erstellt werden.

In Bezug auf die Humuswirkung von Sorghum und den damit in Zusammenhang stehenden Humusreproduktionsfaktoren erfolgte mit dem UfZ Halle/Leipzig ein intensiver Wissensaustausch.

II. Ergebnisse

1. Erzielte Ergebnisse

Arbeitspaket 1. Projektleitung und -koordination

AP 1 umfasste die Leitung und Koordination aller Projektarbeiten einschließlich der Projekt-Fortschrittskontrolle (Einhalten des Zeitplans, Erreichen von Meilensteinen); dies wurde fortlaufend im Projektzeitraum realisiert. Es erfolgte eine Koordination der Boden-, Pflanzen- und Treibhausgasuntersuchungen auf allen Standorten sowie die Vorbereitung und Organisation von Projekttreffen, die Koordinierung der Erstellung der Zwischenberichte, die Planung und Strukturierung des Endberichtes.

Arbeitspaket 2. Versuchsdurchführung

Am Standort Viehhausen bei Freising (TUM) und am Standort Trossin (LfULG) wurden Feldversuche mit Rohstoffpflanzen-Fruchtfolgen durchgeführt; die Standortbedingungen sind in Tabelle 1 dargestellt.

Viehhausen im Bayerischen Tertiärhügelland mit feucht-kühlen Klimabedingungen und Trossin auf einem Sächsischen Diluvialstandort mit trocken-warmen Klimabedingungen repräsentieren Standorte mit sehr unterschiedlichen Ertragspotenzialen, aber auch differenzierten N₂O-Emissionspotenzialen.

Die Versuche erlaubten es, kurzfristige und langfristige Wirkungen auf die Ertragsbildung und Energiebindung, auf Bodenprozesse und Bodeneigenschaften (Humus- und C-Dynamik, N_{min}-Dynamik) zu erfassen sowie die N₂O-Emissionen zu messen. Die Messdaten dienen zudem der Modellvalidierung und bilden eine wichtige Grundlage für Szenariorechnungen.

Tabelle 1: Standortbedingungen der Versuchsstationen

Kennzahl	ME	Viehhausen Bayern (TUM)	Trossin Sachsen (LfULG)
Höhenlage	m über NN	500	120
Region		Oberbayern Tertiärhügelland	Nordsachsen Endmoränen der Saalekaltzeit
Klima			
Jahresniederschlag	mm	800	555
Mittl. Lufttemperatur	° C	7,9	8,9
Boden			
Bodenart		schluffiger Lehm	schluffiger Sand
Bodentyp		Braunerde-Pseudogley	Parabraunerde
Textur	%	25% Ton, 60% Schluff, 15% Sand	7% Ton; 28% Schluff, 65% Sand
Ackerzahl		55	31
C _{org}	g kg ⁻¹	12,0	9,0
N _t	g kg ⁻¹	1,2	0,8
pH		6,3	5,9

Zu Projektbeginn wurde mit allen Projektpartnern ein Methodenhandbuch erarbeitet, um standortübergreifend eine einheitliche Versuchsdurchführung und Datenerhebung zu gewährleisten.

Etablierung des N₂O-Messsystems in den Versuchen in Viehhausen und Trossin

Die Etablierung des Messsystems erfolgte im Frühjahr 2019 an beiden Versuchsstandorten. Die N₂O-Messungen wurden kontinuierlich in den Feldversuchen durchgeführt. Um vergleichbare Ergebnisse zu erhalten und standortübergreifende Auswertungen zu ermöglichen, wurde in den Feldexperimenten in Viehhausen und in Trossin exakt die gleiche Methodik (Haubentechnik, Abbildung 1) verwendet. Die Messung der Lachgasemissionen erfolgte mit der „Closed-Chamber-Methode“.

Eine Besonderheit der angewandten Methode stellen die „geteilten Maishauben“ dar. Sie gewährleisten eine einfache und genaue Messung der Lachgasflüsse im Maisbestand (Abbildung 1).



Abbildung 1: Messung der Lachgasemissionen mit der „Closed-Chamber-Methode“ im Weizenbestand (links), Messung im Maisbestand mit einer geteilten Haube (rechts).

AP 2.1 Versuche am Standort Viehhausen (TUM)

Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen

Der Versuch ist ortsstabil, jede Fruchtart wird in jedem Jahr angebaut. Für jede Variante gibt es 4 Wiederholungen mit einer Parzellengröße von 12 x 6 m und insgesamt 384 Parzellen (Abbildung 2). Der Versuch wird unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus durchgeführt.

Faktor A: Fruchtfolge. 10 verschiedene 4-feldrige Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Klee gras-, Silomais-, Ölfrucht- und Getreideanteil sowie unterschiedlichen Winterzwischenfrüchten: Senf (abfrierend), Futterroggen / Wickroggen (Biomassennutzung), Besonderheit: bodenschonende Mais-einsaat in einen Weißkleebestand.

Faktor B: Düngung. Ohne / mit Gärrest. Gärrestmenge entspricht dem theoretischen Gärrestanfall.

In den Fruchtfolgen werden unterschiedliche Anteile an Energiepflanzen und Nahrungspflanzen realisiert. Der besondere Vorteil dieses Versuches liegt in der bereits 17-jährigen Versuchsdauer, so dass kumulative Effekte auf Bodeneigenschaften und -prozesse erfasst werden können.

Durch eine Umgestaltung eines Teils des Versuchs im Rahmen des MASTER-Projekts wurden Parzellen, die bisher nicht mit Gärresten gedüngt wurden, erstmals mit Gärresten gedüngt (Analyse der direkten Wirkungen von Gärresten). Umgekehrt wurde in langjährig gedüngten Parzellen die Düngung erstmalig ausgesetzt (Analyse der Nachwirkungen der Gärrestdüngung). Zum Vergleich dienen ungedüngte Parzellen und systemkonform gedüngte Parzellen (langjährige Gärrestdüngung). Somit können kurz- und langfristige Effekte der Gärrestdüngung auf die Ertragsbildung und Energiebindung, die THG-Emissionen, das Stickstoffnachlieferungspotenzial und die Kohlenstoffsequestrierung analysiert werden. THG-Messungen fanden in folgenden Varianten statt:

- im Winterweizen im direktem Vergleich von (a) langjährig mit Gärresten gedüngten Parzellen, (b) langjährig ungedüngten Parzellen, (c) langjährig gedüngten Parzellen, in denen die Düngung ausgesetzt wurde und (d) langjährig ungedüngten Parzellen, in denen Gärreste gedüngt wurden. Durch die Fokussierung auf die im Versuch dreimal wiederholte Fruchtfolge (FF1.1, FF4.1, FF7.1) Kleegras – Weizen (ZF Grünroggen) – Silomais – Triticale und Messungen im Fruchtfolgeglied Weizen kann zwischen lang- und kurzfristigen Wirkungen der Gärrestdüngung unterschieden werden. Dies ermöglicht Rückschlüsse darauf, ob Kohlenstoff aus Gärrestgaben langfristig stabilisiert werden kann oder nach dem Beenden der Gärrestdüngung zeitnah mineralisiert wird.
- im Mais im direkten Vergleich von (a) Mais mit der Vorfrucht Grünroggen, mit Gärresten gedüngt, (b) Mais mit der Vorfrucht Grünroggen, ohne Gärrestdüngung), (c) einer bodenschonenden Maisvariante mit einer Einsaat in Weißklee, (d) einer erosionshemmenden Variante mit einem leguminosenreichen Zwischenfruchtgemenge als Vorfrucht, das vor der Maisansaat gemulcht wird. Hierdurch können die komplexen Wirkungen von Fruchtfolge (Zwischenfruchtanbau), Art und Intensität der Bodenbearbeitung und Gärrestdüngung auf die Ertragsbildung, die Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzungen sowie die N₂O-Emissionen untersucht werden.

Zusätzlich zu den THG-Messungen wurden in den Parzellen, in denen die N₂O-Messungen stattfanden, intensive Bodenuntersuchungen durchgeführt, um die C- und N-Dynamik zu erfassen. Parallel zu den N₂O-Messungen wurden wöchentlich Bodenproben zur Bestimmung des mineralischen Stickstoffvorrats (N_{min}) genommen. Weitere Bodenuntersuchungen (C_{org}, C_{hwl}, C_{kwl}, C_{mik}, N_t, N_{hwl}, N_{kwl}) fanden zur Untersuchung der Prozesse der C-Sequestrierung, der Stickstoffverfügbarkeit und -nachlieferung in allen Parzellen der untersuchten Varianten statt. Die Erträge, die Energiebindung und die Energiebilanz wurde für alle Versuchsvarianten analysiert.

Systemversuch Viehhausen

Der Versuch ist ortsstabil, jede Fruchtart wird in jedem Jahr angebaut, 4 Wiederholungen, Parzellengröße: 11 x 6 m, insgesamt 120 Parzellen (Abbildung 3). Der Versuch wird unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus durchgeführt.

Faktor A: Fruchtfolge. 6 verschiedene 5-feldrige Fruchtfolgen mit unterschiedlichem Klee gras-, Körnerleguminosen-, Silomais-, Ölfucht- und Getreideanteil, davon vier ökologische und zweikonventionelle Fruchtfolgen.

Faktor B: organische Düngung. Stroh-/Gründüngung, Stalldung, Gülle, Biogasgülle und Mineral-N (im konventionellen System).

Die kombinierten Fruchtfolge-/Düngungssysteme bilden unterschiedliche Betriebssysteme des ökologischen und konventionellen Landbaus ab – Marktfruchtbau, Marktfruchtbau kombiniert mit Biogaswirtschaft, Gemischtbetrieb mit Rinderhaltung und Festmistsystem (Stalldung) bzw. Flüssigmistsystem (Gülle). Der besondere Wert dieses Versuches liegt im Systemvergleich (viehlos, viehhaltend, Biogaswirtschaft). Somit kann experimentell untersucht werden, welche Mengen an THG-Flüssen in Biogassystemen gegenüber dem Marktfruchtbau und den Gemischtbetrieben auftreten. Damit bestehen günstige Voraussetzungen, das Emissionspotenzial unterschiedlicher organischer und mineralischer N-Dünger unter gleichen Standortbedingungen in definierten Fruchtfolgen zu analysieren.

THG-Messungen fanden in folgenden Varianten statt:

- im Winterraps mit der Nachfrucht Winterweizen in direktem Vergleich von (a) einem konventionellen Marktfruchtssystem und (b) einem konventionellem Milchvieh-Gülle-System.
- im Mais mit der Nachfrucht Winterweizen in direktem Vergleich von (a) einem konventionellen Marktfruchtssystem (Anbau von Körnermais) und (b) einem konventionellem Milchvieh-Gülle-System (Anbau von Silomais).
- im Luzerne-Klee gras (LKG) mit der Nachfrucht Winterweizen in direktem Vergleich von (a) einem ökologischen Marktfruchtssystem (LKG gemulcht) und (b) einem ökologischen Biogassystem (LKG geschnitten).
- im Winterweizen im direkten Vergleich von (a) einem konventionellen Marktfruchtssystem mit der Vorfrucht Winterraps, (b) einem konventionellem Milchvieh-Gülle-System mit der Vorfrucht Winterraps (c), einem konventionellen Marktfruchtssystem mit der Vorfrucht Körnermais, (d) einem konventionellem Milchvieh-Gülle-System mit der Vorfrucht Silomais, (e) einem ökologischen Marktfruchtssystem mit der Vorfrucht Luzerne-Klee gras und (f) einem ökologischen Biogassystem mit der Vorfrucht Luzerne-Klee gras.

Die N₂O-Messungen erlauben einen Vergleich der THG-Emissionen der verschiedenen Anbau- und Düngesysteme. Ergänzende Bodenuntersuchungen ermöglichen die Analyse der Boden-C und N-Dynamik (N-Verfügbarkeit, N-Auswaschungsgefährdung) und die Berechnung des C-Sequestrierungspotenzials von Gärresten und anderen organischen Düngern. Die Analysen im Systemversuch Viehhausen sollen zum besseren Verständnis und zur Bewertung von Energiepflanzen-Fruchtfolgen und Düngesystemen beitragen.

Die Untersuchungen zu N₂O-Flüssen am Standort Viehhausen der TUM dienen auch dem standort-übergreifenden Vergleich mit N₂O-Messungen in der Versuchsstation Roggenstein der TUM im Rahmen des vom BMEL geförderten Forschungsprojektes „N-Stabilisierung und wurzelnahe Platzierung als innovative Technologien zur Optimierung der Ressourceneffizienz bei der Harnstoff-Düngung (StaPlaRes)“ und des von der Deutschen Bundestiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes „Optimierung des Stickstoffmanagements und Erhöhung der Ökoeffizienz bei Raps (*brassica napus* L.) durch sensorgesteuerte teilflächenspezifische Stickstoffdüngung“.

2020/21 Systemversuch Viehhausen																																												
2		2		3		4		5		1		3		4		5		1		2		3		5		1		2		3		4		FF-Glied Wdh.										
1						2						3						4																										
Weg																																												
WW	WW	SM	WW	WR	Raps	KM	WW	WR	Raps	WW	WW	WR	Raps	WW	SM	WR	Raps	WW	KM	WW	101a	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	12		
Weg																																												
WW	WW	KM	WW	WR	Raps	SM	WW	WR	Raps	WW	WW	WR	Raps	WW	KM	WR	Raps	WW	SM	WW	81a	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	11		
Weg																																												
WW	WW	SM	Soja	WR	LKG	SM	Soja	WR	LKG	WW	Soja	WR	LKG	WW	KM	WR	LKG	WW	KM	WR	LKG	WW	61a	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	11
Weg																																												
WW	WW	SM	Soja	WR	LKG	KM	Soja	WR	LKG	WW	Soja	WR	LKG	WW	KM	WR	LKG	WW	SM	Soja	41a	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	11		
Weg																																												
WW	WW	KM	Soja	WR	LKG	KM	Soja	WR	LKG	WW	Soja	WR	LKG	WW	SM	WR	LKG	WW	SM	Soja	21a	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	11		
Weg																																												
WW	WW	KM	Soja	WR	LKG	SM	Soja	WR	LKG	WW	Soja	WR	LKG	WW	SM	WR	LKG	WW	KM	Soja	1a	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	11		
Weg																																												
3	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	3	Maße (m)			
132																																												
Hangfuß, Versuchsstation																																												

System	1	öko	Marktfrucht	LKG	Luzerne-Klee gras	Raps	Winterraps
	2	öko	Milchvieh-Gülle	WW	Winterweizen	SM	Silomais
	3	öko	Milchvieh-Stallmist	Soja	Sojabohne	KM	Körnermais
	4	öko	Biogas	WR	Winterroggen		
	5	int	Marktfrucht				
	6	int	Milchvieh-Gülle	1a	Abbauversuch		Gasmessungen 2020/21

Abbildung 3: Versuchsplan, Systemversuch Viehhausen

AP 2.2 Versuche am Standort Trossin (LfULG)

Das LfULG führte Feldversuche mit verschiedenen Bewirtschaftungsmaßnahmen, Fruchtfolgen und Düngungsvarianten durch. Nach exaktem und verbindlichem Versuchs- und Beprobungsplan wurden Pflanzen-, Boden- und Gasproben entnommen. Die Versuchsdurchführung erfolgte standortangepasst. Eine möglichst einheitliche Vorgehensweise wurde dabei angestrebt. Die versuchstechnischen Arbeiten umfassten:

- die Aussaat (Aussaatstärke an den Standort angepasst),
- die Düngung (organisch und/oder mineralisch),
- die Pflanzenschutzmaßnahmen in Abhängigkeit von der Bestandssituation und dem Befallsdruck,
- die Dokumentation aller Versuchsmaßnahmen: Datum, Bedingungen, Besonderheiten,
- die Durchführung von Pflanzenbonituren,
- die Entnahme von Pflanzenproben und Aufbereitung am jeweiligen Standort,
- die Erfassung von Ertrags- und Qualitätsparametern: Frischmasseertrag und Trockensubstanzgehalt, Rohprotein, Rohfaser, Rohfett, Zucker, Stärke (Mais, Winterroggen, Triticale), Ölgehalt (Raps), Fallzahl (Winterroggen, Triticale)

- die Berechnung des N-Entzugs und der N-Bilanz,
- die Entnahme von Bodenproben und Aufbereitung am jeweiligen Standort,
- die Entnahme der Gasproben für die N₂O-Analytik, einmal pro Woche in jeder Untersuchungsparzelle (entsprechend der Haubenanzahl),
- die kontinuierliche Aufzeichnung der Bodenfeuchte und Bodentemperatur an den N₂O-Messtationen (zur korrekten Interpretation der N₂O-Flüsse),
- die Erfassung der Lufttemperatur am Standort mit eigener Messstation. Zusätzlich wurden Wetterdaten der nächst gelegenen Wetterstation ausgewertet.

Der Standort Trossin liegt im Norden von Sachsen und ist durch ein warmes Klima (mittlere Lufttemperatur: 9 °C) geprägt. Die Niederschläge betragen im Mittel 550 mm pro Jahr. Die Bänder-Parabraunerde (Haupt-Bodenart: schluffiger Sand) in Kombination mit den geringen Niederschlägen kennzeichnen den Standort als besonders durch den Klimawandel betroffenes Gebiet.

Im Versuch in Trossin wurden über den Projektzeitraum vier unterschiedliche, dreifeldrige Fruchtfolgen mit Winterzwischenfrüchten etabliert:

- Fruchtfolge 1: Grünroggen – Futterhirse – Senf – Mais – Winterroggen,
- Fruchtfolge 2: Luzernegrass – Luzernegrass – Winterroggen,
- Fruchtfolge 3: Winterraps – Winterroggen – Wintertriticale,
- Fruchtfolge 4: Senf – Mais – Grünroggen – Futterhirse – Winterroggen.

Der Versuch wurde randomisiert und in 4-facher Wiederholung angelegt (Abbildung 4). In der zweifaktoriellen Blockanlage wurden geprüft:

- a) Fruchtfolge und
- b) Düngung (mineralisch und mineralisch/organisch).

Die pfluglose Bestellung der Hauptfrüchte, Futterhirse (*Sorghum bicolor*), Luzernegrass (*Medicago sativa* + Gräsermischung), Sommerraps (*Brassica napus*) und Silomais (*Zea mays*) erfolgte im zweiten Quartal 2019. Ab dem 01.04.2019 wurden in regelmäßigen Abständen Haubenmessungen auf den Parzellen der Fruchtfolgen 2, 3 und 4 durchgeführt. Begleitet wurden die manuellen Haubenmessungen von einer N_{min}-Bodenbeprobung und einer BBCH-Erfassung (Hack et al., 1992) sowie z.T. der Abschätzung des Pflanzen-Deckungsgrades (Göttinger Schätzrahmen).

Die wöchentliche N_{min}-Bestimmung erfolgte für zwei Bodentiefen (0 – 15 cm und 15 – 30 cm) aus je einer Mischprobe der vier Wiederholungen. Vor der ersten Düngerapplikation sowie nach der Haupternte wurde eine intensive Bodenbeprobung (0 – 90 cm) mittels mechanisch betriebener Rammkernsonde realisiert. Die Bodenproben wurden auf die Bodenparameter C_{org}, C_{mik}, pH und Makronährstoffe untersucht (siehe Methodenhandbuch und Ergebnisse).

Darüber hinaus wurde der Bodenwassergehalt kontinuierlich über TDR- und Sentek-Sonden sowie mittels Bohrstock in 0 – 20 cm, 20 – 40 cm und 40 – 60 cm Bodentiefe gemessen. Daraus wurde das „Water-filled-Pore-Space“ (WFPS, wassergefüllter Porenraum) nach der Richtlinie USDA-NRCS berechnet. Die Ernte wurde mit spezifischen Geräten je nach Fruchtart durchgeführt.

[4] FF3 min 5 - 8	[8] FF4 min/org 21 - 24	[12] FF3 min/org 33 - 36	[16] FF4 min 45 - 48	[20] FF2 min/org 61 - 64	[24] FF2 min 69 - 72	[28] FF1 min/org	[32] FF1 min
[3] FF2 min 1 - 4	[7] FF2 min/org 17 - 20	[11] FF1 min	[15] FF1 min/org	[19] FF3 min/org 57 - 60	[23] FF4 min 65 - 68	[27] FF4 min/org 81 - 84	[31] FF3 min 93 - 96
[2] FF1 min/org	[6] FF3 min/org 13 - 16	[10] FF3 29 - 32	[14] FF2 min/org 41 - 44	[18] FF4 min/org 53 - 56	[22] FF1 min	[26] FF2 min 77 - 80	[30] FF4 min 89 - 92
[1] FF1 min	[5] FF4 min 9 - 12	[9] FF4 min/org 25 - 28	[13] FF2 37 - 40	[17] FF3 min 49 - 52	[21] FF1 min/org	[25] FF2 min/org 73 - 76	[29] FF3 min/org 85 - 88

Grasweg

[14] Plot Nummer 41 - 44 Vial Nummer Lachgasmessung
 FF Fruchfolge organischer Düngevariante

Abbildung 4: Versuchsplan mit Markierung der Parzellen, auf denen Gasproben entnommen wurden

Arbeitspaket 3. Analyse von Kohlenstoff- und Stickstoffflüssen

Auf Feldversuchsebene wurden relevante Kohlenstoff- und Stickstoffflüsse sowie Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte durch Messungen und Modellierungen erfasst. Einen Schwerpunkt der Untersuchungen bildeten die Analyse der Langzeitveränderungen der C_{org} - und N_t -Vorräte bei der Rohstoffpflanzenproduktion sowie bei organischer und mineralischer Düngung.

Ergebnisse am Standort Viehhausen (TUM)

Systemversuch Viehhausen (TUM)

Es wurden alle Versuchsdaten für alle Varianten des Systemversuchs Viehhausen seit der Versuchsanlage im Jahr 2009 in das Modell REPRO übernommen (Arbeitsgänge, Termine, Betriebsmitteleinsatz, Düngung, Erträge und Ertragsverwendung) einschließlich der relevanten Daten der Untersuchungsjahre 2020 und 2021.

Auf dieser Grundlage wurden die Erträge und die Ertragsentwicklung der Fruchtarten und der Fruchtfolgen analysiert, Stickstoffbilanzen (N-Salden, N-Effizienz) und Humusbilanzen berechnet. Ein Ziel der Untersuchungen war die Präzisierung standortspezifischer Humusreproduktionskoeffizienten für organische Dünger und Energiepflanzen.

Ertragsanalysen

Im Systemversuch Viehhausen wurden bei allen Fruchtarten- und Fruchtfolge-Erträgen signifikante Unterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Systemen sowie innerhalb der beiden Gruppen nachgewiesen (Tabelle 2).

Die signifikant höchsten Leguminosen-Erträge wurden in der Stallmist-Variante erzielt. Hierbei ist zu beachten, dass die Stallmistdüngung ausschließlich zu den Nichtleguminosen (Mais, Winterroggen, Winterweizen) erfolgte. Große Ertragsunterschiede zwischen ökologischen und konventionellen Systemen zeigten sich bei der Fruchtart Winterweizen; hier wurden unter ökologischen Bedingungen nur etwa 50 % der konventionellen Erträge erreicht.

Im Versuch brachte die ökologische Milchvieh-Stallmist-Fruchtfolge die signifikant höchste TM-Abfuhr ($11,62 \text{ t ha}^{-1}$) und übertraf die konventionelle Milchvieh-Gülle-Variante ($10,71 \text{ t ha}^{-1}$); beide Varianten erzielten die höchste Energie-Abfuhr mit über 200 GJ ha^{-1} . Die TM- und Energie-Abfuhr ist nicht nur von den fruchtartenspezifischen Erträgen und den angebauten Fruchtarten, sondern auch von der Ertragsverwendung abhängig. Systemkonform wurde Stroh nur in der Stallmistvariante geerntet. Die signifikant niedrigsten Erträge brachte die ökologische Marktfrucht-Variante; in dieser Fruchtfolge wird Luzerne-Kleegrass nicht geerntet, sondern als Gründüngung genutzt.

Unter den Versuchsbedingungen war das ökologische Energiepflanzen-Biogassystem dem direkt vergleichbaren ökologischen Marktfruchtssystem (gleiche Fruchtfolge) hinsichtlich der Ertragsleistungen (Trockenmasse- und Energieerträge) deutlich überlegen. Der Einsatz von Biogasgärresten und die energetische Nutzung des Luzerne-Kleegrasses bewirkte signifikante Ertragssteigerungen auf Fruchtfolgeebene und erhöhte auch die Erträge der angebauten Marktfrüchte deutlich.

Biogasanlagen können dazu beitragen, Stoffkreisläufe zu schließen (Kleegrassverwertung, Nährstoffrecycling über Biogasgärreste) und damit teilweise die Funktionen der Nutztierhaltung im betrieblichen Nährstoffkreislauf zu übernehmen. Dies zeigt u.a. der Vergleich der Erträge der ökologischen Biogas- und Milchvieh-Güllesysteme, die auf gleichem Niveau liegen (Tabelle 2).

Tabelle 2: Mittelwerte der Fruchtarten- und Fruchtfolge-Erträge (Systemversuch Viehhausen, 2011 bis 2021). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-Test, $p \leq 0.05$)

	Ökologisch				Konventionell	
	Marktfrucht	Milchvieh Gülle	Milchvieh Stallmist	Biogas	Marktfrucht	Milchvieh Gülle
Ackerbohnen	2,67 ^b	2,72 ^b	3,21 ^a	3,00 ^{ab}	-	-
Luzerne-Klee-Gras	16,94 ^b	17,14 ^b	18,12 ^a	17,28 ^b	-	-
Mais (Körner)	9,88 ^c	-	-	11,66 ^b	11,67 ^a	-
Mais (Silomais)	-	14,75 ^c	16,49 ^b	-	-	20,97 ^a
Triticale	5,40 ^b	-	-	7,41 ^a	-	-
Winterraps	-	-	-	-	4,25 ^a	4,26 ^a
Winterroggen	5,96 ^c	6,95 ^b	7,63 ^b	7,48 ^b	12,71 ^a	12,56 ^a
Winterweizen I	4,98 ^c	5,07 ^c	4,89 ^c	5,77 ^b	10,69 ^a	10,75 ^a
Winterweizen II	-	-	-	-	9,22 ^b	10,04 ^a
TM-Abfuhr	3,55 ^e	9,03 ^c	11,62 ^a	8,84 ^c	8,35 ^d	10,71 ^b
Energie-Abfuhr	66,25 ^c	165,77 ^b	212,85 ^a	162,31 ^b	162,97 ^b	205,17 ^a
GE-Abfuhr	4,14 ^f	8,97 ^d	9,89 ^c	7,90 ^e	10,33 ^b	12,46 ^a

Erträge von Druschfrüchten normiert auf 86 % bzw. 91 % TS bei Raps in t FM ha⁻¹ und Feldfutter in t TM ha⁻¹
Fruchtfolge-Erträge in vom Feld abgefahrenen t Trockenmasse, GigaJoule und t Getreideeinheiten ha⁻¹

Die Ertragsstabilität wurde mit dem Shukla-Varianz-Parameter bestimmt (Tabelle 3). Die ökologischen Systeme wiesen sowohl bei den Fruchtarten- als auch bei den Fruchtfolge-Erträgen fast durchweg höhere Ertragsstabilitäten auf, mit den niedrigsten Varianzen im Milchvieh-Gülle-System.

Tabelle 3: Shukla's Ertragsstabilität-Parameter der Fruchtarten- und Fruchtfolge-Erträge, normalisiert durch Mittelwerts-Division (Systemversuch Viehhausen, 2011 bis 2021). Ein niedriger Wert repräsentiert stabilere Erträge.

	Ökologisch				Konventionell	
	Marktfrucht	Milchvieh Gülle	Milchvieh Stallmist	Biogas	Marktfrucht	Milchvieh Gülle
Ackerbohnen	1,79	-0,14	2,40	-0,05	-	-
Luzerne-Klee-Gras	0,61	0,56	0,73	2,11	-	-
Mais (Körner)	-0,51	-	-	0,62	2,89	-
Mais (Silomais)	-	0,20	0,57	-	-	2,22
Winterroggen	0,47	0,51	0,36	1,15	2,01	1,49
Winterweizen I	1,65	0,09	0,27	0,84	1,63	1,53
TM-Abfuhr	0,69	0,32	1,41	1,62	0,73	1,23
Energie-Abfuhr	0,74	0,35	1,37	1,48	0,85	1,21
GE-Abfuhr	1,30	0,51	0,61	1,32	0,85	1,41

Humus- und Stickstoffbilanzen

Die Analyse der Langzeitveränderung von C_{org} - und N_t -Vorräte wurde mithilfe der Humus- und Stickstoffbilanzierung sowie Messungen durchgeführt. Die Humusbilanzen (Tabelle 4) und die Stickstoffbilanzen des Systemversuchs Viehhausen (Tabelle 5) beziehen sich auf den Versuchszeitraum von 2011 bis 2021.

Das öko-Marktfruchtsystem weist eine stark positive Humusbilanz (sign. höchster Humussaldo), das konventionelle Milchvieh-Gülesystem eine negative Humusbilanz auf. Das öko-Stallmistsystem hat eine hohe Humusreproduktionsleistung aufgrund hoher Stallmist-Kompostgaben. In den Marktfruchtsystemen wird kein Wirtschaftsdünger eingesetzt, die Zufuhr organischer Substanz erfolgt als Stroh- und Gründüngung. Die berechneten Humussalden stimmen bei dem Biogas- und konventionellen Marktfruchtsystem gut mit den Messwerten (C_{org} -Vorräte) überein, während das ökologische Marktfruchtsystem deutlich geringere Messwerte als berechnete Humussalden aufwies.

Für das ökologische Biogassystem wurde von 2010 bis 2019 eine Humusanreicherung (Humus-C) von 267 kg ha^{-1} berechnet, das stimmt mit der gemessenen C-Sequestrierung von 261 kg ha^{-1} sehr gut überein. Dies weist darauf hin, dass die in der dynamischen Humusbilanzmethode verwendeten Humusbilanz-koeffizienten für Gärreste (zumindest für die hier verwendete Gärrestqualität) zutreffend sind. Eine ähnlich gute Übereinstimmung von Messwerten und Modellwerten (dynamische Humusbilanz) fanden Erhart et al. (2016) in einem Dauerversuch mit Kompost.

Die Humusreproduktion im Marktfruchtsystem basiert wesentlich auf der Stroh- und Gründüngung. Hier stellt sich die Frage, ob die Humusersatzleistung von Stroh und grüner Biomasse (Klee gras-Mulch) bei der Humusbilanzierung überschätzt wird. Hierzu sind weitere Untersuchungen notwendig.

Tabelle 4: Mittelwerte der Humusbilanz-Parameter und Humussalden in $\text{kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Systemversuch Viehhausen, 2011 bis 2021, dynamische Humuseinheiten-Methode). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-Test, $p \leq 0.05$)

System	Ökologisch				Konventionell	
	Marktfrucht	Milchvieh Gülle	Milchvieh Stallmist	Biogas	Marktfrucht	Milchvieh Gülle
Humusbruttobedarf	-483,4	-618,0	-647,4	-534,9	-579,2	-690,6
Humusmehrerleistung	359,6	365,1	379,7	364,2	38,2	38,1
Strohdüngung	332,1	238,4	86,7	300,9	600,9	462,6
Gründüngung	215,3	26,5	31,0	24,9	52,8	55,9
Wirtschaftsdünger	0,0	182,2	415,0	139,6	0,0	131,0
Humussaldo 2011-2021	423,5 ^a	194,1 ^c	265,0 ^b	294,9 ^b	112,6 ^d	-2,9 ^e
Humussaldo 2010-2019	388,2 ^a	172,2 ^c	290,2 ^b	267,0 ^b	94,1 ^d	-23,5 ^e
Gemessene Humus-C-Sequestrierung ⁽¹⁾ 2010-2019	-19,8	97,7	380,0	260,7	90,0	97,7

¹⁾ Median der Messwerte wurde aufgrund mehrerer Ausreißer und hoher Standardabweichung verwendet.

Die Stickstoffsalden (Tabelle 5) sind im Systemversuch Viehhausen weitgehend ausgeglichen, auch in den konventionellen Systemen wurden verhältnismäßig geringe N-Salden (bis $22,6 \text{ kg ha}^{-1}$) im Milchvieh-Gülesystem) berechnet. Die N-Düngung im Versuch war somit dem Ertragsniveau optimal angepasst; dies zeigt sich auch in der hohen N-Effizienz (80,6 bis 95,8 %).

Die N-Zufuhr erfolgt in den ökologischen Systemen durch organische Dünger und symbiotische N_2 -Fixierung. Für die Aussagekraft der N-Bilanzen ist es wichtig, die N_2 -Fixierleistung möglichst genau zu bestimmen. Der Leguminosenanteil im Luzerne-Klee gras ist ein wesentlicher Einflussfaktor auf die N_2 -Fixierleistung; die Anteile der Leguminosen (% der Gesamt-TM) in den Beständen wurden mehrjährig analysiert. Es wurden z.T. sehr hohe Leguminosenanteile festgestellt (Abbildung 6), und die Standwerte des N-Bilanzierungsmodells (Tabelle 5) entsprechend korrigiert.

Die Entwicklung der Stickstoffsalden der ökologischen Systeme ist in Abbildung 5 dargestellt. Hierbei wurden die ermittelten Leguminosenanteile und die jährlich wechselnden Düngermengen bei der N-Bilanzierung berücksichtigt. In den konventionellen Systemen wurden in den ersten Untersuchungsjahren N-Salden von über 40 kg ha^{-1} ermittelt; später gingen die N-Salden zurück. In einzelnen Jahren wurden sogar negative N-Salden berechnet. Ursachen für die Variabilität der Erträge, N-Entzüge und N-Bilanzen sind Jahres- und Witterungseffekte, aber auch unterschiedliche N-Zufuhren mit den Wirtschaftsdüngern. In einigen ökologischen Varianten wurden in Einzeljahren z.T. deutlich negative N-Salden ermittelt; dies waren z.B. Jahre mit geringeren Stallmistgaben und/oder besonders hohen Erträgen.

Tabelle 5: Mittelwerte der Stickstoffbilanz-Parameter und Salden mit angepasster symbiontischer N_2 -Fixierung in $kg\ N\ ha^{-1}\ a^{-1}$ (Systemversuch Viehhausen, 2011 bis 2021). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-Test, $p \leq 0.05$)

System	Ökologisch				Konventionell	
	Marktfrucht	Milchvieh Gülle	Milchvieh Stallmist	Biogas	Marktfrucht	Milchvieh Gülle
N-Entzug	199,0	213,3	231,2	216,9	238,3	242,5
N-Zufuhr	246,8	222,6	254,2	242,0	265,6	264,9
Saatgut	3,7	3,4	3,4	3,7	5,0	5,0
Symbiontische N_2 -Fixierung	91,9	122,3	130,3	121,5	17,2	17,9
Stroh- und Gründüngung	131,2	31,9	26,8	36,6	77,1	61,6
Wirtschaftsdün- ger	0,0	45,0	73,7	60,3	0,0	40,4
Mineraldünger	0,0	0,0	0,0	0,0	146,3	120,1
Änderung Bodenvorrat (ΔN_{org})	40,2	18,5	25,2	28,1	10,7	-0,2
N-Saldo (mit ΔN_{org})	7,6 ^b	-9,1 ^c	-2,2 ^c	-3,0 ^c	16,7 ^{ab}	22,6 ^a
N-Effizienz ⁽²⁾ in %	80,6	95,8	91,0	89,6	89,7	91,5

¹⁾ Die Stickstoff-Immission wurde in allen Systemen mit $20\ kg\ ha^{-1}$ angesetzt

²⁾ N-Effizienz = N -Entzug / N -Zufuhr (ohne Berücksichtigung von ΔN_{org}) * 100

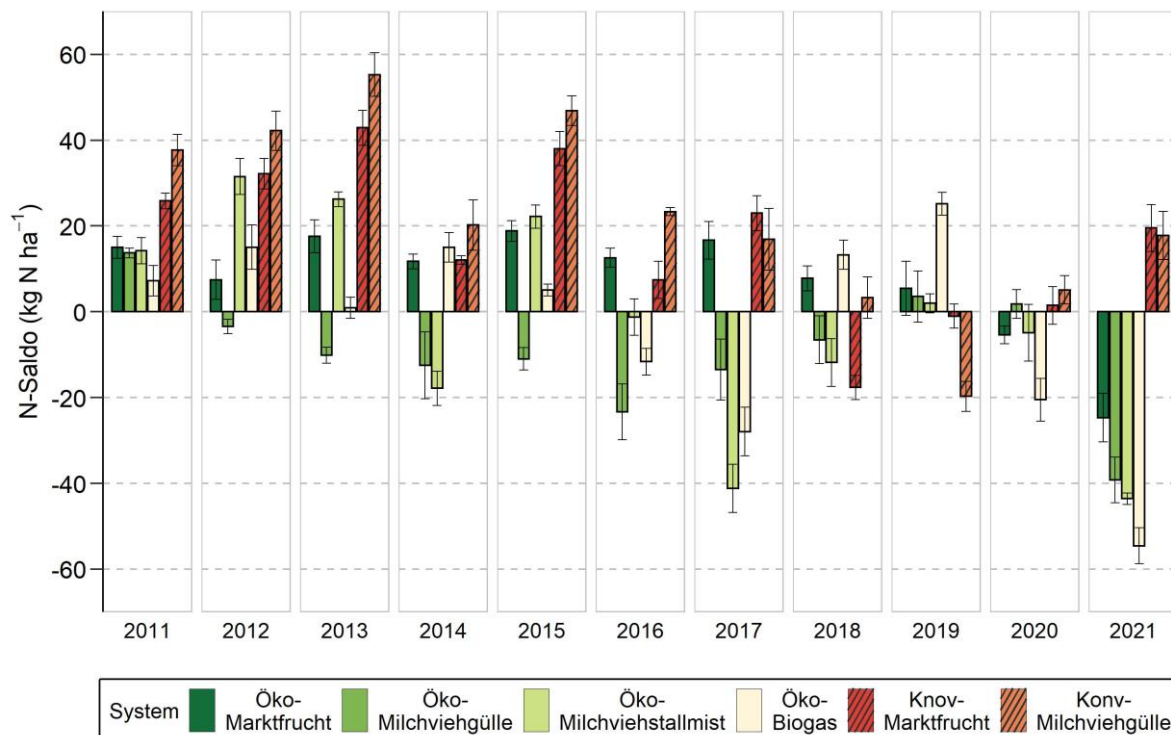


Abbildung 5: Balkendiagramm der jährlichen N-Salden mit angepasster symbiontischer N_2 -Fixierung nach Systemen (Systemversuch Viehhausen, 2011 bis 2021)

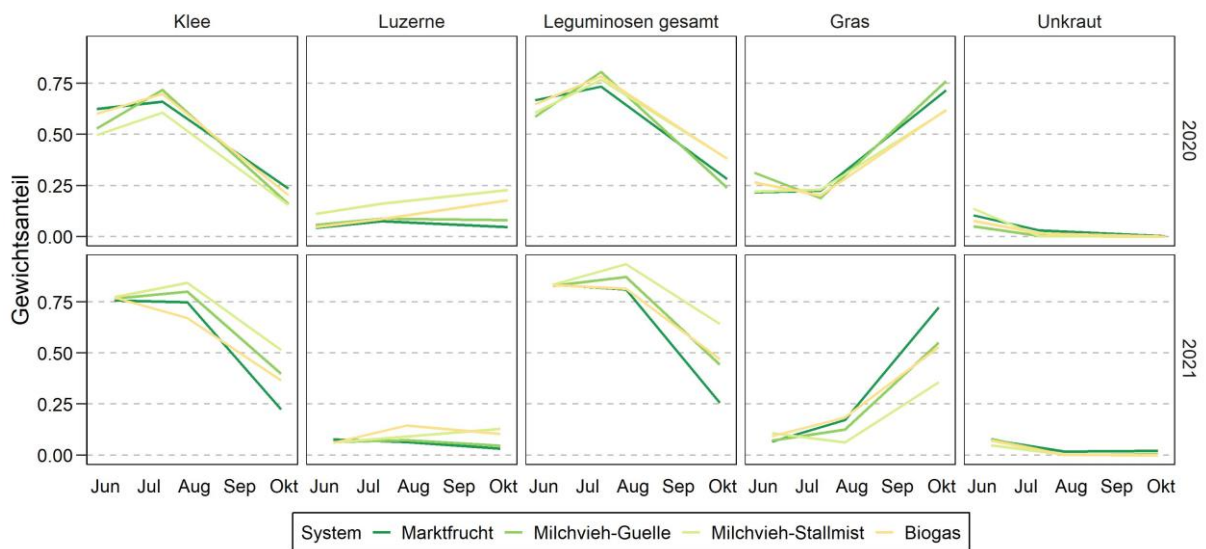


Abbildung 6: Bestandsentwicklung von Luzerne-Klee-Gras, Gewichtsanteile der untersuchten Arten (Systemversuch Viehhausen, 2020, 2021)

Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen (TUM)

Für den komplexen Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch werden nachfolgend ausgewählte Ergebnisse für die Fruchtfolgen 3.1, 4.1 und 5.1 dargestellt. Es handelt sich um die Fruchtfolgen, in denen auch N_2O -Messungen stattfanden.

Silomais wird in den drei Fruchtfolgen nach verschiedenen Zwischenfrüchten und unterschiedlicher Bodenbearbeitung (Pflug, Mulchsaat, Einsaat in Weißklee) angebaut (siehe Erläuterung unter Tabelle 6 und Versuchsplan in Abbildung 2; weitere Erläuterungen in AP 4.1). Dargestellt sind die Varianten mit systemkonformer Gärrestdüngung im Vergleich zu ungedüngten Varianten.

Energieertrag und Energiebilanz

Auch im ökologischen Landbau können in Energiepflanzen-Fruchtfolgen hohe Energieerträge erzielt werden (im Versuch bis 300 GJ ha^{-1} , Tabelle 6 und Abbildung 7). Unter den gegebenen Standort- und Versuchsbedingungen reagierten Silomais, Weizen und Triticale mit einem starken Ertragsanstieg auf die Gärrestdüngung.

Erstaunlich hoch sind die Trockenmasse- und Energieerträge von Silomais in diesem Versuch. So wurden in Jahren mit günstigem Witterungsverlauf TM-Erträge von $21,1 \text{ t ha}^{-1}$ (Mais nach Grünroggen, gepflügt, im Jahr 2019) bzw. $24,4 \text{ t ha}^{-1}$ (Mulch-Mais im Jahr 2020) erzielt (Tabelle 13). Simon und Hülsbergen (2021) ermittelten in Versuchen in Freising (wenige Kilometer von Viehhausen entfernt) unter gleichen Standortbedingungen Mais-TM-Erträge von 25 bis 28 t ha^{-1} , das entspricht 450 GJ ha^{-1} , im konventionellen Landbau.

Der Einsatz fossiler Energie im Mittel der Fruchtfolgen ist mit $6,0$ bis $6,5 \text{ GJ ha}^{-1}$ in den ungedüngten Varianten auf geringem Niveau, in den gedüngten Varianten mit $11,2$ bis $12,6 \text{ GJ ha}^{-1}$ auf mittlerem Niveau. Wichtigste Energieinputs sind Dieselkraftstoff und organische Dünger (bewertet nach dem Substitutionswert in Abhängigkeit vom Nährstoffgehalt, der Nährstoffwirkung und der zur Herstellung vergleichbarer Mineraldünger notwendigen fossilen Energie, vgl. Hülsbergen 2003).

Die ermittelten energetischen Kennzahlen (Energieoutput, Netto-Energieoutput, Energieintensität und Output/Input-Verhältnis) weisen die Systeme als energieeffizient aus (Tabelle 6).

Tabelle 6: Energiebilanz der Fruchtfolgen 3.2, 4.1 und 5.1, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen

Kennzahl	ME	Fruchtfolge 3.1		Fruchtfolge 4.1		Fruchtfolge 5.1	
		ohne Gärrest	mit Gärrest	ohne Gärrest	mit Gärrest	ohne Gärrest	mit Gärrest
Energiebindung (Gesamt)	GJ ha ⁻¹	194	266	206	294	211	281
Ernteertrag (Gesamt)	GE ha ⁻¹	57	78	63	89	63	82
Energieeinsatz	GJ ha ⁻¹	6,2	11,2	6,5	12,6	6,0	11,3
Saatgut, Bereitstellung	GJ ha ⁻¹	0,7	0,7	0,9	0,9	0,7	0,7
Organischer Dünger	GJ ha ⁻¹	0,0	4,6	0,0	5,5	0,0	4,8
Mineraldünger	GJ ha ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Pflanzenschutzmittel	GJ ha ⁻¹	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Investitionsgüter	GJ ha ⁻¹	0,9	1,0	0,9	1,1	0,9	1,0
Dieselkraftstoff	GJ ha ⁻¹	4,6	4,9	4,7	5,2	4,5	4,8
Energieoutput	GJ ha ⁻¹	192	264	203	292	209	278
Netto-Energieoutput	GJ ha ⁻¹	186	253	197	279	203	266
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	113	148	107	146	98	142
Output/Input-Verhältnis		31,2	23,6	31,3	23,2	34,6	24,5

FF 3.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Weißklee – Einsaat von Silomais – 4. Triticale

FF 4.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Grünroggen – Silomais (Pflug) – 4. Triticale

FF 5.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Leguminosen-Gemenge – Silomais (Mulch) – 4. Triticale

Besonders hervorzuheben ist das günstige Output/Input-Verhältnis von 23,6 bis 34,6; es wird also in der Pflanzenbiomasse viel mehr Energie gebunden als an fossiler Energie in den Anbauverfahren eingesetzt. Die Variabilität der Energieerträge wird in Abbildung 7 gezeigt.

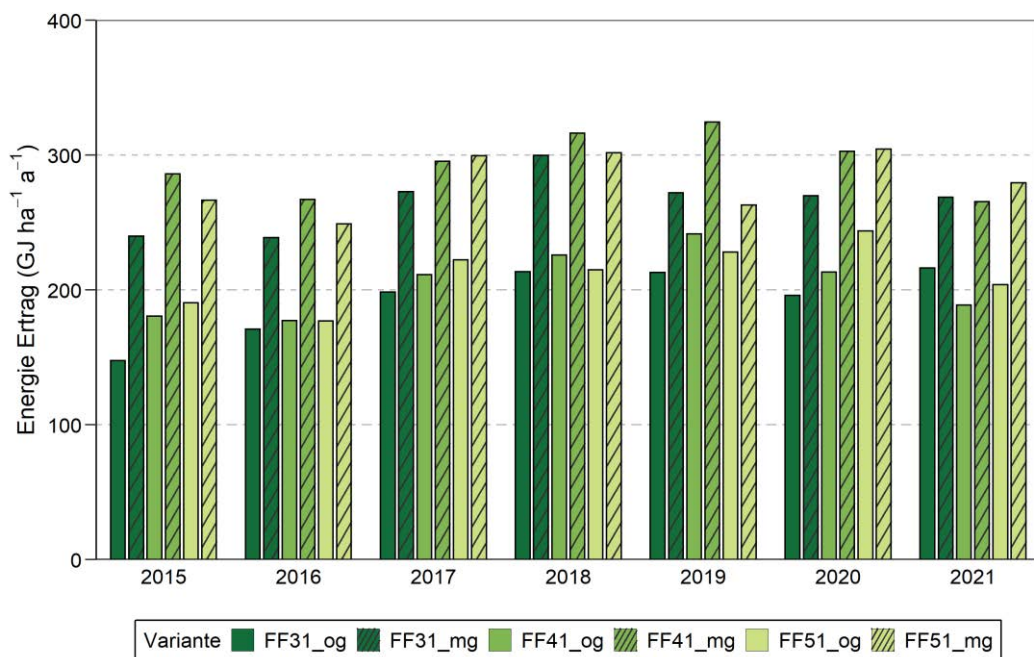


Abbildung 7: Energieerträge im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen, 2015 bis 2021

Humusbilanzen

In den Humusbilanzen (Tabelle 7) sind die Humuswirkungen der Gärrestdüngung deutlich erkennbar. Mit systemkonformer Gärrestdüngung wurde eine optimale Humusversorgung erreicht (ausgeglichene Humusbilanz bis leicht positive Humussalden, entspricht Versorgungsstufe C). Ohne Zufuhr der im System anfallenden Gärreste waren die Humussalden negativ (Versorgungsstufe B); auch in diesen Varianten wurde sehr viel organische Substanz durch das Klee gras zugeführt (Humusmehrerleistung).

Für den Versuch liegen C_{org} -Messwerte aus mehreren Messungen im Versuchsablauf für alle Versuchspartellen vor. Simon (2021) und Levin et al. (2021) konnten auf dieser Datengrundlage nachweisen, dass es in den Energiepflanzen-Fruchtfolgen unter den Versuchsbedingungen langfristig zu einem Humusaufbau und zur Bodenkohlenstoffbindung kommt. Zudem zeigten sich signifikante Beziehungen zwischen dem C-Input und der C_{org} -Anreicherung im Boden. Mit steigendem Klee grasanteil in der Fruchtfolge (bis 75 % Klee gras, vgl. Abbildung 2) und steigender Zufuhr von Gärresten stiegen die C_{org} -Vorräte des Bodens (Levin et al. 2021).

Tabelle 7: Humusbilanz der Fruchtfolgen 3.2, 4.1 und 5.1, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen

Kennzahl	ME	Fruchtfolge 3.1		Fruchtfolge 4.1		Fruchtfolge 5.1	
		ohne Gärrest	mit Gärrest	ohne Gärrest	ohne Gärrest	mit Gärrest	ohne Gärrest
Humusbedarf	kg C ha ⁻¹	-606	-786	-573	-801	-707	-851
Humusersatzleistung	kg C ha ⁻¹	502	863	418	813	507	866
Humusmehrerleistung	kg C ha ⁻¹	459	496	415	440	446	467
Stroh-/Gründüngung	kg C ha ⁻¹	43	53	4	4	61	70
Gärrestdüngung	kg C ha ⁻¹	0	313	0	369	0	329
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	-105	76	-155	12	-200	14
HE-Versorgungsgrad	%	83	110	73	102	72	102
Versorgungsstufe		B	C	B	C	B	C

Angaben in kg Humus-C je ha, berechnet mit der dynamischen Humusbilanz des Modells REPRO

FF 3.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Weißklee – Einsaat von Silomais – 4. Triticale

FF 4.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Grünroggen – Silomais (Pflug) – 4. Triticale

FF 5.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Leguminosen-Gemenge – Silomais (Mulch) – 4. Triticale

Abbildung 8 zeigt die Entwicklung der Humussalden von 2015 bis 2021. Die Variabilität ergibt sich aufgrund unterschiedlicher Erträge (ertragsabhängige Humusbilanzierung) und der variierenden Gärrestdüngung (unterschiedliche Trockenmassegehalte und stoffliche Zusammensetzung der Gärreste in den einzelnen Untersuchungsjahren).

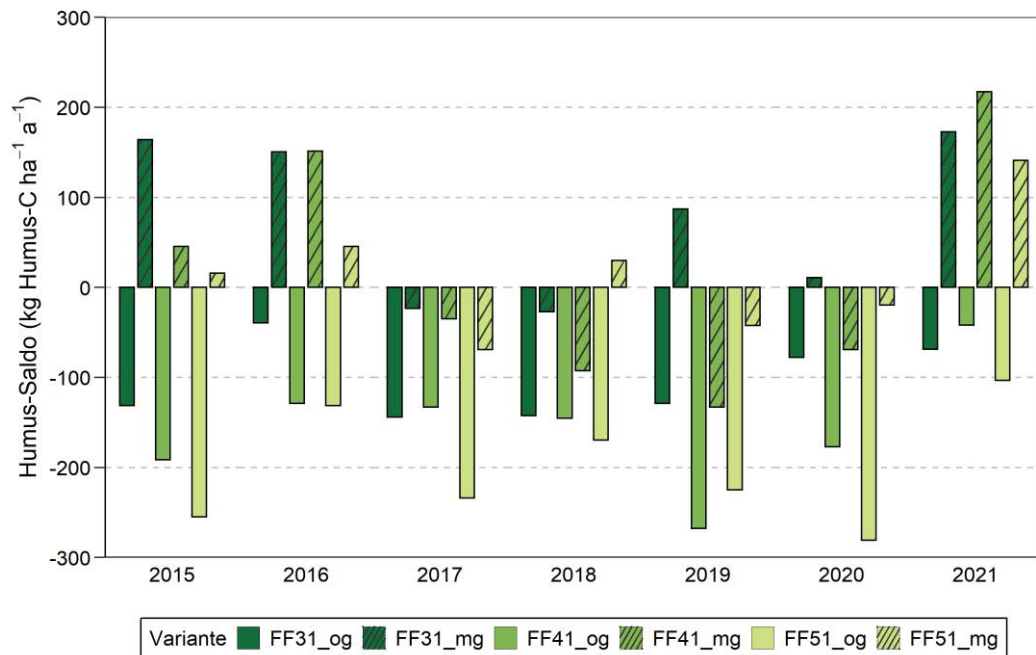


Abbildung 8: Humusbilanzen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen, 2015 bis 2021

Stickstoffbilanzen

Die Stickstoffbilanzen (Tabelle 8, Abbildung 9) zeigen, dass die N-Salden (ohne ΔN_{org}) der gedüngten Varianten mit 11 bis 21 kg ha⁻¹ im optimalen Bereich liegen, obwohl eine intensive Gärrestdüngung mit N-Zufuhren von 130 bis 157 kg ha⁻¹ erfolgte. Ein Grund sind die außergewöhnlich hohen N-Entzüge (203 bis 287 kg ha⁻¹), die in den Energiepflanzen-Fruchtfolgen festgestellt wurden. Die hohen N-Entzüge ergeben sich aufgrund hoher TM-Erträge, insbesondere auch beim Klee gras (das zudem hohe N-Gehalte aufweist). Die N-Salden der ungedüngten Varianten sind stark negativ.

In die N-Bilanzen wurden die N-Immissionen (20 kg ha⁻¹) und die N-Zufuhr mit dem Saatgut einbezogen. Einen wesentlichen N-Input stellt die symbiontische N₂-Fixierung (87 bis 108 kg ha⁻¹) durch Klee gras und Leguminosen-Zwischenfrüchte dar. Entsprechend der Humusbilanz sind nur verhältnismäßig geringe Veränderungen des organisch gebundenen Stickstoffs im Boden (ΔN_{org}) zu erwarten.

Die Stickstoffeffizienz ist mit 92 bis 96 % der gedüngten Varianten sehr hoch. In den ungedüngten Varianten wurde eine „theoretische“ N-Effizienz von 146 bis 183 % ermittelt, d.h. es wurde wesentlich mehr Stickstoff mit den Ernten entzogen als zugeführt wurde.

Die Stickstoffbilanzen (Abbildung 9) sind in den gedüngten Varianten in den Jahren 2015, 2018, 2019, 2020 positiv, im Jahr 2021 ausgeglichen und in den Jahren 2016 und 2017 negativ. Für die ungedüngten Varianten wurden nur negative N-Salden ermittelt. Die Variabilität ergibt sich vor allem aufgrund von witterungsabhängigen Ertragseffekten.

Tabelle 8: Stickstoffbilanz der Fruchtfolgen 3.2, 4.1 und 5.1, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen

Kennzahl	ME	Fruchtfolge 3.1		Fruchtfolge 4.1		Fruchtfolge 5.1	
		mit Gärrest	ohne Gärrest	ohne Gärrest	mit Gärrest	ohne Gärrest	ohne Gärrest
N-Entzug (Gesamt)	kg N ha ⁻¹	208	263	203	262	229	287
Hauptprodukt	kg N ha ⁻¹	203	255	198	254	224	280
Nebenprodukt	kg N ha ⁻¹	5	8	5	7	5	7
N-Entzug (Abfuhr)	kg N ha ⁻¹	189	239	201	260	198	250
N-Zufuhr	kg N ha ⁻¹	142	285	111	273	154	305
Immission	kg N ha ⁻¹	20	20	20	20	20	20
Saatgut	kg N ha ⁻¹	2	2	2	2	4	4
Symb. N-Fixierung	kg N ha ⁻¹	101	108	87	92	100	106
Mineraldünger	kg N ha ⁻¹	0	0	0	0	0	0
Stroh/Gründüngung	kg N ha ⁻¹	19	24	2	2	31	37
Gärrest	kg N ha ⁻¹	0	130	0	157	0	138
N-Saldo (ohne ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	-66	21	-92	11	-74	18
N-Effizienz	%	146	92	183	96	148	94
ΔN Bodenvorrat	kg N ha ⁻¹	-10	7	-15	1	-19	2
N-Saldo (mit ΔN_{org})	kg N ha ⁻¹	-56	14	-77	10	-56	16

ΔN_{org} = Änderung des Vorrats an organisch gebundenem Stickstoff im Boden

N-Effizienz = N-Entzug / N-Zufuhr x 100

FF 3.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Weißklee – Einsaat von Silomais – 4. Triticale

FF 4.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Grünroggen – Silomais (Pflug) – 4. Triticale

FF 5.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Leguminosen-Gemenge – Silomais (Mulch) – 4. Triticale

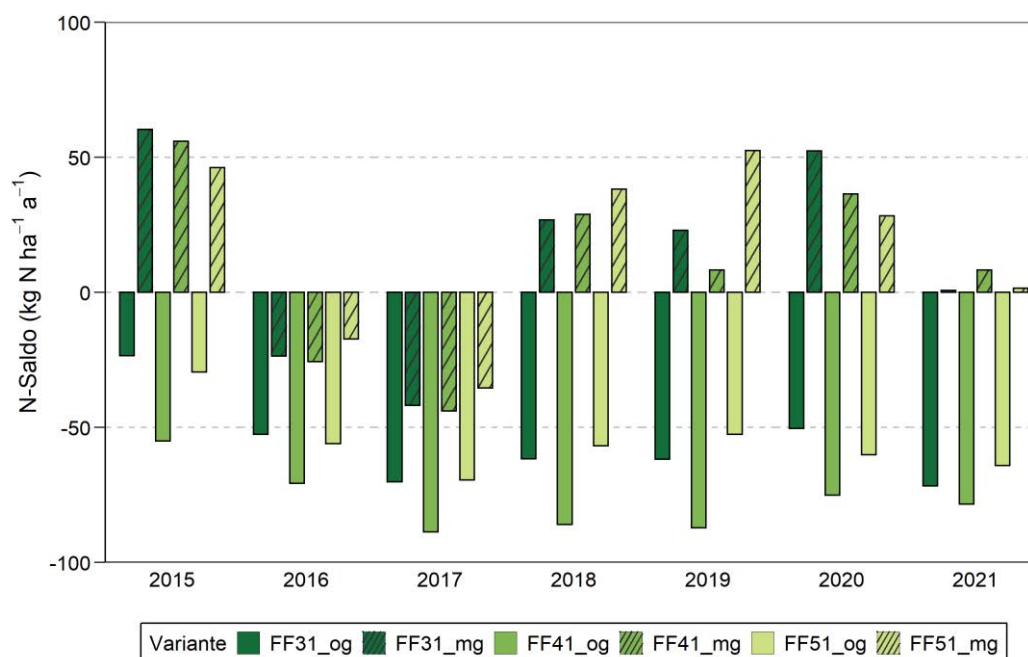


Abbildung 9: Stickstoffbilanzen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen, 2015 bis 2021

Treibhausgasbilanzen

Die Treibhausgasbilanzen (Tabelle 9) zeigen deutlich höhere flächenbezogene THG-Emissionen der gedüngten Varianten im Vergleich zu den ungedüngten Varianten. Hierbei sind vor allem die CO₂-Emissionen der Düngerherstellung (die in dieser THG-Bilanz berücksichtigt wurden) und die durch die Düngung hervorgerufenen N₂O-Emissionen relevant.

Andererseits wirkt sich die berechnete Bodenkohlenstoffbindung der gedüngten Varianten positiv auf die THG-Bilanz aus. In den ungedüngten Varianten ist hingegen mit einer deutlichen Abnahme der Humus- und Bodenkohlenstoffvorräte zu rechnen. Das heisst, die durch Düngung hervorgerufenen N₂O-Emissionen werden teilweise durch die C-Sequestrierung kompensiert.

Bei den produktbezogenen THG-Emissionen zeigen sich nur geringfügige Unterschiede zwischen und Fruchtfolgen und Düngungsvarianten. Höhere THG-Emissionen der gedüngten Varianten werden durch entsprechend höhere Erträge ausgeglichen.

Tabelle 9: Treibhausgasbilanz der Fruchtfolgen 3.2, 4.1 und 5.1, Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen

Kennzahl	ME	Fruchtfolge 3.1		Fruchtfolge 4.1		Fruchtfolge 5.1	
		mit Gärrest	ohne Gärrest	ohne Gärrest	mit Gärrest	ohne Gärrest	ohne Gärrest
Energiebindung	GJ ha ⁻¹	194	266	206	294	211	281
Ernteertrag	GE ha ⁻¹	57	78	63	89	63	82
CO ₂ -Emissionen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	522	898	551	1008	511	908
Saatgut	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	74	74	87	87	70	70
Organ. Dünger	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	0	342	0	408	0	361
Mineraldünger	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	0	0	0	0	0	0
PSM	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	0	0	0	0	0	0
Investitionsgüter	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	38	44	40	48	38	44
Dieselmotorkraftstoff	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	410	439	424	465	404	433
N ₂ O-Emissionen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	827	1653	644	1586	897	1771
C-Sequestrierung	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	382	-286	566	-54	730	-60
THG flächenbezogen	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1731	2266	1760	2539	2138	2618
THG produktbezogen	kg CO ₂ eq GJ ⁻¹	8,9	8,5	8,6	8,6	10,1	9,3
THG produktbezogen	kg CO ₂ eq GE ⁻¹	30,4	29,1	27,9	28,7	33,7	31,9

PSM = Pflanzenschutzmittel

FF 3.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Weißklee – Einsaat von Silomais – 4. Triticale

FF 4.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Grünroggen – Silomais (Pflug) – 4. Triticale

FF 5.1: 1. Klee gras – 2. Winterweizen – 3. Leguminosen-Gemenge – Silomais (Mulch) – 4. Triticale

Ergebnisse am Standort Trossin (LfULG)

Biomasseerträge der Fruchtarten und Fruchtfolgen

Die Erträge der Fruchtarten und Fruchtfolgen sind in Tabelle 10 dargestellt. Um eine Vergleichbarkeit unterschiedlicher Biomassen (z.B. Korn und Stroh) vornehmen zu können, wurden die Erträge in Getreideeinheiten (GE) umgerechnet.

Entsprechend den Standortbedingungen in Trossin sind die Erträge niedrig bis mittel. Die Fruchtarten Mais und Sorghum erreichen die höchsten TM-Erträge von rund 100 bis 120 dt ha⁻¹. Im Jahr 2020 erzielte auch der Winterroggen einen ähnlich hohen TM-Gesamtertrag (Korn und Stroh).

Weit unter dem mittleren TM-Ertrag blieben die Luzerngraserträge im Jahr 2019. Auch im zweiten Anbaujahr von Luzerngras waren die Erträge bei drei Schnitten deutlich unter denen von Mais und Sorghum. Leider konnte im ersten Versuchsjahr (2019) kein ordentlicher Sommerraps etabliert werden. Aus diesem Grund treffen die Versuchsergebnisse nur bedingt auf tatsächliche Rapsenerträge in der Praxis zu.

Statistisch konnten keine Ertragsunterschiede zwischen den nur mineralisch (min.) und den mineralisch und organisch (min./org.) gedüngten Varianten festgestellt werden.

Tabelle 10: Erträge und Getreideeinheiten (GE) am Standort Trossin für die Versuchsjahre 2019-2021

	Jahr	Fruchtart	Produkt	TM-Ertrag dt ha ⁻¹		GE-Faktor nach BMEL	GE-Ertrag	
				min.	min./org.		min.	min./org.
Fruchtfolge 1	2019	Sorghum	GP ¹	122	122	0,68 ²	83	83
			GP	13	14	0,10	1	1
	2020	Mais	GP	98	100	0,78 ²	76	78
			GP	44	46	1,01	44	46
	2021	Winterroggen	Korn	44	46	1,01	44	46
			Stroh	38	35	0,10	4	4
	GP	82	81	—	48	50		
Summe der Ganzpflanzen							209	212
Fruchtfolge 2	2019	Luz.-Gras (Schnitt 1)	0,75 ⁴	6	4	0,75 ⁴	5	3
	2019	Luz.-Gras (Schnitt 2)	0,75 ⁴	9	9	0,75 ⁴	7	7
	2020	Luz.-Gras (Schnitt 1)	0,75 ⁴	23	30	0,75 ⁴	17	23
			0,75 ⁴	20	20	0,75 ⁴	15	15
	2020	Luz.-Gras (Schnitt 3)	0,75 ⁴	25	24	0,75 ⁴	19	18
			1,01	44	39	1,01	44	39
	2021	Winterroggen	0,10	42	37	0,10	4	4
86			86	76	—	49	43	
Summe der Ganzpflanzen							111	109
Fruchtfolge 3	2019	Raps	Korn	7	5	1,30	9	7
			Stroh	27	37	0,10	3	4
			GP	34	42	—	12	10
	2020	Winterroggen	Korn	66	57	1,01	67	58
			Stroh	55	48	0,10	6	5
			GP	121	105	—	72	62
	2021	Triticale	Korn	43	43	1,01	43	43
			Stroh	38	38	0,10	4	4
			GP	81	81	—	47	47
Summe der Ganzpflanzen							131	120
Fruchtfolge 4	2019	Mais	GP	119	122	0,78 ²	93	95
	2020	Grünroggen	GP	31	34	0,30	9	10
			GP	99	121	0,68 ²	67	82
	2021	Winterroggen	Korn	37	42	1,01	37	42
			Stroh	38	37	0,10	4	4
	GP	75	79	—	41	46		
Summe der Ganzpflanzen							211	234

¹ Ganzpflanze; ² Bei Sorghum und Mais wurde der GE-Faktor nach Sorghum (Bericht FNR FKZ: 22019513 vom 01.04.2021 verwendet); ³ Winterzwischenfrucht; ⁴ GE-Faktor für Luzerne nach Steinhöfel (LfULG)

Stickstoffbilanz

Tabelle 11 zeigt die Stickstoffbilanz der angebauten Fruchtarten in Trossin. Die Fruchtarten wurden nach BESyD (Dünge-Bilanzierungs- und Empfehlungssystem des LfULG) gedüngt. Die Vorgaben nach Düngeverordnung wurden eingehalten.

Die N-Bilanzen waren meist ausgeglichen bis leicht positiv (N-Überschuss). Bei einigen Fruchtarten, z.B. Raps, wurde jedoch ein deutlicher N-Überschuss ermittelt. Dieser ergab sich aus der deutlich höheren Ertragsersparnis (Zielertrag), nach dem die Parzellen gedüngt wurden. Beim Raps wurde, trotz Nachsaat, kein akzeptabler Ertrag erzielt.

Positiv ist die N_2 -Fixierung von Leguminosen zu bewerten, was vor allem für den ökologischen Landbau von Bedeutung ist. Daraus ergibt sich ein positives Saldo, was bei der Folgefrucht beachtet werden muss. Beim Mais (2019) wurden negative N-Salden festgestellt.

Die N-Düngeempfehlung für Sorghum (Futterhirse) lag mit 170 kg ha^{-1} sehr hoch. Nach neueren wissenschaftlichen Erkenntnissen (siehe FNR FKZ: 22007010) kann die Düngeempfehlung für Sorghum, z.B. im Dünagesystem BESyD, deutlich reduziert werden.

Auch die Getreidearten haben eine leicht positive N-Bilanz, weshalb bezogen auf die Fruchtfolge die N-Salden doch erheblich sind. Der große Unterschied beim N-Saldo in Fruchtfolge 3 ergibt sich aus den geringeren Erträgen in der mineralisch/organisch gedüngten Variante.

Tabelle 11: Stickstoffbilanz der Fruchtarten und Fruchtfolgen am Standort Trossin

Anbau Jahr	Fruchtfolge	Fruchtart	TM-Ertrag	TM-Ertrag	TM-Ertrag	N ₂ -Fixierleistung ¹	N-Düngegabe	N-Gehalt	N-Gehalt	N-Gehalt	N-Entzug	N-Saldo ¹
			1. Ernteprodukt	2. Ernteprodukt	3. Ernteprodukt	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	1. Ernteprodukt	2. Ernteprodukt	3. Ernteprodukt	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
			dt ha ⁻¹	dt ha ⁻¹	dt ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	%	%	%	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
2019	FF2 min.	Luzernegras	6	9		41,1	40	2,53	2,97		41,9	39,3
	FF2 min./org.		4	9		26,2	40	2,48	2,99		36,8	29,3
	FF3 min.	Raps	7	27			120	3,13	0,62		38,6	81,3
	FF3 min./org.		5	37			120	3,07	0,60		37,5	82,4
	FF4 min.	Mais	119				120	1,28			152,3	-32,3
	FF4 min./org.		122				120	1,15			140,3	-20,3
2020	FF2 min.	Luzernegras	23	20	25	171,3	55	2,72	1,70	3,11	174,3	52,0
	FF2 min./org.		30	20	24	191,0	56	2,74	1,84	3,14	194,4	52,6
	FF3 min.	Winterroggen	66	55			110	1,81	0,72		159,1	-49,1
	FF3 min./org.		57	48			100	1,51	0,50		110,1	-10,1
	FF4 min.	Grünroggen	31				55	1,42			44,0	11,0
	FF4 min./org.		34				45	1,36			46,2	-1,2
	FF4 min.	Sorghum	99				170	1,18			116,8	53,2
	FF4 min./org.		121				170	1,08			130,7	39,3
2021	FF2 min.	Winterroggen	44	42			103	1,54	0,70		97,2	5,8
	FF2 min./org.		39	37			100	1,42	0,70		81,3	18,7
	FF3 min.	Wintertriticale	43	38			120	1,44	0,70		88,5	31,5
	FF3 min./org.		43	38			120	1,25	0,70		80,4	39,6
	FF4 min.	Winterroggen	37	38			120	1,28	0,70		74,0	46,0
	FF4 min./org.		42	37			116	1,23	0,70		77,6	38,4
2019 bis 2021	FF2 min.	Luzernegras +				212,0	198				313,3	96,7
	FF2 min./org.	Winterroggen				227,2	196				312,5	110,7
	FF3 min.	Sommerraps +					350				286,2	63,8
	FF3 min./org.	Wintertriticale					340				228,0	112,0
	FF4 min.	Mais + Grünroggen +					465				387,1	77,9
	FF4 min./org.	Sorghum + Winterroggen					451				394,8	56,2

¹ N-Fixierleistung von Leguminosen durch Luftstickstoff berechnet nach REPRO, Mineralisation sowie Stickstoffbrücken (Winterzwischenfrüchte) wurden nicht berücksichtigt.

Bodenkohlenstoff

In Trossin handelt es sich um einen Mineralboden mit wenig organischer Substanz. Extrem arm an organischer Substanz sind die Bodenschichten ab 30 cm. Die Kohlenstoffgehalte des Bodens wurden langfristig untersucht (Abbildung 10), allerdings war die Messdichte bis zum Jahr 2016 gering (nur drei Messungen). Gegenüber dem Ausgangswert von 1,2 % C_t in der oberen Bodenschicht hat sich der Gesamtkohlenstoffgehalt (und damit die organische Bodensubstanz) in 16 Jahren deutlich verringert auf derzeit etwa 0,7 %. Eine erhöhte Mineralisierung durch gestiegene Temperaturen könnte einen Kohlenstoffabbau begünstigt haben, allerdings nicht in dem hier dargestellten Umfang. Welche Nutzungsform vor 2006 auf dem Standort vorherrschte, ist nicht bekannt. Es ist jedoch davon auszugehen, dass eine ackerbauliche Nutzung vorherrschte.

Während der Versuchsphase wurde die mikrobielle Biomasse (C_{mik}) in 0 - 30 cm Bodentiefe bestimmt. Der C_{mik} -Gehalt beträgt über den Messzeitraum ca. 0,2 t ha^{-1} in allen Düngevarianten und Fruchtfolgen. Es gab keinen Unterschied zwischen den Varianten. Der C_{mik} -Gehalt am Standort Trossin ist entsprechend der standörtlichen Gegebenheiten nach Jörgensen (2019) als sehr niedrig einzuordnen (Klasse 1 < 0,45 t ha^{-1}).

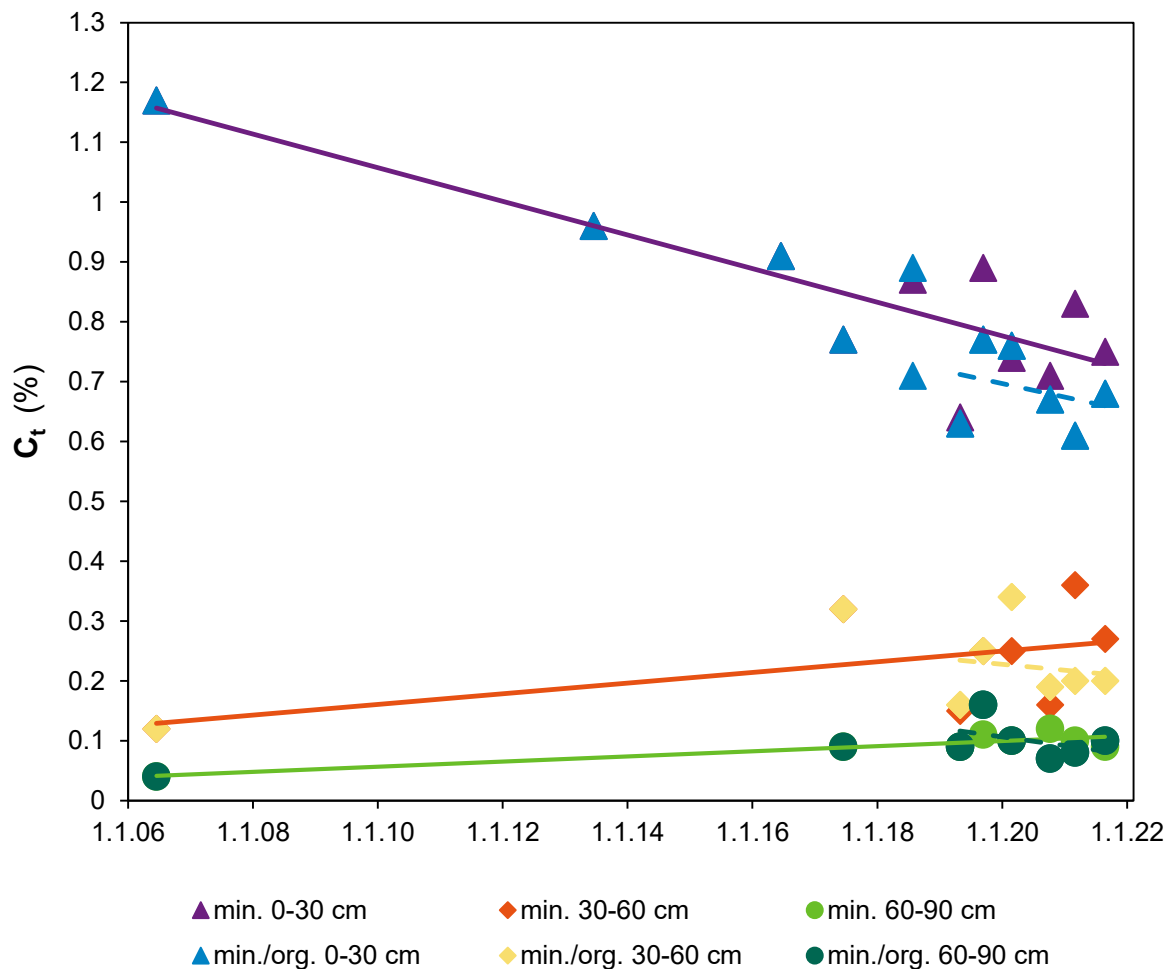


Abbildung 10: Zeitlicher Verlauf des Bodenkohlenstoffgehaltes in Trossin. Fruchtfolge 3, getrennt nach Bodentiefen. Die Variante min./org. wurde erst ab 2019 mineralisch/organisch gedüngt.

Arbeitspaket 4. Messung von N₂O-Flüssen in Versuchen

AP 4.1. Versuche in Viehhausen (TUM)

Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch, Mais-Varianten

Ein Untersuchungsschwerpunkt liegt auf der Fruchtart Mais. Silomais wird im Versuch nach unterschiedlichen Zwischenfrüchten mit differenzierter Bodenbearbeitung und Düngung angebaut (Variantenbeschreibung in Tabelle 12). Neben Lachgasemissionen werden die Erträge, die Stickstoffaufnahme und die Stickstoffbilanz analysiert, um eine agronomische Bewertung der Anbausysteme vornehmen zu können.

Tabelle 12: Variantenbeschreibung und Düngemengen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch-Viehhausen

Variante	Variantenbeschreibung	Fruchtart	Düngung (kg ha ⁻¹ N)
G-Mais	Grünroggen – Mais, Pflug, gedüngt	Silomais	229 – 264
G-Mais-0	Grünroggen – Mais, Pflug, ungedüngt	Silomais	-
M-Mais	Zwischenfrucht – Mais, Mulchsaat, gedüngt	Silomais	229 – 264
U-Mais	Weißklee – Mais, Einsaat in Weißklee, gedüngt	Silomais	172 – 198

In Tabelle 13 sind Ergebnisse zu Erträgen und zur Stickstoffbilanz von Mais bzw. Mais und Winterroggen der drei Versuchsjahre dargestellt.

Tabelle 13: N-Inputs, TM-Erträge, N-Gehalte und N-Entzüge von Silomais sowie N-Salden, Versuchsjahre 2019, 2020 und 2021. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-Test, $p \leq 0.05$).

Jahr	Variante	TM- Ertrag	N-Input	N-Gehalt	N-Entzug Mais	N-Saldo Mais	N-Entzug Mais und Roggen	N-Saldo Mais und Roggen
		t ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	%	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
2019	G-Mais-0	13,6 a	0	0,9 a	118,6 a	-118,6 a	227,2	-227,2 a
	G-Mais	21,1 b	233,0	0,8 a	176,0 ab	57,0 b	327,0	-94,0 b
	M-Mais	19,3 b	233,0	1,0 a	193,5 b	40,0 b		40,0 c
	U-Mais	13,8 a	175,0	0,9 a	127,8 a	47,3 b		47,3 c
2020	G-Mais-0	10,5 a	0	1,0 a	96,9 a	-96,9 a	191,5	-191,5 a
	G-Mais	18,3 b	264,0	1,1 ab	199,7 b	64,3 c	312,0	-48,0 b
	M-Mais	24,4 c	264,0	1,2 b	284,3 c	-20,3 b		-20,3 b
	U-Mais	17,8 b	198,0	1,1 ab	189,2 b	8,8 bc		8,8 b
2021	G-Mais-0	4,2 a	0	1,1 a	45,7 a	-45,7 a	73,5	-73,5 a
	G-Mais	6,5 ab	229,0	1,1 a	71,3 ab	155,5 c	135,0	94,0 bc
	M-Mais	11,0 c	229,0	1,1 a	121,7 b	107,3 bc		107,3 b
	U-Mais	9,1 bc	172,0	1,2 a	107,2 b	64,8 b		64,8 b

In den Jahren 2019 und 2020 wurden am Versuchsstandort in Viehhausen sehr hohe Maiserträge unter ökologischen Bedingungen erzielt. Sowohl der Mais nach Grünroggen als auch der Mulch-Mais überzeugten mit hohen TM-Erträgen. Im Jahr 2020 wurde der signifikant höchste Ertrag mit 24,4 t ha⁻¹ im Mulch-Mais gemessen.

Die Maiserträge fielen im Jahr 2021 vergleichsweise gering aus. Starkregen und kalte Temperaturen nach der Maissaat führten zu einer schlechten Entwicklung der Biomassebildung im Frühjahr. U-Mais und M-Mais wurden zwei bzw. drei Wochen vor G-Mais ausgesät, hatten einen Vorsprung in der Entwicklung und waren besser gegen die Starkregenfälle Mitte Mai geschützt. Dies spiegelt sich auch in den Erträgen wider. Wie auch im Jahr zuvor zeigte der Mulch-Mais die signifikant höchsten Erträge.

In den Grünroggen-Varianten kam es durch die Grünroggenernte zu einem höheren N-Entzug (vgl. Tabelle 14) als in den anderen beiden Varianten ohne Ernte der Zwischenfrucht-Biomasse. Bei der Gesamtbewertung der Systeme muss dies berücksichtigt werden.

Tabelle 14: Erträge, N-Gehalte und N-Entzüge von Grünroggen, Versuchsjahre 2019, 2020 und 2021. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (Tukey-Test, $p \leq 0.05$).

Jahr	Variante	TM-Ertrag t ha ⁻¹	N-Gehalt %	N-Entzug kg ha ⁻¹
2019	G-Mais-0	72,8 bc	1,50 a	108,6 ab
	G-Mais	88,6 c	1,71 ab	151,0 b
2020	G-Mais-0	83,6 c	1,18 a	99,0 a
	G-Mais	90,7 c	1,23 a	111,4 a
2021	G-Mais-0	21,8 a	1,27 a	27,8 a
	G-Mais	48,2 b	1,32 a	63,6 a

Im Folgenden sind die Lachgasemissionen der Mais-Varianten der drei Versuchsjahre dargestellt. Deutliche N₂O-Emissionspeaks traten in allen drei Jahren des Versuchs auf.

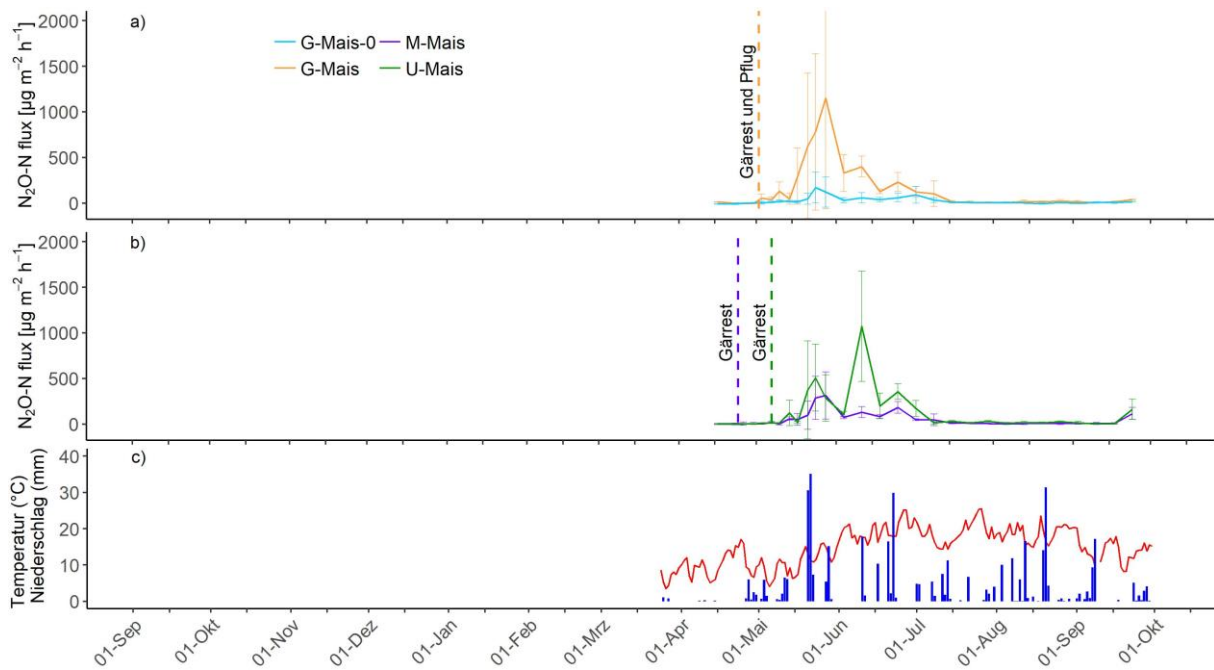


Abbildung 11: N_2O -Emissionen für die Varianten (a) Grünroggen – Mais, ungedüngt und Grünroggen – Mais, gedüngt sowie (b) Zwischenfruchtmischung – Mais (Mulch) und Weißklee – Mais (Einsaat), von April 2019 bis Oktober 2019. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung, (c) zeigt Tagesmitteltemperatur und Niederschlag.

Der Großteil der Emissionen wurde im Jahr 2019 zwischen Anfang Mai und Ende Juli gemessen (Abbildung 11), zeitgleich mit dem Anstieg des mineralischen Stickstoffgehalts im Boden. Zeitlich verzögert nach der Biogasegärrestdüngung, der Bodenbearbeitung und der Saatbettbereitung gab es einen Peak in der gedüngten Grünroggen-Mais-Variante, der über einen längeren Zeitraum anhielt und seinen Höhepunkt am 28. Mai 2019 mit $1153,3\ \mu g\ m^{-2}\ h^{-1}\ N_2O$ -N erreichte.

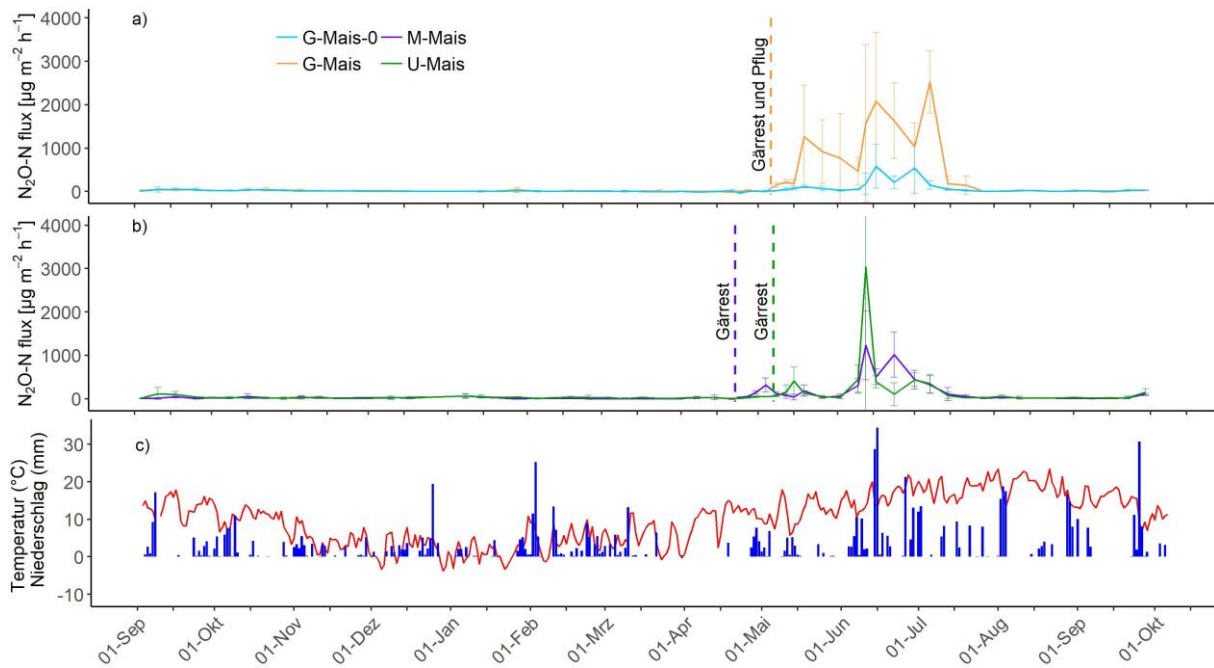


Abbildung 12: N₂O-Emissionen für die Varianten (a) Grünroggen – Mais, ungedüngt und Grünroggen – Mais, gedüngt sowie (b) Zwischenfruchtmischung – Mais, und Weißklee – Mais, von September 2019 bis Oktober 2020. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung, (c) zeigt Tagesmitteltemperatur und Niederschlag.

Während des Winters 2019/2020 waren die N₂O-Emissionen auf einem sehr niedrigen Level.

Die N₂O-Emissionen waren im Jahr 2020 höher als im Jahr 2019 (Abbildung 12 und Abbildung 11). In der gedüngten Grünroggen-Mais-Variante lagen die N₂O-Flüsse über einen längeren Zeitraum bis Mitte Juli 2020 auf einem hohen Niveau und erreichten ihr Maximum mit 2527,1 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ N₂O-N am 7. Juli 2020. Es gab ein starkes N₂O-Emissionsereignis in der Weißklee-Mais-Mulch-Variante im Frühsommer 2020 (3036,0 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ N₂O-N am 12. Juni 2020).

Im Winter 2020/21 wurden im Vergleich zum Vorjahr signifikante Lachgasflüsse gemessen (Abbildung 13). Diese traten in allen Varianten im Oktober nach starken Regenfällen auf und waren am höchsten in der gedüngten Grünroggen-Mais-Variante (1269,7 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ N₂O-N), gefolgt von der ungedüngten Kontrollvariante (1127,2 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ N₂O-N) am 13. Oktober 2020.

Zwischen Dezember und Ende April blieben die Emissionen auf einem niedrigen Niveau und stiegen nach der Düngung und Bodenbearbeitung an. Bei Grünroggen-Mais waren sie jedoch deutlich niedriger als in den Vorjahren (1437,8 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ N₂O-N am 22. Juni 2021). Auffällig ist der sehr hohe Spitzenwert in der Mulch-Mais-Variante mit reduzierter Bodenbearbeitung am 4. Mai 2021, zwei Wochen nach der Düngung (2980,9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ N₂O-N, Abbildung 13).

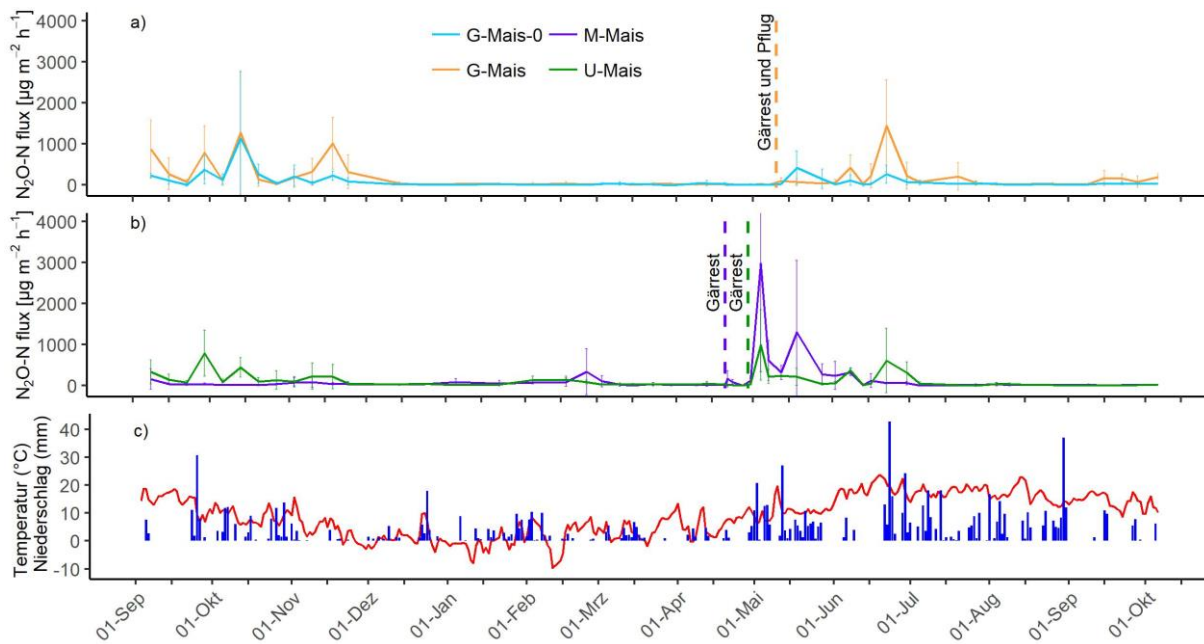


Abbildung 13: N_2O -Emissionen für die Varianten (a) Grünroggen – Mais, ungedüngt und Grünroggen – Mais, gedüngt sowie (b) Zwischenfruchtmischung – Mais, und Weißklee – Mais, für den Zeitraum von September 2020 bis Oktober 2021. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung, (c) zeigt Tagesmitteltemperatur und Niederschlag.

Die kumulierten N_2O -Emissionen der Maisvarianten zeigen signifikante Unterschiede (Tabelle 15). Die signifikant geringsten N_2O -Emissionen wurden in allen Versuchsjahren in der ungedüngten Grünroggen – Mais-Variante und die signifikant höchsten Emissionen in der gedüngten Grünroggen – Mais-Variante gemessen. Auf Grund der hohen Erträge fielen die produktbezogenen Emissionen vergleichsweise gering aus. In der G-Mais-Variante wurde im Jahr 2020 mit $18,3 \text{ t ha}^{-1}$ zwar ebenfalls ein hoher Ertrag erzielt, jedoch wurden in dieser Variante während der Vegetationszeit des Mais $19,0 \text{ N}_2\text{O-N kg ha}^{-1}$ emittiert. Somit ergaben sich in dieser Variante im Jahr 2020 mit $1,04 \text{ kg t}^{-1}$ die signifikant höchsten produktbezogenen N_2O -N-Emissionen.

Tabelle 15: Kumulierte N_2O -Emissionen der Maisvarianten

Jahr	Variante	Total	Winter	Sommer	Produkt- bezogen
		N_2O -N kg ha^{-1}	N_2O -N kg ha^{-1}	N_2O -N kg ha^{-1}	N_2O -N kg t^{-1}
2019	G-Mais-0			1,0 a	0,07 a
	G-Mais			5,6 c	0,27 a
	M-Mais			2,0 ab	0,10 a
	U-Mais			4,9 bc	0,36 a
2020	G-Mais-0	4,0 a	0,7 a	3,2 a	0,30 a
	G-Mais	20,1 b	1,0 a	19,0 b	1,04 b
	M-Mais	7,8 a	1,0 a	6,8 a	0,28 a
	U-Mais	8,2 ab	1,7 b	6,5 a	0,37 a
2021	G-Mais-0	7,3 a	5,0 ab	2,3 a	0,55 a
	G-Mais	15,0 b	9,3 b	5,6 a	0,86 a
	M-Mais	10,2 ab	2,5 a	7,6 a	0,69 a
	U-Mais	9,4 ab	5,1 b	4,3 a	0,47 a

Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch – Winterweizen

Im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch liegt der Fokus der Untersuchungen im Winterweizen auf den Kurz- und Langzeiteffekten von Biogas-Gärresten auf N₂O-Emissionen und N-Dynamik im Boden (Variantenbeschreibung in Tabelle 16).

Tabelle 16: Variantenbeschreibung und Düngemengen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch-Viehhausen

Variante	Variantenbeschreibung	Fruchtart	Düngung (kg ha ⁻¹ N)
oG	langjährig ungedüngt, Pflug	Weizen	-
eoG	erstmalig ungedüngt, Pflug	Weizen	-
mG	langjährig gedüngt, Pflug	Weizen	229 – 264
emG	erstmalig gedüngt, Pflug	Weizen	229 – 264

Ertragswirkungen und Stickstoffbilanz

Im Versuch wurden Weizenerträge von 3,8 t ha⁻¹ (langjährig ungedüngt, 2020) bis 8,1 t ha⁻¹ (langjährig mit Gärresten gedüngt, 2019) ermittelt (Tabelle 17). Gärrestdüngung steigerte die Erträge unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus deutlich, oft um mehr als 50 % gegenüber ungedüngten Varianten. Dies zeigen langjährige Untersuchungen am Standort Viehhausen (Serdjuk et al. 2018, Simon 2021, Bryzinski 2020). Eine sign. Nachwirkung der Gärrestdüngung auf den Weizenertrag war im Jahr 2019 nachweisbar. Die erstmalige Gärrestdüngung brachte geringere Erträge als die langjährige Gärrestdüngung (sign. Ertragsunterschied im Jahr 2019).

Die relativ hohen Erträge und N-Entzüge (bis 162,2 kg ha⁻¹) der gedüngten Varianten sind auf die verhältnismäßig hohen N-Zufuhren (228,7 bis 264,6 kg ha⁻¹) mit den Gärresten zurückzuführen. Unter Berücksichtigung der gemessenen Ammonium-N-Gehalte der Gärreste betrug die Zufuhr an pflanzenverfügbarem NH₄-N in den gedüngten Varianten 97,4 bis 128,8 kg ha⁻¹, das war weniger als der festgestellte N-Entzug. Die im Versuch applizierten Gärrestmengen leiten sich aus dem Biomassertrag der Energiepflanzen des Versuches ab; sie überschritten nicht die Vorgaben der Düngebedarfsermittlung nach Düngeverordnung. Gärrestgaben in dieser Höhe sind in der Untersuchungsregion „Bayerisches Tertiärhügelland“ praxisüblich.

Tabelle 17: Erträge, Proteingehalt, N-Entzug und N-Saldo der Jahre 2019, 2020 und 2021.

Jahr	Variante	N-Input	NH ₄ -N-Input	TM-Ertrag	Proteingehalt	N-Entzug	N-Saldo ¹
		kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	t ha ⁻¹	% DM	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
2019	oG	0		5,3c	10,7a	100,0a	-100,0a
	eoG	0		6,2b	10,6a	115,6ab	-115,6a
	mG	233,4	97,4	8,1a	11,4a	162,2c	69,9b
	emG	233,4	97,4	6,9b	10,7a	132,1b	99,9c
2020	oG	0		3,8b	9,2a	68,1a	-68,1b
	eoG	0		4,4b	9,8a	82,7a	-82,7b
	mG	264,6	128,8	7,0a	10,0a	131,6b	132,4a
	emG	264,6	128,8	6,4a	10,1a	122,2b	141,8a
2021	oG	0		4,6a	10,0a	87,0a	-87,0a
	eoG	0		4,7a	10,2a	89,6a	-89,6a
	mG	228,7	119,5	7,1b	10,9a	144,3b	84,2b
	emG	228,7	119,5	6,1b	11,2a	128,1b	100,7b

¹ Die N-Inputs der N-Bilanz beziehen sich auf die N-Düngung (Gärreste).

Die N-Salden der ungedüngten Varianten waren sehr negativ (-68,1 bis -115,6 kg ha⁻¹); auch auf den langjährig (seit 2005) ungedüngten Parzellen wurden N-Entzüge bis 100 kg ha⁻¹ festgestellt. Dies steht im Zusammenhang mit der Fruchtfolgegestaltung (25 % Klee gras mit hoher N₂-Fixierleistung) und der entsprechenden N-Nachlieferung in der Fruchtfolge.

Die N-Salden der gedüngten Varianten betragen 69,9 bis 141,8 kg ha⁻¹. Hierbei ist zu beachten, dass der organisch gebundene Stickstoff der Gärreste zum Bodenumaufbau beiträgt. Levin et al. (2021) und Simon (2021) fanden im gleichen Versuch enge Beziehungen zwischen dem Input an Gärresten und den C_{org}- und N_{org}-Vorräten des Bodens. Der Klee grasanteil in der Fruchtfolge hatte ebenfalls einen sign. positiven Einfluss auf den Bodenkohlenstoff- und Bodenstickstoffvorrat. Die in der organischen Bodensubstanz gespeicherten N-Mengen sind nicht direkt und unmittelbar verlustgefährdet. Sie erhöhen aber das Stickstoffmineralisationspotenzial.

N₂O-Flüsse im Winterweizen

Nachfolgend werden die N₂O-Emissionen im Winterweizen für den Zeitraum von Ende März 2019 bis Ende August 2021 (Abbildung 14, 15 und 16) dargestellt. Diese Zeitspanne beinhaltet für jedes Versuchsjahr jeweils beide Düngungen sowie die Ernte- und Nacherntezeit mit Bodenbearbeitung.

Die Emissionen nach der Düngung und den Starkregenereignissen (20.05., 21.05., 22.06. und 20.08.2019) fielen in den beiden gedüngten Varianten höher aus als in den ungedüngten Varianten.

Im Jahr 2020 zeigten sich in den beiden gedüngten Varianten deutliche Emissionspeaks kurz nach den Düngergaben. Durch den zugeführten Stickstoff im Gärrest waren die Ammonium- und Nitratvorräte im Boden höher und förderten die Nitrifikation und Denitrifikation. Auffällig ist der Emissionsanstieg aller Varianten nach der Ernte, der auf die Bodenbearbeitung und die anschließende Mineralisation der Ernterückstände zurückzuführen ist. Auch die Nitratwerte aller Varianten stiegen nach der Ernte an.

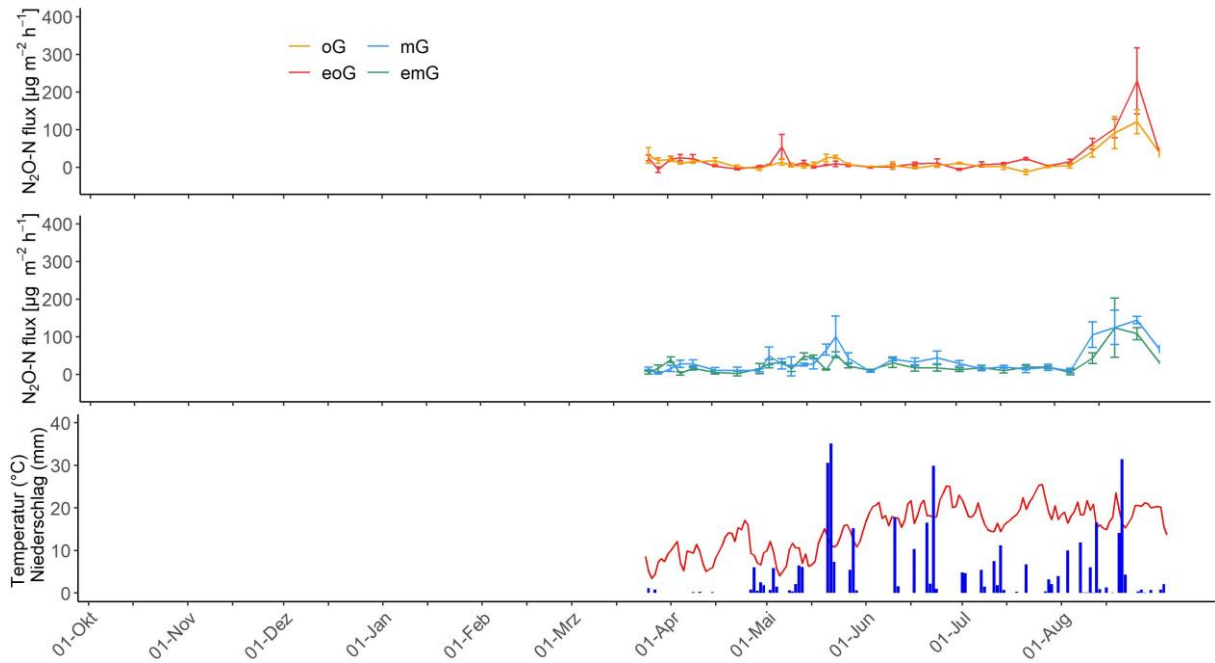


Abbildung 14: N₂O-Emissionen im Winterweizen für die Varianten (a) langjährig ohne Gülle und erstmalig ohne Gülle, (b) langjährig mit Gülle und erstmalig mit Gülle von April 2019 bis Oktober 2019. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung, (c) zeigt Tagesmitteltemperatur und Niederschlag.

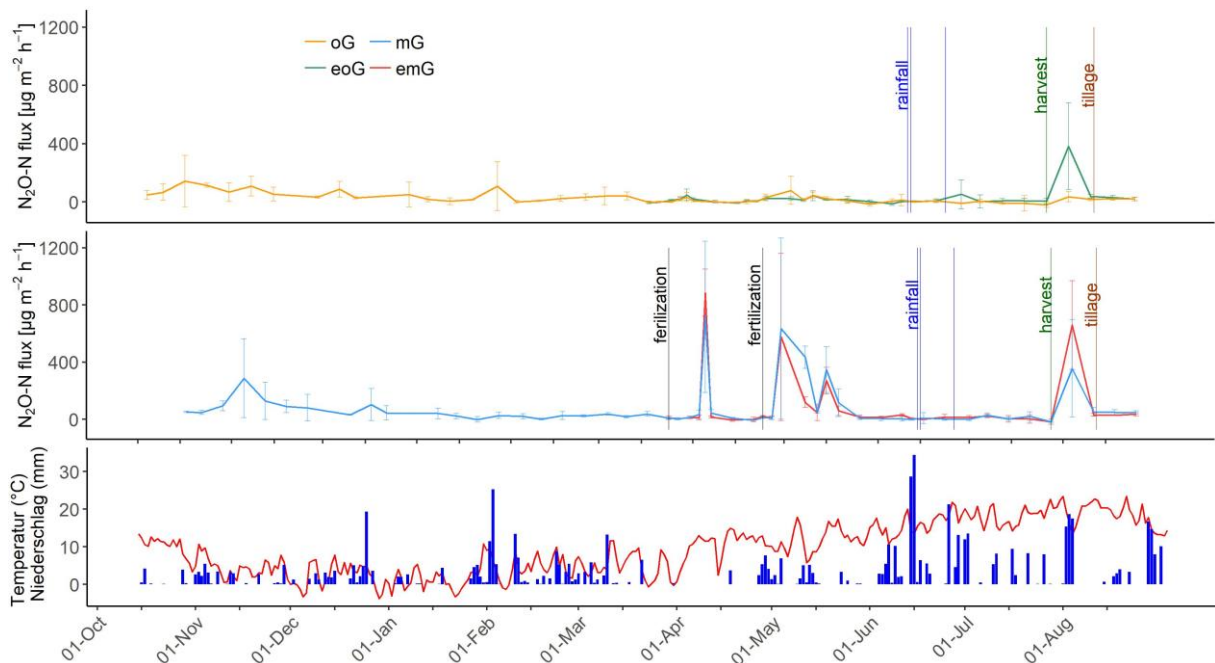


Abbildung 15: N₂O-Emissionen im Winterweizen für die Varianten (a) langjährig ohne Gülle und erstmalig ohne Gülle, (b) langjährig mit Gülle und erstmalig mit Gülle von April 2019 bis Oktober 2020. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung, (c) zeigt Tagesmitteltemperatur und Niederschlag.

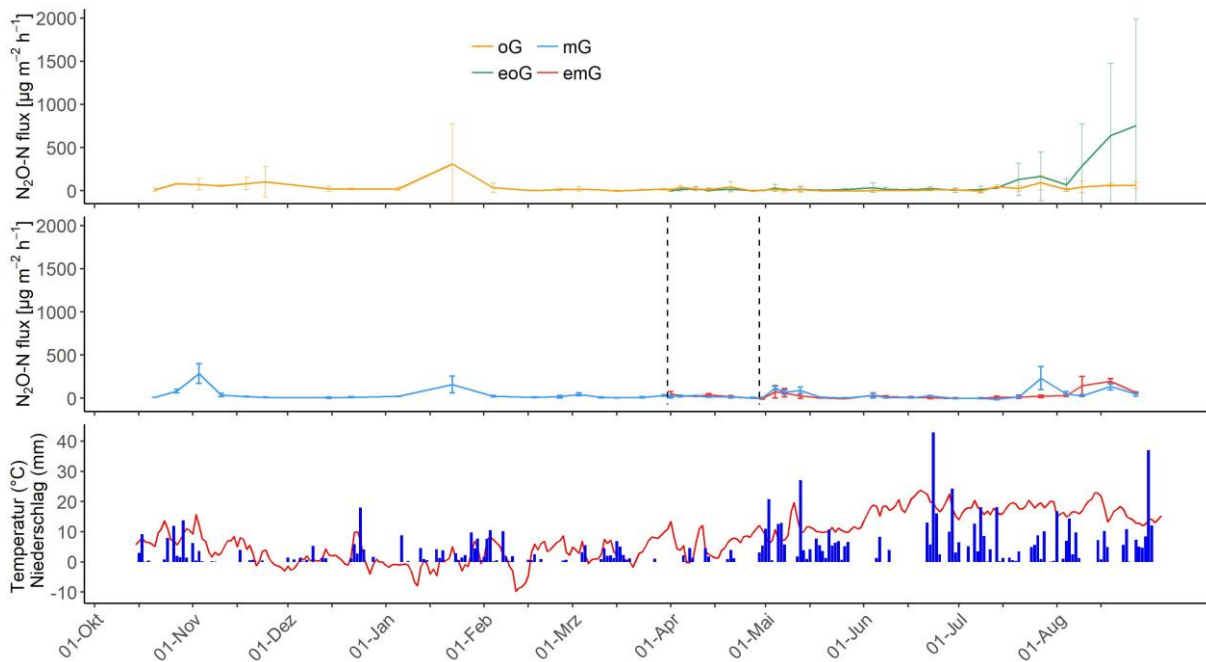


Abbildung 16: N₂O-Emissionen im Winterweizen für die Varianten (a) langjährig ohne Gülle und erstmalig ohne Gülle, (b) langjährig mit Gülle und erstmalig mit Gülle von April 2020 bis Oktober 2021. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung, (c) zeigt Tagesmitteltemperatur und Niederschlag.

Im Jahr 2021 (Abbildung 16) sind, ähnlich wie im Jahr 2019 (Abbildung 14), nur sehr geringe N₂O-Emissionen in den Winterweizen-Varianten gemessen worden. Erhöhte N₂O-Flüsse nach der Gärrestausbringung im Frühjahr sind ausgeblieben. Temperatur und Bodenfeuchtegehalte zum Zeitpunkt der Düngerausbringung waren gering. Auch die Ammonium- und Nitratvorräte im Boden waren sehr gering. Nach der Ernte kam es zu einem kleinen Emissionsanstieg aller Varianten, der auf die Bodenbearbeitung und die anschließende N-Mineralisation zurückzuführen ist. Die Nitratwerte aller Varianten stiegen nach der Ernte leicht an.

Tabelle 18 zeigt die kumulierten N₂O-Emissionen in Winterweizen, basierend auf Messwerten sowie berechnet mit GNOC. Im Jahr 2019 waren die N₂O-Emissionen der Variante mit langjähriger Gärrestdüngung signifikant am höchsten (1,49 kg ha⁻¹), die der ungedüngten Variante am niedrigsten (0,64 kg ha⁻¹). Im Jahr 2020 waren die Unterschiede der N₂O-Emissionen zwischen langjährig gedüngter Variante (3,30 kg ha⁻¹) und ungedüngter Variante (0,39 kg ha⁻¹) noch deutlicher ausgeprägt. Im Jahr 2021 wurden in der erstmalig ungedüngten Variante relativ hohe N₂O-Emissionen gemessen.

Tabelle 18: Kumulierte N₂O-Emissionen für alle Varianten in den Jahren 2019, 2020 und 2021 dargestellt für unterschiedliche Zeiträume und berechnet mit GNOC (Global Nitrous Oxide Calculator) nach Stehfest und Bouwman (2006).

Jahr	Variante	N ₂ O-N Emissionen [kg ha ⁻¹]	N ₂ O-N Emissionen [kg ha ⁻¹]	N ₂ O-N Emissionen [kg ha ⁻¹]	N ₂ O-N Emissionen [kg ha ⁻¹]	N ₂ O-N Emissionen [kg ha ⁻¹]	GNOC [kg ha ⁻¹]
		Sommer	Düngung bis Ernte	Nachernte	Winter	Aussaat bis Ernte	
2019	Zeitraum	26.03.19– 03.09.19 (163 Tage)	26.03.19– 24.07.19 (120 Tage)	24.07.19– 03.09.19 (41 Tage)			24.10.2018– 24.07.2019 (273 Tage)
	oG	0,64 ^a	0,21 ^a	0,43 ^a			1,36
	eoG	0,96 ^a	0,23 ^{ab}	0,74 ^a			1,36
	mG	1,49 ^c	0,75 ^c	0,74 ^a			3,29
	emG	1,06 ^b	0,53 ^d	0,53 ^a			3,29
2020	Zeitraum	24.03.20– 25.08.20 (154 Tage)	24.03.20– 28.07.20 (126 Tage)	28.07.20– 25.08.20 (28 Tage)	14.10.2019– 24.03.2020 (162 Tage)	14.10.2019– 28.07.2020 (288 Tage)	14.10.2019– 28.07.2020 (288 Tage)
	oG	0,39 ^a	0,26 ^a	0,13 ^a	1,91 ^a	2,17	1,36
	eoG	1,16 ^a	0,38 ^a	0,78 ^b			1,36
	mG	3,30 ^b	2,50 ^b	0,79 ^b	2,12 ^a	4,32	3,70
	emG	3,14 ^b	1,92 ^{ab}	1,22 ^b			3,70
2021	Zeitraum	01.04.21– 26.08.21 (147 Tage)	01.04.21– 27.07.21 (117 Tage)	04.08.21 – 26.08.21 (22 Tage)	20.10.2020– 30.03.2021 (161 Tage)	20.10.2020– 27.07.2021 (280 Tage)	20.10.2020– 27.07.2021 (280 Tage)
	oG	0,80 ^a	0,43 ^a	0,27 ^a	2,38 ^a	2,81	1,36
	eoG	3,56 ^a	0,78 ^a	2,56 ^b			1,36
	mG	1,40 ^b	0,74 ^a	0,40 ^{ab}	1,73 ^a	2,47	3,24
	emG	1,26 ^b	0,48 ^a	0,73 ^{ab}			3,24

Systemversuch – ökologische und konventionelle Anbausysteme

Im Systemversuch Viehhausen wurden N₂O-Emissionen in den in Tabelle 19 dargestellten Varianten gemessen. Bei der Auswahl dieser Varianten ging es darum, Energie- und Futterpflanzen (Winterraps, Mais, Luzerne-Klee gras) zu analysieren, die ein relativ hohes (standortspezifisches) N₂O-Emissionspotenzial besitzen. Als Nachfrucht wurde einheitlich Winterweizen angebaut.

Beim Luzerne-Klee gras ist zwischen der Mulch-Nutzung (Gründüngung im Marktfruchtsystem) und Schnittnutzung im Biogassystem zu unterscheiden. Eine kritische Phase hinsichtlich der N-Verluste (Auswaschung und N₂O-Flüsse) ist der Zeitraum nach dem Luzerne-Klee grasumbruch.

Winterraps hinterlässt relativ hohe Mengen an organisch gebundenem Stickstoff in der nicht geernteten Biomasse (Vinzent et al. 2017), die schnell mineralisiert werden können. Silomais besitzt ein hohes N₂O-Emissionspotenzial, wie die Untersuchungen im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch zeigen.

Tabelle 19: Variantenbeschreibung und Düngemengen im Systemversuch-Viehhausen

Anbausystem	Fruchtart	Fruchtart	N-Düngung Organisch kg ha ⁻¹ N	N-Düngung mineralisch kg ha ⁻¹ N
Konv. Milchvieh-Gülle	Winterraps	Winterweizen	85/0	120/150
Konv. Marktfrucht	Winterraps	Winterweizen	0/0	190/150
Konv. Milchvieh-Gülle	Silomais	Winterweizen	145/0	40/150
Konv. Marktfrucht	Körnermais	Winterweizen	0/0	125/150
Öko. Biogas	Luzerne-Klee gras	Winterweizen	0/70	0/0
Öko. Marktfrucht	Luzerne-Klee gras	Winterweizen	0/0	0/0

Abbildung 17 stellt die N₂O-Flüsse des konventionellen Marktfrucht- und Milchvieh-Gülle-Systems für den Zeitraum von September 2019 bis August 2021 dar. Die untersuchten Fruchtfolgeglieder bestehen aus Mais (Silo- oder Körnermais) und Weizen. Emissionspeaks traten in beiden Varianten in und beiden Jahren nach der Düngerausbringung auf und fielen in der Marktfrucht-Variante etwas höher aus. Dies spiegelt sich auch in den kumulierten Emissionen wieder (Tabelle 20).

Die beiden ökologischen Anbausysteme, bestehend aus einem Marktfrucht- und einem Biogas-System beinhalten das Fruchtfolgeglied Luzerne-Klee gras – Winterweizen (Abbildung 18). Die N₂O-Emissionen waren während des Winters und des Frühjahrs 2020 gering. Ein Emissionspeak trat in der Marktfrucht-Variante nach dem Mulchen auf. Beim Luzerne-Klee gras in der Biogas-Variante zeigten sich keine Emissionspeaks nach den Schnitten. Nach dem Klee gras-Umbruch kam es in beiden Varianten zu einem leichten Anstieg der Emissionen. Beim Vergleich der beiden ökologischen Anbausysteme ergaben sich für das Marktfruchtsystem deutlich höhere kumulierte N₂O-Emissionen. Diese traten vor allem während der Vegetationszeit des Luzerne-Klee grasses auf (Tabelle 20) und sind auf die Mulch-Nutzung in diesem System zurückzuführen.

In Abbildung 19 sind die N₂O-Emissionen des Fruchtfolgeglieds Winterraps – Winterweizen dargestellt. Auch in diesen Varianten traten Emissionspeaks nach der Düngerausbringung aus. Diese fielen in der Milchvieh-Gülle-Variante im Jahr 2020 etwas höher aus (Tabelle 20). Auffällig sind die hohen N₂O-Emissionspeaks nach der Rapsernte, die durch hohe Mengen organisch gebundenen Stickstoffs in den Ernte- und Wurzelrückständen begünstigt wurden (vgl. Vinzent et al., 2018).

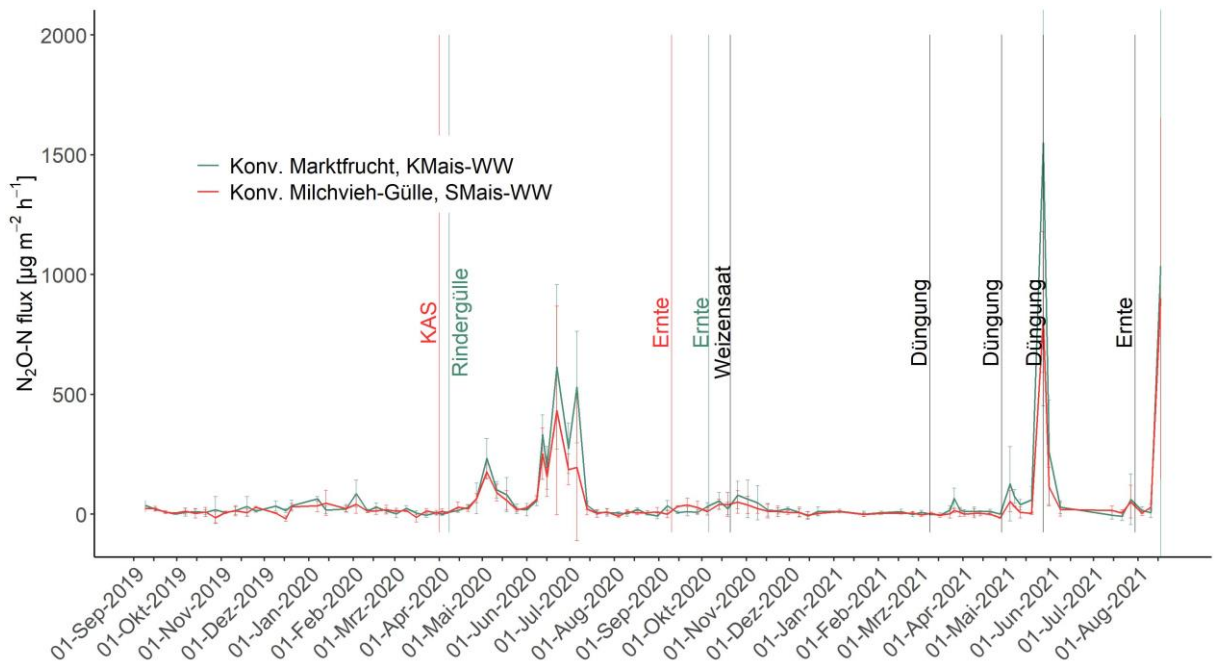


Abbildung 17: N_2O -Emissionen im Fruchtfolgeglied Körnermais – Winterweizen (konventioneller Marktfruchtbau) und Silomais – Winterweizen (konventionelles Milchviehsystem mit Gülle) von September 2019 bis August 2021. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung.

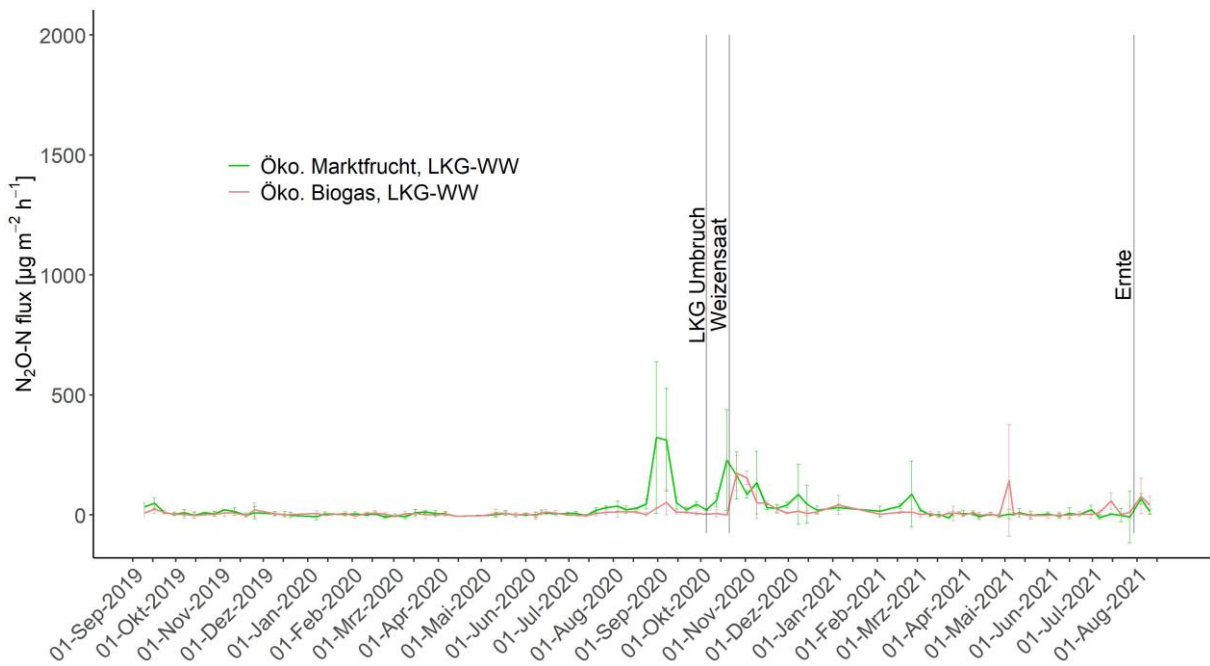


Abbildung 18: N_2O -Emissionen im Fruchtfolgeglied Luzerne-Klee gras (gemulcht) – Winterweizen (ökologischer Marktfruchtbau) und Luzerne-Klee gras (geschnitten) – Winterweizen (ökologisches Biogassystem mit Gärrestdüngung) von September 2019 bis August 2021. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung.

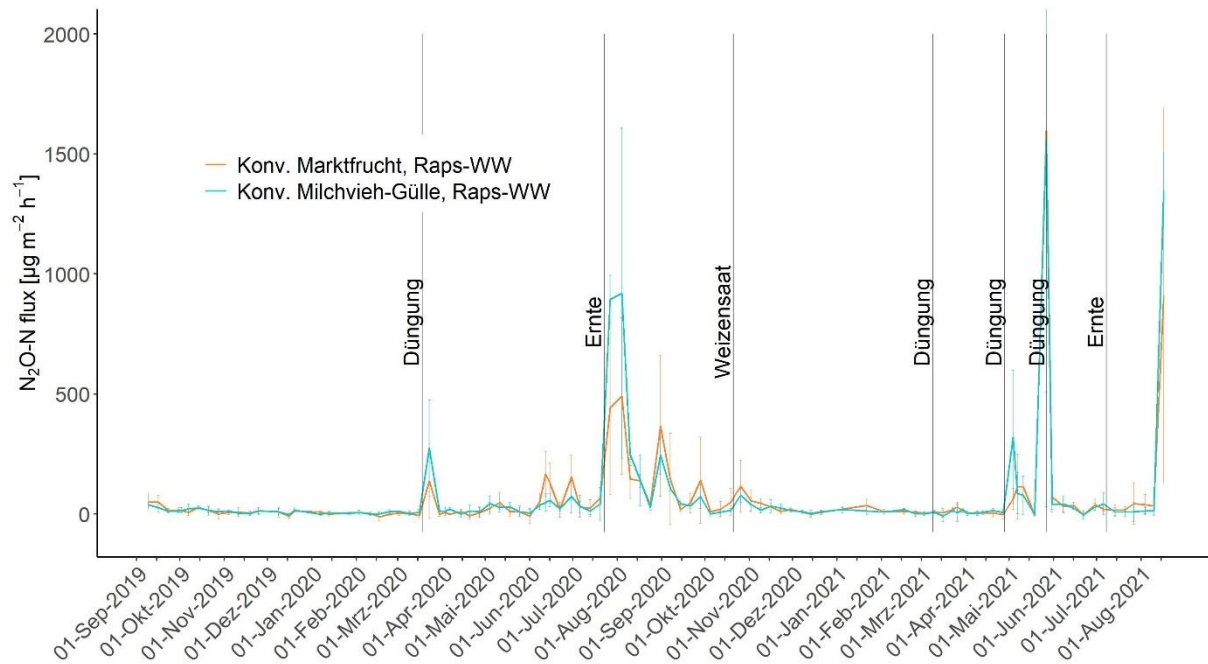


Abbildung 19: N_2O -Emissionen im Fruchtfolgeglied Winterraps – Winterweizen (konventioneller Marktfruchtbau) und Winterraps – Winterweizen (konventionelles Milchviehsystem mit Gülle) von September 2019 bis August 2021. Fehlerbalken veranschaulichen die Standardabweichung.

Tabelle 20: Kumulierte N_2O - Emissionen der sechs unterschiedlichen Anbausysteme im Systemversuch.

Anbausystem	Fruchtart 2019/20	Fruchtart 2020/21	Kumulierte N_2O -Emissionen $kg\ ha^{-1}$ 09.09.2019- 12.10.2020	Kumulierte N_2O -Emissionen $kg\ ha^{-1}$ 19.10.2020- 17.08.2021
Konv. Milchvieh-Gülle	Winterraps	Winterweizen	6,31	3,60
Konv. Marktfrucht	Winterraps	Winterweizen	5,01	3,67
Konv. Milchvieh-Gülle	Silomais	Winterweizen	3,82	2,90
Konv. Marktfrucht	Körnermais	Winterweizen	5,35	4,85
Öko. Biogas	Luzerne-Kleegras	Winterweizen	0,60	1,67
Öko. Marktfrucht	Luzerne-Kleegras	Winterweizen	2,02	1,97

Der Systemvergleich in Tabelle 20 zeigt deutlich geringere N_2O -Emissionen im ökologischen Landbau. Das geringste N_2O -Emissionspotenzial weist das ökologische Biogassystem auf. Hier wirkte sich die Biomassernte des Kleegrases emissionsmindernd aus. Auch im nachgebauten Winterweizen waren die N_2O -Emissionen der Biogasvariante etwas geringer als die der Marktfrucht-Variante, obwohl der Winterweizen in der Biogas-Variante mit Gärresten gedüngt wurde.

Die N_2O -Emissionen der mineralisch gedüngten Weizen-Varianten übertrafen die der ökologischen Weizen-Varianten deutlich. Besonders hohe N_2O -Emissionen wurden im Winterraps und im Körnermais gemessen. Unter den Versuchsbedingungen waren die Emissionen dieser Fruchtarten viel höher als die von Luzerne-Kleegras.

Im Folgenden sind die Ammonium- und Nitratvorräte für Varianten des Systemversuchs dargestellt (Abbildung 20 bis 22). Die Anstiege der mineralischen Stickstoffvorräte fielen in den konventionellen Varianten nach der Düngerausbringung deutlich höher aus als in den nicht gedüngten ökologischen Systemen. Im ökologischen Marktfrucht-System zeigten sich im Frühjahr 2021 deutliche Anstiege der Ammoniumvorräte.

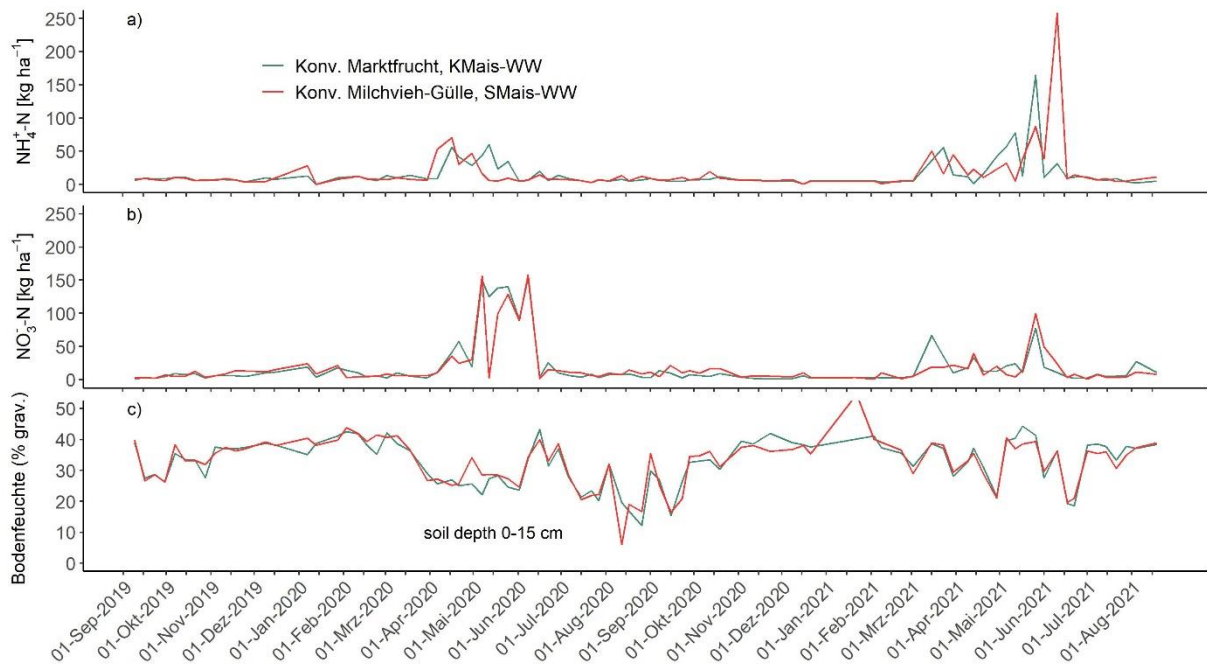


Abbildung 20: (a) Ammonium-N-Dynamik, (b) Nitrat-N-Dynamik sowie (c) Bodenfeuchtedynamik der Anbausysteme konventionelles Marktfruchtssystem mit den Fruchtfolgegliedern Körnermais – Winterweizen und konventionelles Milchvieh-Gülle-System mit den Fruchtfolgegliedern Silomais – Winterweizen, dargestellt für den Zeitraum von Anfang September 2019 bis Mitte August 2021.

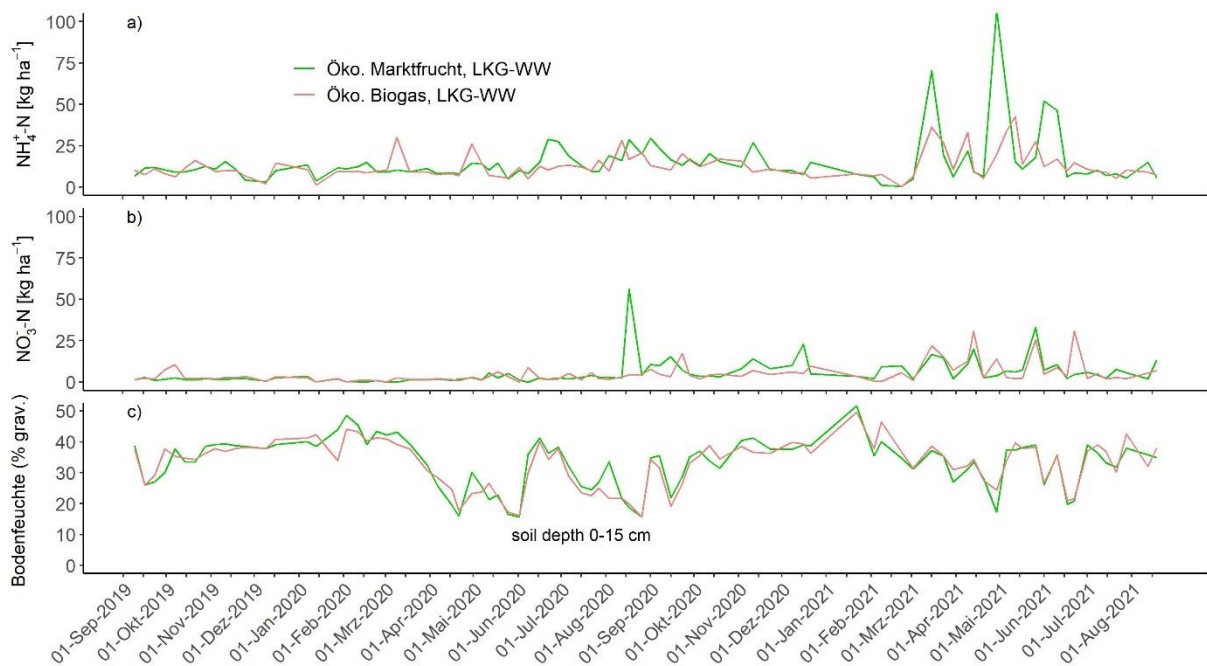


Abbildung 21: (a) Ammonium-N-Dynamik, (b) Nitrat-N-Dynamik sowie (c) Bodenfeuchtedynamik der Anbausysteme ökologisches Marktfruchtssystem mit den Fruchtfolgegliedern Luzerne-Klee-Gras – Winterweizen und ökologisches Milchvieh-Gülle-System mit den Fruchtfolgegliedern Silomais – Winterweizen, dargestellt für den Zeitraum von Anfang September 2019 bis Mitte August 2021.

Biogassystem mit den Fruchtfolgegliedern Luzerne-Klee-Gras – Winterweizen, dargestellt für den Zeitraum von Anfang September 2019 bis Mitte August 2021.

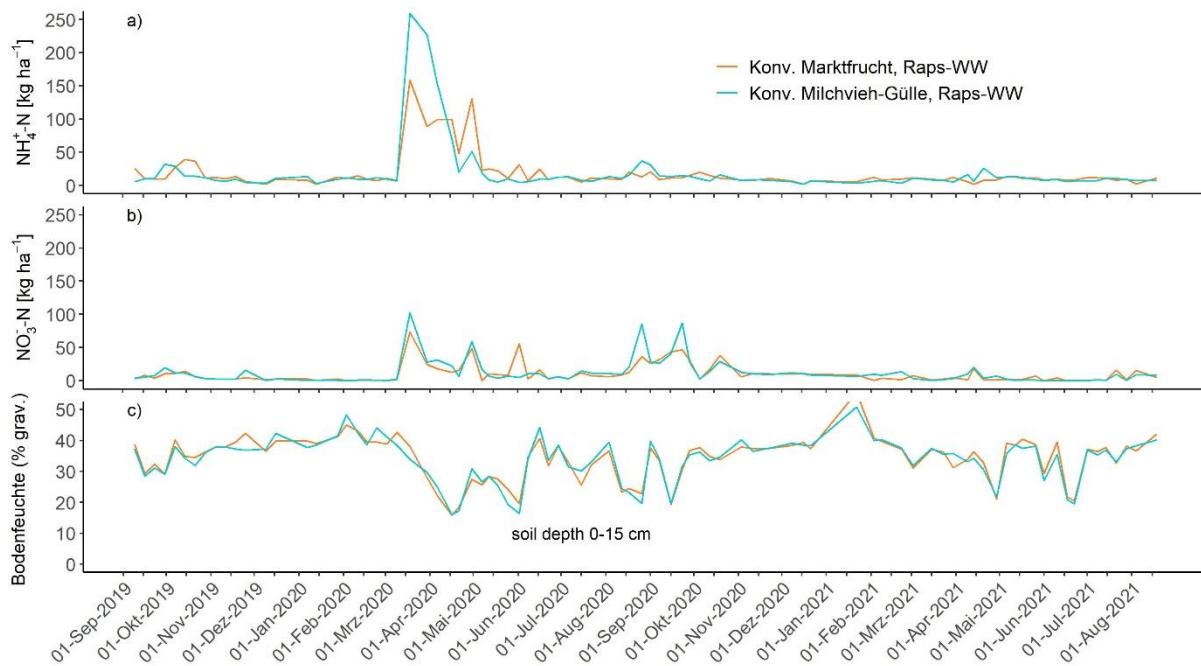


Abbildung 22: (a) Ammonium-N-Dynamik, (b) Nitrat-N-Dynamik sowie (c) Bodenfeuchtedynamik der Anbausysteme konventionelles Marktfruchtssystem mit den Fruchtfolgegliedern Raps – Winterweizen und konventionelles Milchvieh-Gülle-System mit den Fruchtfolgegliedern Raps – Winterweizen, dargestellt für den Zeitraum von Anfang September 2019 bis Mitte August 2021.

AP 4.2. Versuche in Trossin (LfULG)

Gemessene Bodenfeuchten in Trossin

Für den Standort Trossin ist der permanente Welkepunkt bei einem WFPS von 20% definiert. Aus den Abbildungen 23 bis 26 kann abgeleitet werden, dass sehr trockene Bedingungen in den Oberböden von Juli bis September 2019, von April bis August 2020 sowie im Juni 2021 vorherrschten.

Mit verschiedenen Bodenfeuchte-Messmethoden wurden Varianten mit unterschiedlichen Fruchtarten, Fruchtfolgen, mineralischer und mineralisch/organischer Düngung verglichen. Abbildung 23 zeigt den Bodenfeuchteverlauf der Fruchtfolgen 1, 2 und 4, der mittels DTR-Bodenfeuchte-Sonden gemessen wurde. Die Bodenfeuchten unter den einzelnen Fruchtarten unterscheiden sich signifikant.

Im Hochsommer 2019 wurden unter Luzernegras (blau) höhere Bodenfeuchten in 40 cm Bodentiefe gemessen als unter Mais (FF4-gelb 2019) und Futterhirse (FF1-grün 2019). Im April 2020 ist der Wasserhaushalt unter dem Luzernegras (blau) bereits beansprucht, da es als mehrjährige Kultur bereits ab Beginn der Vegetationszeit wächst. Die Futterhirse (FF4-gelb 2020) benötigt die Hauptwassermenge erst im August und September. Der Mais (FF1- grün 2020) liegt zeitlich etwas vor der Futterhirse. Im Winter werden die Bodenwasservorräte in der Regel wieder aufgefüllt. Am Beispiel der Bodenfeuchte kann somit gezeigt werden, dass sich Vielfalt bei den landwirtschaftlichen Kulturen risikomindernd auswirkt, da die Kulturen zu unterschiedlichen Zeiten unterschiedliche Mengen an Wasser benötigen.

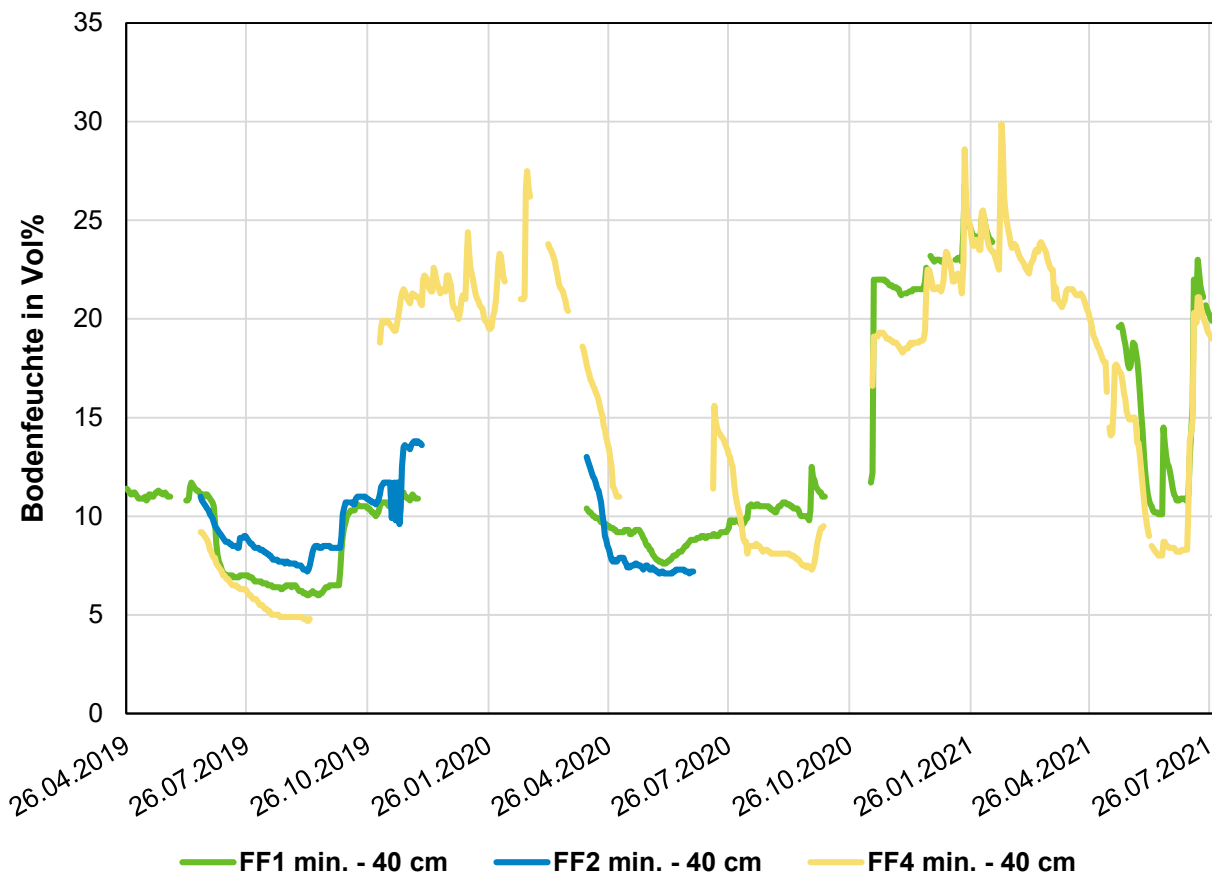


Abbildung 23: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte in Vol% in 40 cm Tiefe bei mineralischer Düngung, getrennt nach Fruchtfolgen am Standort Trossin

Die Abbildungen 24, 25 und 26 zeigen den Bodenfeuchteverlauf der Fruchtfolge 1 in 20, 40 und 60 cm Bodentiefe; verglichen wird zwischen mineralischer und mineralisch/organischer Düngung. In allen

3 Bodenschichten lag die Bodenfeuchte der mineralisch/organischen Düngevariante signifikant leicht über der nur mineralisch gedüngten Variante. Dies zeigt die positive Wirkung der organischen Düngung auf die Bodenfeuchte.

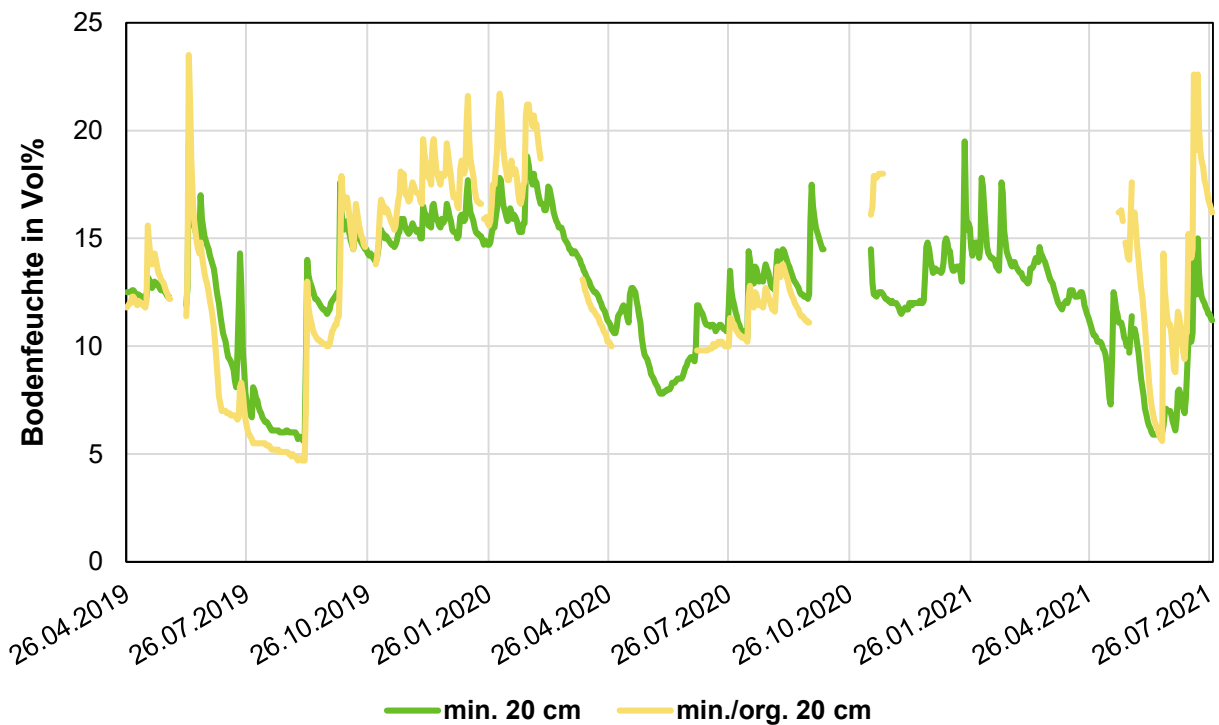


Abbildung 24: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte in Vol% der Fruchtfolge 1 in 20 cm Tiefe am Standort Trossin

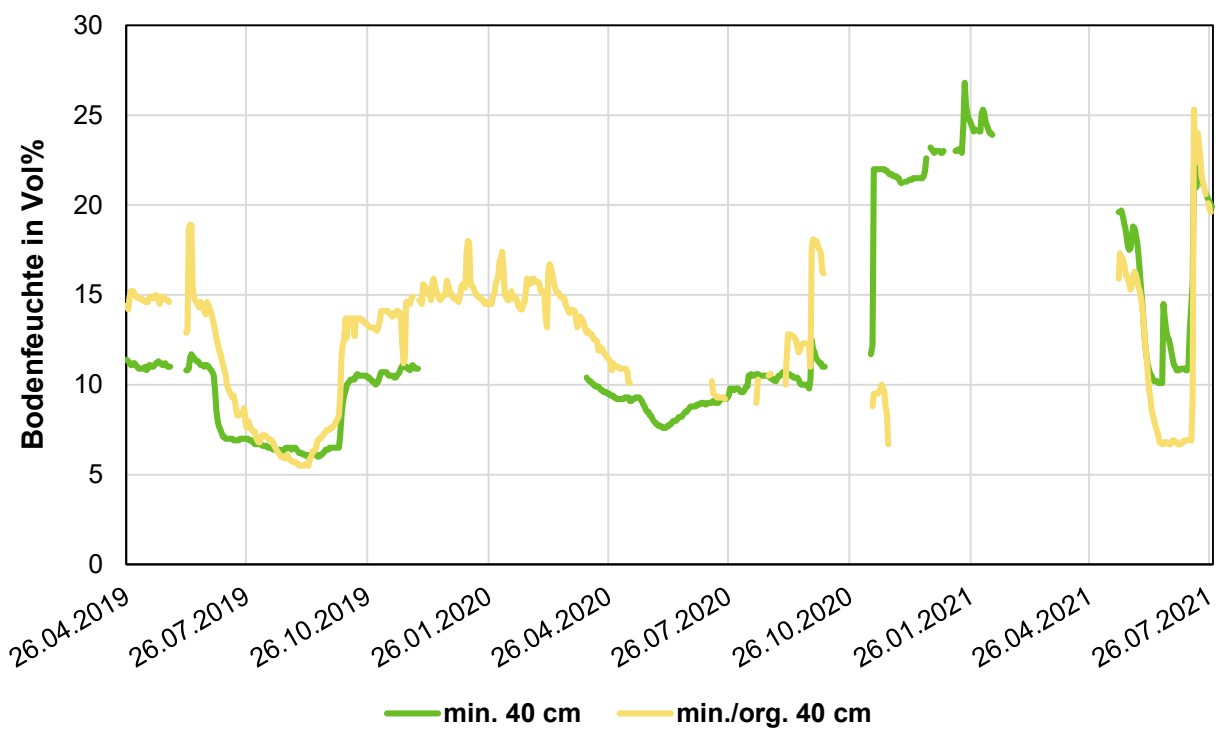


Abbildung 25: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte in Vol% der Fruchtfolge 1 in 40 cm Tiefe am Standort Trossin

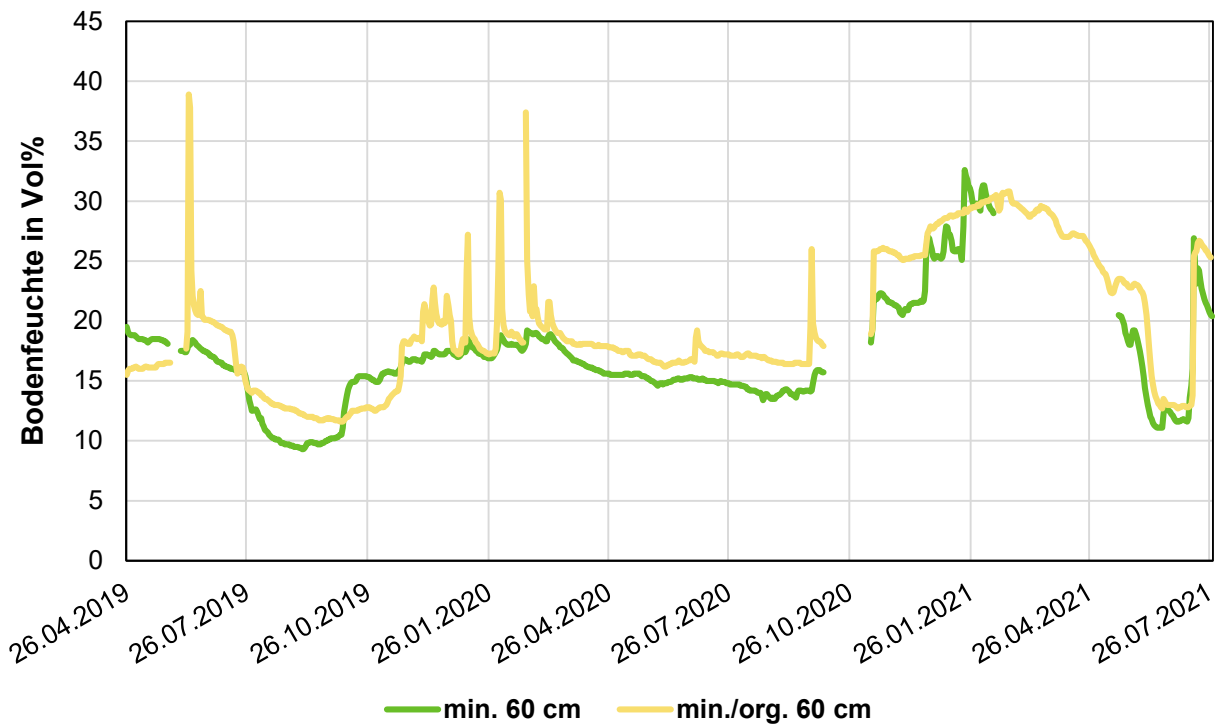


Abbildung 26: Zeitlicher Verlauf der Bodenfeuchte in Vol% der Fruchtfolge 1 in 60 cm Tiefe am Standort Trossin

Lachgasmessungen

Im Zeitraum vom 01.04.2019 bis 24.09.2021 wurden an den Versuchsstandorten Viehhausen und Trossin regelmäßige Gasmessungen mit manuellen Hauben durchgeführt.

Hierfür wurden in der 2-faktoriellen Blockanlage in drei Fruchtfolgen (jeweils vierfach wiederholt) insgesamt 24 Messrahmen fest im Boden installiert.

Die Beprobung erfolgte nach den Standards für manuelle Haubenmessungen nach *De Klein & Harvey* (2015). Am Tag der Probenahme wurden auf den Messrahmen luftdichte Hauben aufgesetzt und in einem 20 Minuten-Intervall pro Messrahmen vier Gasproben entnommen. Zur Probenahme wurde über abschließbare Ventile eine elektrische Pumpe an die Haube angeschlossen und ein Glasvial für 85 Sekunden mit Luft aus dem Haubeninneren gespült und anschließen für 5 bis 10 Sekunden befüllt. Beprobungen in Mais und Futterhirse erfolgten mit geteilten Hauben (vgl. Olf et al., 2017).

Die befüllten Glasvials wurden nach Abschluss der Probenahme in das Labor des Thünen-Instituts für Agrarklimaschutz in Braunschweig gesendet und dort mit einem Gaschromatographen (GC) analysiert. Für jedes einzelne befüllte Glasvial wurde die Lachgaskonzentration in ppb (parts per billion) ermittelt. Mit den Analyseergebnissen der Gaschromatographie wurden im folgenden Arbeitsschritt Lachgasflüsse unter Verwendung der Programmierung „R“ und dem „R“ Package „gasfluxes“ kompiliert (vgl. Fuss, 2020). Die Berechnung der N_2O -Flussraten erfolgte nach Fuß (2016). Die Abschätzung der gemessenen Gesamt- N_2O -Emissionen erfolgte kumulativ nach Vincent et al. (2017) und die Umrechnung in CO_2 -Äquivalenten (CO_2eq) mit dem Faktor 298 für N_2O (nach IPCC Myhre et al., 2013).

Im Ergebnis konnten Lachgasflüsse für N_2O-N in $\mu g m^{-2} h^{-1}$ für den jeweiligen Probenzeitpunkt und die jeweilige Parzelle berechnet werden. Mit den einzelnen Ergebnissen wurden abschließend Mittelwerte, Standardabweichungen und, durch lineare Interpolation, kumulierte Lachgasflüsse in $kg ha^{-1}$ für die gesamte Fruchtfolge berechnet.

Gemessene N₂O-Emissionen in Trossin

Abbildung 27 zeigt die gemessenen N₂O-N-Stoffflüsse für die Fruchtfolge 2 (Luzernegras – Luzernegras – Winterroggen) am Standort Trossin im Messzeitraum (April 2019 bis 24.09.2021, letzter Messzeitpunkt). Die N₂O-N-Flüsse in dieser Fruchtfolge waren sehr gering und überschritten nur zu wenigen Terminen 50 µg m⁻² h⁻¹. In der mineralisch gedüngten Variante traten zum Teil etwas höhere Lachgasflüsse auf als in der mineralisch-organisch gedüngten Variante (siehe auch kumulierte N₂O-Emissionen in Tabelle 21). Die höchsten Emissionen wurden nach dem Umbruch des Luzernegrases und nach der Düngerapplikation im Frühjahr 2021 gemessen. Nach der Düngung wurden teilweise sehr hohe N_{min}-Vorräte bis zu 500 kg ha⁻¹ in der mineralisch-organisch gedüngten Variante im Frühjahr 2021 ermittelt.

Abbildung 28 zeigt die N₂O-N-Stoffflüsse für die Fruchtfolge 3 (Sommerraps – Winterroggen – Wintertriticale) im Messzeitraum. Auch in der Fruchtfolge 3 waren die Lachgasemissionen fast durchgehend auf niedrigem Niveau. Nach Düngungsterminen wurden z.T. N₂O-N-Flüsse von etwa 50 µg m⁻² h⁻¹ ermittelt. Zwischen der mineralisch und der mineralisch-organisch gedüngten Variante zeigten sich keine bedeutenden Unterschiede bei den N₂O-Flüssen. Auch in dieser Fruchtfolge wurden relativ hohe N_{min}-Vorräte von 150 bis 300 kg ha⁻¹ ermittelt, vor allem nach Düngeterminen, zum Teil aber auch über längere Zeiträume andauernd.

Für Fruchtfolge 4 (Silomais – Grünroggen – Sorghum – Winterroggen) zeigt Abbildung 29 die gemessenen N₂O-N-Stoffflüsse. In dieser Fruchtfolge gab es ein Emissionsereignis mit N₂O-N-Flüssen von 500 µg m⁻² h⁻¹ nach Bodenbearbeitung und Düngerapplikation im Frühjahr 2020 beim Anbau von Sorghum. Die N₂O-Emissionen bei Mais (2019) und Sorghum (2020) waren deutlich höher als die der anderen Fruchtarten am Standort Trossin (siehe auch Detaildarstellungen in den Abbildungen 30 und 31). Auch in Fruchtfolge 4 wurden hohe N_{min}-Vorräte, teilweise bis 400 kg ha⁻¹ ermittelt, wobei die Werte der mineralisch gedüngten Variante oft die der mineralisch-organisch gedüngten Variante übertrafen.

Aus den Untersuchungen lässt sich ableiten, dass in den Fruchtfolgen 2 und 3 keine relevanten N₂O-Emissionen entstanden. In der Fruchtfolge 4 wurden höhere N₂O-Emissionen gemessen. Die Lachgasemissionen in Fruchtfolge 4 wurden maßgeblich durch die Emissionsereignisse im Zeitraum Mitte Mai bis Mitte Juni in den Jahren 2019 und 2020 (ausschließlich in den Sommermonaten) bestimmt. Dies zeigt Parallelen zu den hohen N₂O-Emissionen beim Maisanbau am Standort Viehhausen, die ebenfalls auf wenige Monate im Frühjahr nach der Bodenbearbeitung und Düngung beschränkt waren. Allerdings waren die N₂O-Emissionen in Viehhausen standortbedingt viel höher als in Trossin.

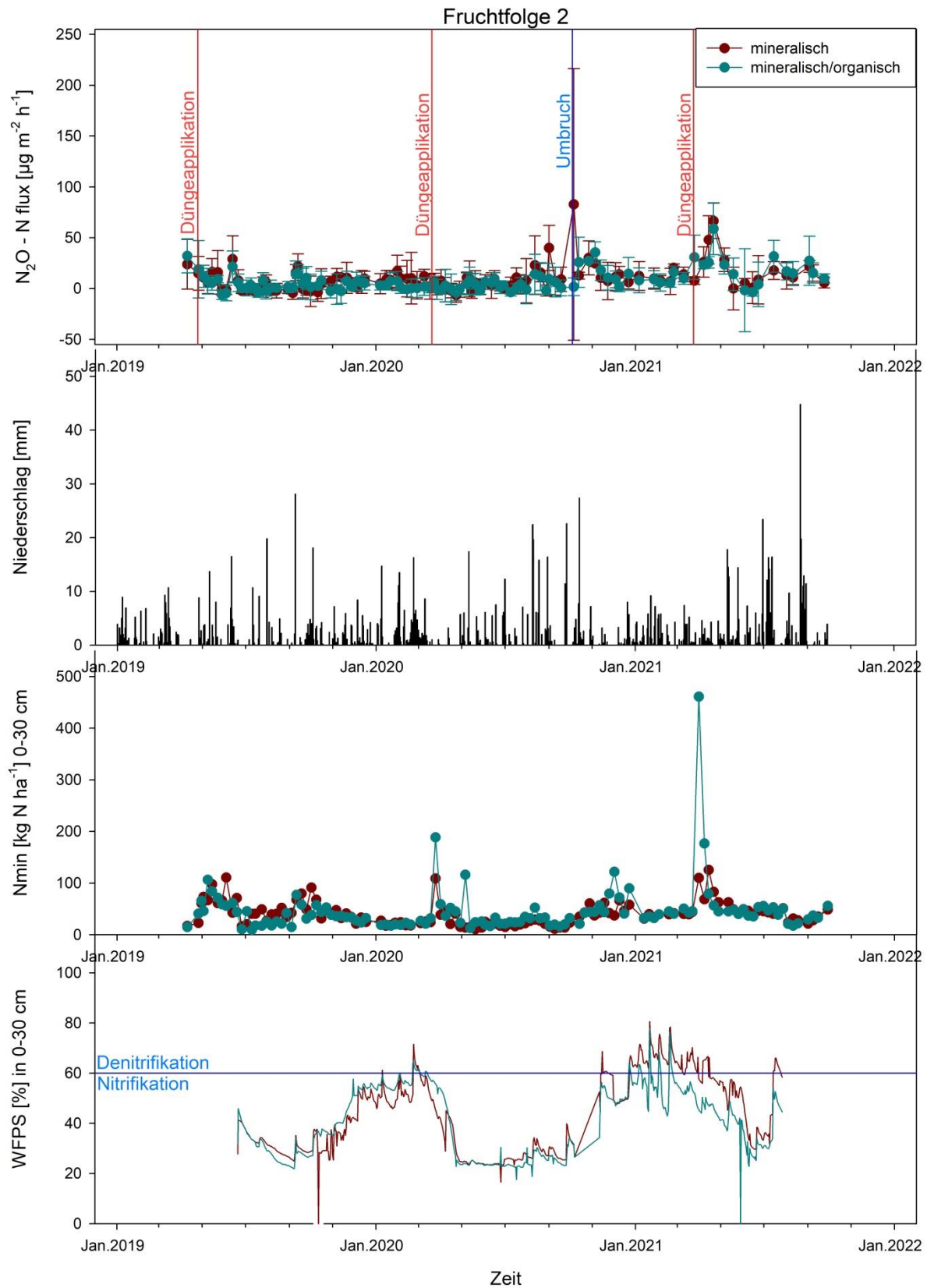


Abbildung 27: N_2O -N-Fluss ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$), Niederschlag (mm d^{-1}), N_{min} (kg N ha^{-1}) sowie WFPS (%) in 0-30 cm Bodentiefe über den Messzeitraum für Fruchtfolge 2 am Standort Trossin

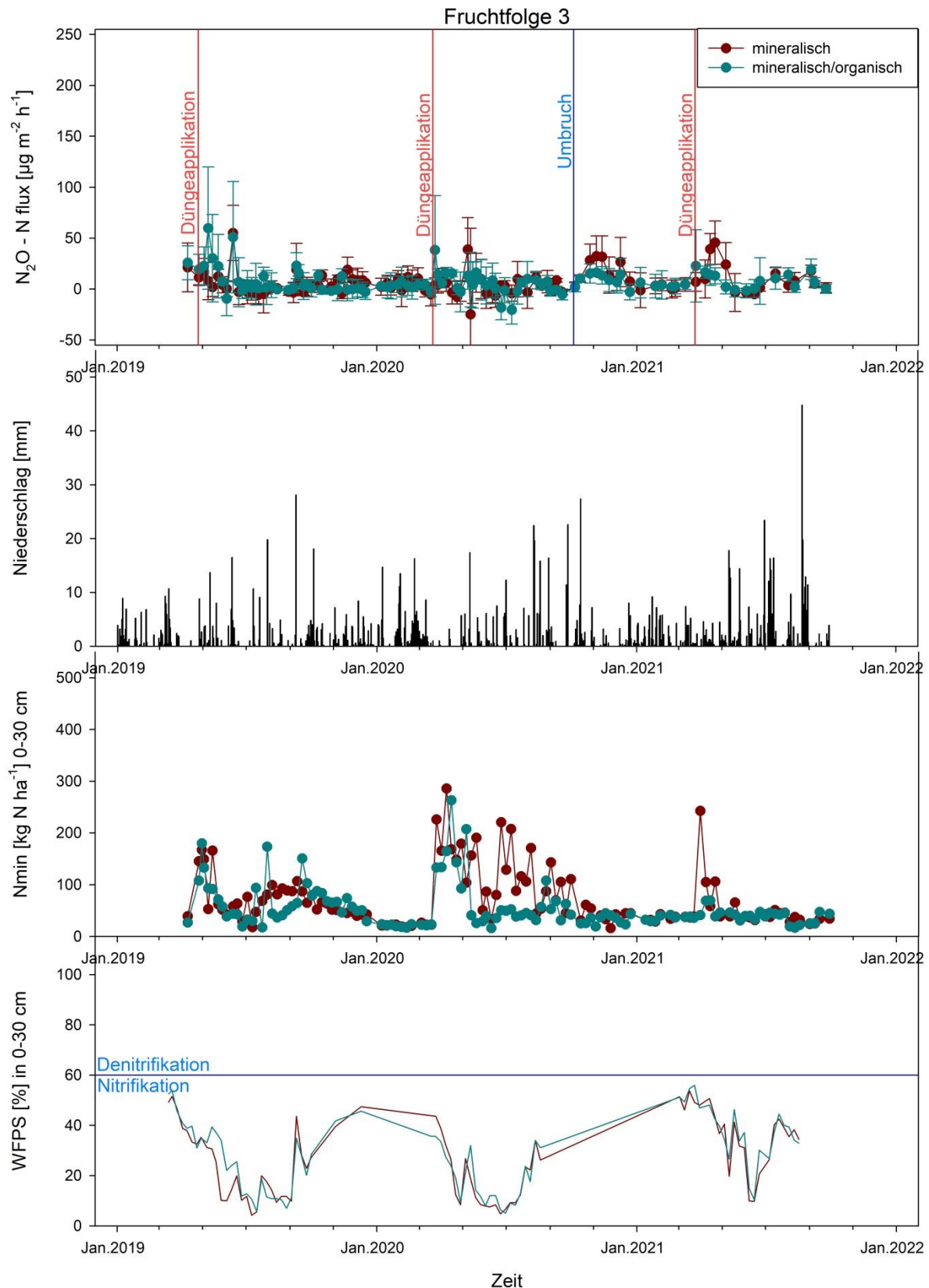


Abbildung 28: N_2O -N-Fluss ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$), Niederschlag (mm d^{-1}), N_{min} (kg N ha^{-1}) sowie WFPS (%) in 0-30 cm Bodentiefe über den Messzeitraum für Fruchtfolge 3 am Standort Trossin

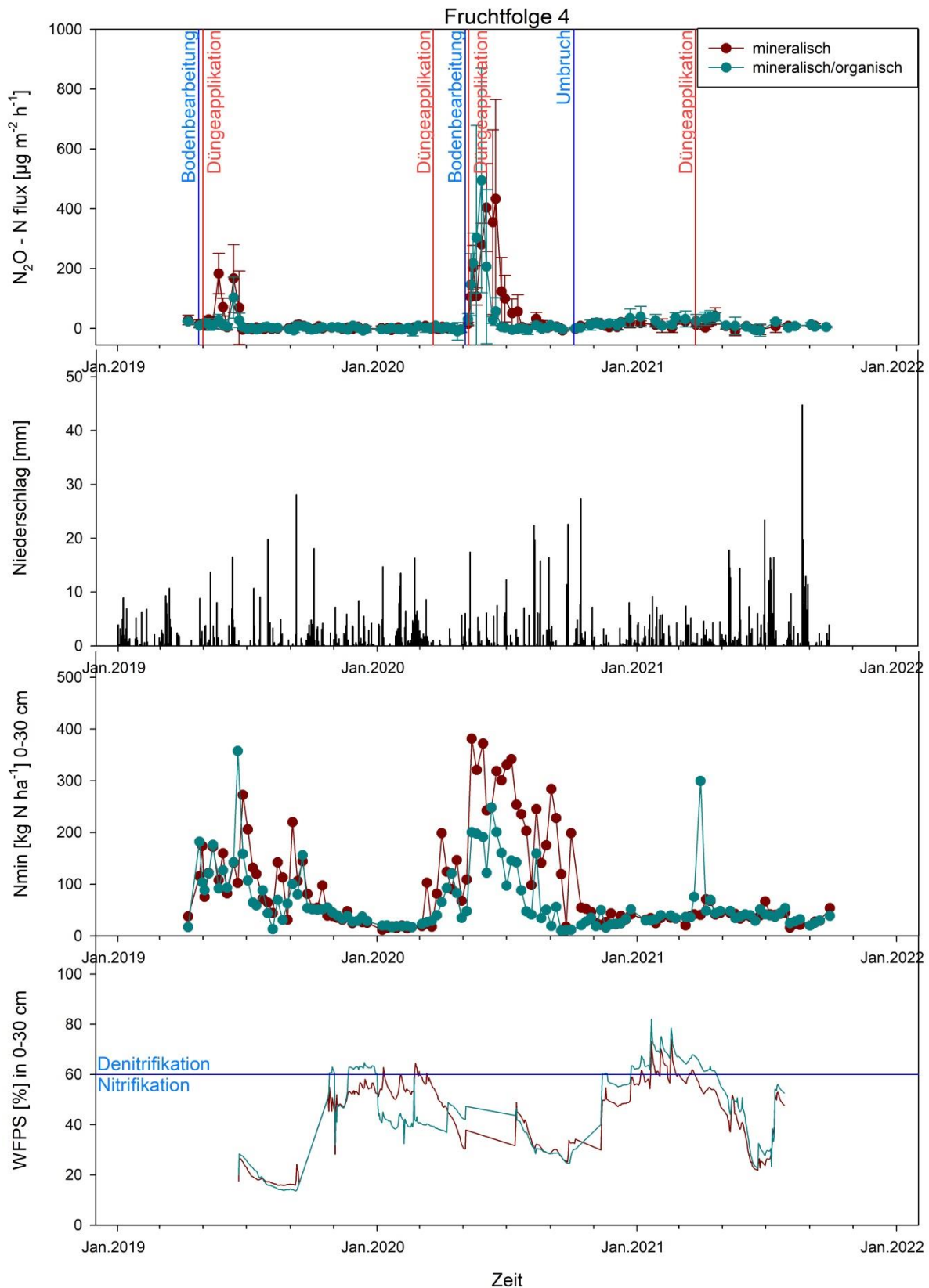


Abbildung 29: N_2O -N-Fluss ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$), Niederschlag (mm d^{-1}), N_{min} (kg N ha^{-1}) sowie WFPS (%) in 0-30 cm Bodentiefe über den Messzeitraum für Fruchtfolge 4 am Standort Trossin

Innerhalb der relevanten N_2O -Emissionen beträgt der wassergefüllte Porenraum deutlich weniger als 60 %, somit sind Prozesse der Nitrifikation für die N_2O -Ausgasung am Standort Trossin verantwortlich (Bateman et al., 2005; Yanai et al., 2007; Lebender et al., 2014).

Eine Beziehung zwischen leichtem Niederschlag und N_2O -Emissionen konnte nicht festgestellt werden. Des Weiteren hatten auch Frost-Tau-Zyklen am Standort Trossin keinen Einfluss auf die N_2O -Bildung.

Da nur in der Fruchtfolge 4 nennenswerte N_2O -Emissionen gemessen wurden, wurde die Fruchtfolge näher untersucht. Diese Ergebnisse zeigen die Abbildungen 30 und 31 für die Jahre 2019 für Mais und 2020 für Sorghum. Der erste N_2O -Peak wurde 2019 im Mais etwa 3-4 Wochen nach der Bodenbearbeitung und Düngung gemessen. Der zweite Peak (bis $180 \mu g h^{-1} m^{-2}$) dagegen lässt sich nicht mit einer weiteren Feldbearbeitung erklären. In beiden Fällen gab es ein Starkregenereignis, was die erhöhten N_2O -Emissionen erklärt. Auch im Jahr 2020 (Abbildung 31) kam es bei der Kulturart Sorghum 3-4 Wochen nach der Bodenbearbeitung und Düngung zum leichten Anstieg der N_2O -Emissionen. Auch hier folgten zwei N_2O -Peaks (bis $500 \mu g h^{-1} m^{-2}$) nach Starkniederschlägen.

In Tabelle 21 sind die kumulierten Lachgasemissionen der gemessenen Fruchtarten und Fruchtfolgen, bezogen auf die Fläche bzw. die Produktmenge ausgewiesen. Insgesamt sind die Lachgasemissionen am Standort Trossin sehr gering. Sorghum, Mais und Winterroggen (jahresspezifisch) verursachten die höchsten N_2O -Emissionen pro ha. Der erzielte Ertrag ist eine wichtige Größe, um die THG-Emissionen zu bewerten. Die Varianten mit mineralischer und mineralisch/ organischer Düngung unterscheiden sich statistisch nicht signifikant. Für generelle Aussagen ist die Datenmenge am Standort zu gering und es bedarf weitergehender langjähriger Messungen.

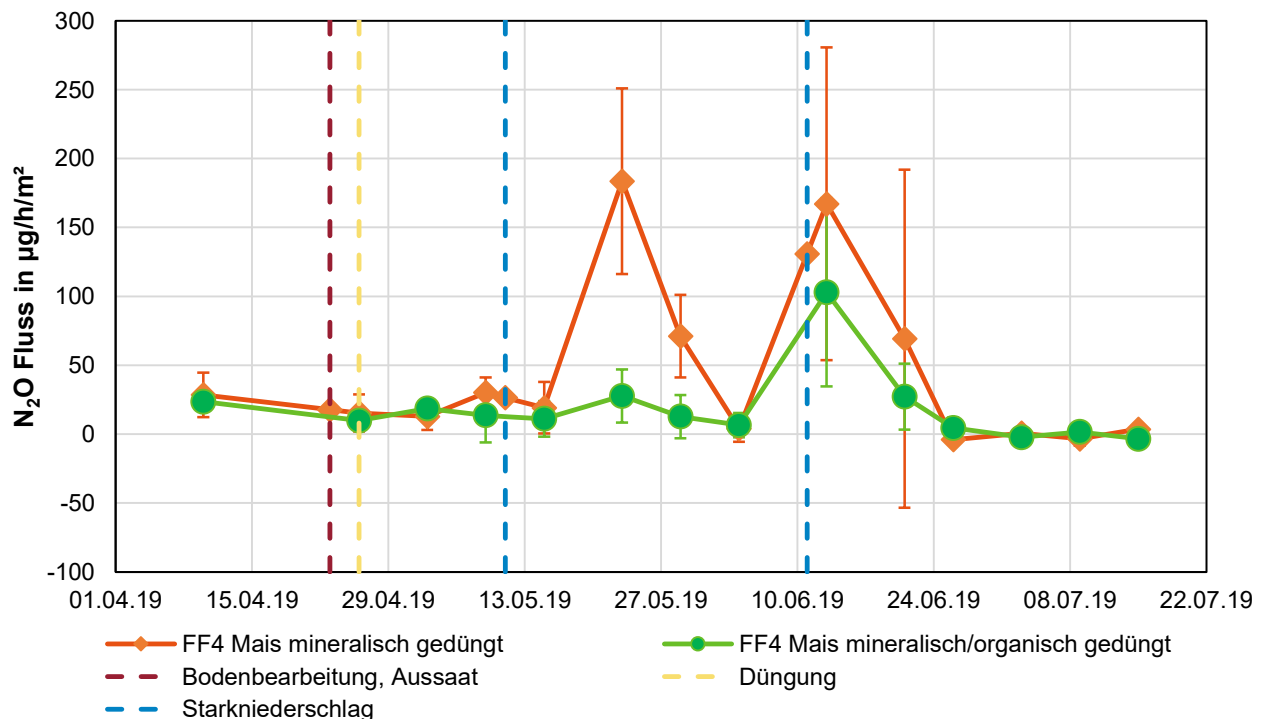


Abbildung 30: N_2O -Emissionen der Fruchtart Mais am Standort Trossin (2019)

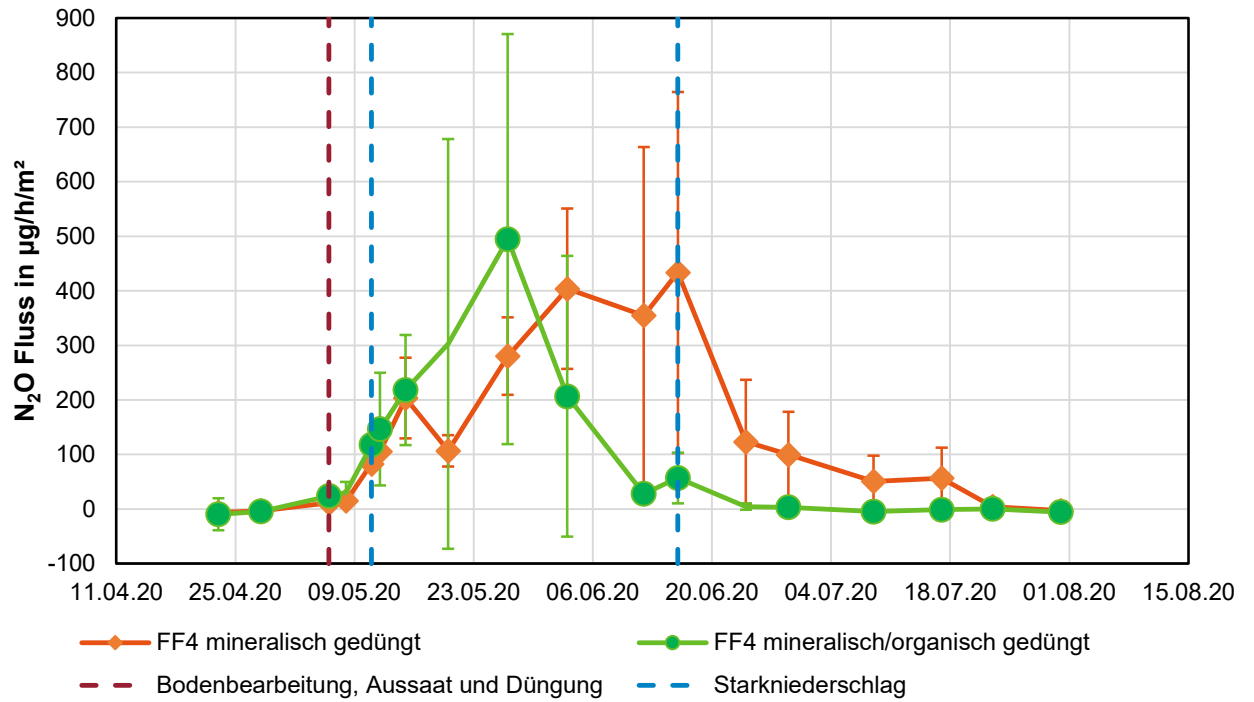


Abbildung 31: N₂O-Emissionen der Fruchtart Sorghum am Standort Trossin (2020)

Tabelle 21: Kumulierte Lachgasemissionen in N_2O-N $kg\ ha^{-1}$ sowie ertragsbezogene Lachgasemissionen in N_2O-N $kg\ t^{-1}$ Trockenmasse

Anbau-jahr	Fruchtfolge	Fruchtart	Düngung	N_2O-N -Emissionen $kg\ ha^{-1}$	N_2O-N -Emissionen $kg\ t^{-1}$
2019	FF 2	Luzernegras	min.	0,40	0,27
			min./org.	0,37	0,28
	FF 3	Sommerraps	min.	0,27	0,08
			min./org.	0,54	0,13
FF 4	Mais	min.	1,03	0,09	
		min./org.	0,45	0,04	
2020	FF 2	Luzernegras	min.	0,68	0,10
			min./org.	0,20	0,03
	FF 3	Winterroggen	min.	0,40	0,03
			min./org.	0,28	0,03
	FF 4	Grünroggen	min.	0,07	0,02
			min./org.	0,04	0,01
FF 4	Sorghum	min.	3,55	0,36	
		min./org.	2,19	0,18	
2021	FF 2	Winterroggen	min.	1,25	0,15
			min./org.	1,33	0,18
	FF 3	Wintertriticale	min.	0,85	0,10
			min./org.	0,62	0,08
FF 4	Winterroggen	min.	0,86	0,11	
		min./org.	1,40	0,18	
2019 bis 2021	FF 2	Luzernegras + Winterroggen	min.	2,34	0,14
			min./org.	1,90	0,12
	FF 3	Sommerraps + Winter- roggen + Wintertriticale	min.	1,52	0,06
			min./org.	1,44	0,06
FF 4	Mais + Grünroggen + Sorghum + Winterroggen	min.	5,50	0,17	
		min./org.	4,07	0,11	

Arbeitspaket 5. THG-Bilanzierung

Modellierung und Bilanzierung (LfULG)

Die THG-Bilanzierung im Arbeitspaket 5 erfolgte flächen- und produktspezifisch für alle vier Fruchtfolgen mit dem MiLA-Tool (Model for integrated Life Cycle Assessment) nach Peter et al. (2017). Darüber hinaus wurden die generierten MiLA-Ergebnisse (Stufe 2 bzw. Tier 2 Szenario) am Standort Trossin sowie tatsächliche Ergebnisse der Messungen dargestellt.

MiLA ist ein multivariates empirisches Modell als Microsoft Excel® 2010 Tool, das auf ISO 14044 (2006) und ISO 14040 (2009) basiert. Dabei werden die betriebsspezifischen Boden- und Klimaeigenschaften, das Anbaumanagement und die Fruchtfolgeeffekte bei der Bilanzierung der THG-Emissionen jeder einzelnen Fruchtart berücksichtigt. Für die Berechnung jeder Fruchtart werden eine Feldgröße von 10 ha und eine Feld-Hof-Distanz von 5 km angenommen. Als Systemgrenze wurde die „Wiege bis zum Hoftor“ („cradle to farm gate“) Analyse gewählt. Dementsprechend werden alle Prozesse des Anbaus von der Herstellung der eingesetzten Produktionsmittel, z. B. Dünger, Pflanzenschutzmittel (PSM), Saatgut, Diesel und Maschinen, bis zur Ernte oder Silierung der Biomasse inklusive aller indirekt und direkt entstehenden THG-Emissionen in die Berechnung einbezogen. Der Bilanzierungszeitraum für jede einzelne Fruchtart (FA) in der Fruchtfolge (FF) startet mit dem ersten Tag nach der Ernte der Vorfrucht und geht bis zur Ernte der bilanzierten Kultur.

Der Treibhauseffekt beschreibt den Beitrag anthropogener THG-Emissionen an der Erwärmung der Erdatmosphäre. Kohlendioxid (CO₂) wird als Referenzgas für die Berechnung des Global Warming Potential (GWP) oder des Treibhausgaspotenzials verwendet. Für die Berechnung der THG-Emissionen werden CO₂, N₂O, NO_x und NH₃ als indirekte Emissionen einbezogen. Diese werden mithilfe des GWP, dessen Wert die Erwärmungswirkung über eine Zeit von 100 Jahren eines bestimmten Treibhausgases im Vergleich zur Wirkung von CO₂ beschreibt nach Myhre et al. (2013), umgewandelt und in der Einheit kg CO₂-Äquivalent dargestellt. Bei diesem Indikator gilt, je kleiner der berechnete Wert, desto geringer ist die Umweltbelastung. Um einen Vergleich der unterschiedlichen Fruchtfolgen zu gewährleisten, wurde für alle weiteren Betrachtungen eine Umrechnung der Erträge auf Getreideeinheiten (GE) angewandt (unter Nutzung unterschiedlicher Quellen, siehe Tabelle 10). Die Biogasanlage inklusive der Produktion des Biogases liegt außerhalb der bisher betrachteten Systemgrenze. Deshalb wurde für die Berechnung inklusive Biogasanlage der „THG-Rechner Biogas“ der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) Freising (Effenberger, 2022) verwendet. Mit der Nutzung dieses Rechners können wesentliche Einflussgrößen für die betriebliche Treibhausgasbilanz identifiziert und so das ökologische und ökonomische Potenzial der Biogaserzeugung ausgeschöpft werden.

Erweiterung des MiLA-Tools (LfULG)

Des Weiteren wurde das MiLA-Tool um die Methode der Humusbilanzierung nach VDLUFA (2014) erweitert. Hierbei wurde nicht das Excel-basierte MiLA-Tool erweitert, sondern in Zusammenarbeit mit dem ZALF, dem JKI im OptAKlim-Projekt und dem MASTER-Projekt eine online Version des MiLA-Tools erstellt, in das die Humusbilanz integriert wurde. Das Projekt OptAKlim „Optimierung von Anbaustrategien und -verfahren zur Klimaanpassung – Analyse und Bewertung auf Landschaftsebene unter besonderer Berücksichtigung von Interaktionen mit dem Pflanzenschutz, der Produktivität, der Fruchtartenverteilungen und den THG-Emissionen“ wurde von den Partnern von JKI, PIK, ZALF und IGLU gemeinsam bearbeitet. Das Ziel war eine Optimierung von Anbaustrategien und -verfahren zur Klimaanpassung von drei hinsichtlich ihrer Boden- und Klima-Charakteristika und agrarstrukturellen Ausstattung sehr unterschiedlichen Fokusregionen in Norddeutschland, Südwestdeutschland und Ostdeutschland. Die gemeinsame Arbeit beinhaltete vor allem

- den Aufbau einer umfangreichen Datenbank zu regional tragfähigen Anbauverfahren,

- die Modellweiterentwicklung und Definition von Schnittstellen zwischen den Modellen der Partner um Klima- und Ertragsmodelle, Entwicklung von Anbauverfahren aus pflanzenbaulicher und phytosanitärer Sicht und ihre ökonomische und ökologische Bewertung auf einheitlicher Basis und
- die Etablierung und regelmäßige zielorientierte Einbindung von regionalen Akteursnetzwerken für den Wissenschafts-Praxis-Dialog.

Es wurden 6 verschiedene Szenarien entwickelt und mittels der Anbauverfahren auf die Regionen zugeschnitten:

- 1) Basisszenario,
- 2) Grüne Brücke (Zwischenfrüchte),
- 3) reduzierte Bodenbearbeitung / Mulchsaat ohne Glyphosat,
- 4) Verbesserung des Bodenlebens,
- 5) Diversifizierung des Anbaus mittels Körnerleguminosen und
- 6) Wassereffizienz.

Ein wesentliches Ziel von OptAKlim ist es dabei, das Minderungspotential der THG-Emissionen für alle diese Szenarien zu bestimmen. Wie im Projekt MASTER kam dabei das Modellsystem MiLA zum Einsatz. Die Wirkung einer Reihe von Anbauverfahren auf das THG-Minderungspotential kann nun durch das Hinzufügen von Berechnungswerten der Humusbildung online im MiLA ermittelt werden. Zusätzlich erfolgte eine ausführliche Erklärung zur Anwendung von MiLA in OptAKlim für das Web-Portal SYNOPSIS WEB+.

Ergebnisse (LfULG)

Fruchtfolgen (Systemgrenze Anbau)

Abbildung 32 zeigt die kumulierten C CO₂eq in kg ha⁻¹, bilanziert mit MiLA für die einzelnen Produktionsabschnitte im Zeitraum von 01.04.2019 - 24.09.2021.

Die Düngemittelherstellungsemissionen der mineralisch/organischen Varianten fallen geringer aus als die der mineralisch gedüngten Varianten. Dafür sind jedoch die spezifischen Feldemissionen durch Düngung sowie der Maschineneinsatz in den mineralisch/organischen Varianten geringfügig höher.

Wie Abbildung 32 zeigt, sind die THG-Gesamtemissionen der Düngevariante mineralisch/organisch über die untersuchten Fruchtfolgen signifikant kleiner als die der mineralisch gedüngten Fruchtfolgen. Die höchsten THG-Emissionen nach MiLA weist Fruchtfolge 4 in der mineralischen Düngevariante auf. Die Fruchtfolge 4 hat die höchsten N-Düngemengen erhalten (siehe Tabelle 23). Allein mit der Düngung lassen sich die höheren Werte jedoch nicht erklären.

Da Wirtschaftsdünger im MiLA-Tool sowie in der ECOINVENT-Datenbank (Stand 12.2021) ohne THG-Emissionen in die Bewertung für die Herstellung von Düngemittel einfließt, ergibt sich hier ein großer Vorteil für den Einsatz von Wirtschaftsdüngern. Fruchtfolge 2 mit dem mehrjährigen Luzernegras weist die geringsten flächenbezogenen THG-Emissionen auf. Dies ist auf den Vorteil der mehrjährigen Nutzung (einmalige Aussaat, mehrjährige Nutzung) und der symbiotischen N₂-Bindung durch die Leguminosen und somit der reduzierten N-Düngung, aber auch auf den geringen Ertrag am Standort Trossin zurückzuführen. Auch die Feldemissionen zeigen nach der Berechnung nach Stehfest und Bouwmann (2006) im Vergleich mit der Publikation von Johnson et al. (2012), dass höhere N₂O-Emissionen im Mais gemessen werden als in Luzerne.

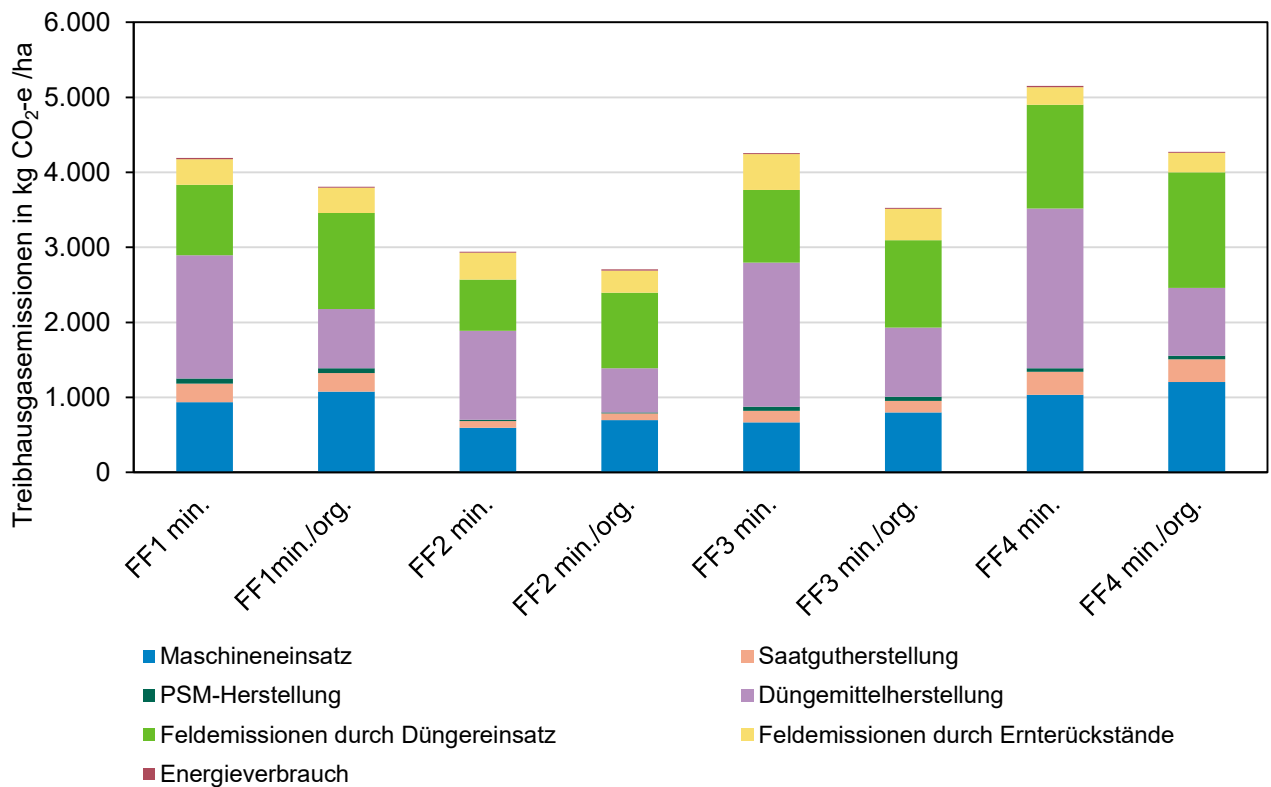


Abbildung 32: Kumulierte THG-Emissionen in kg CO₂eq ha⁻¹ für die Fruchtfolgen 1, 2, 3 und 4 (nach Produktionsabschnitten) sowie Düngevarianten am Standort Trossin unter der Verwendung von MiLA (n = 4)

Werden die THG-Emissionen auf die Getreideeinheiten bezogen, zeigen die Fruchtfolgen mit den ertragsstarken Früchten Mais und Sorghum (FF1 und FF4) produktbezogen die geringsten THG-Emissionen (Abbildung 33). Das ertragsschwache mehrjährige Luzernegras in Fruchtfolge 2 schneidet aufgrund des geringen Betriebsmitteleinsatzes vergleichsweise gut ab. Produktbezogen wirkt sich auch hier die Kombination aus organischen und mineralischen Düngemitteln geringfügig mindernd auf die THG-Emissionen aus, da keine signifikanten Ertragsunterschiede zur mineralischen Fruchtfolge festgestellt werden konnten.

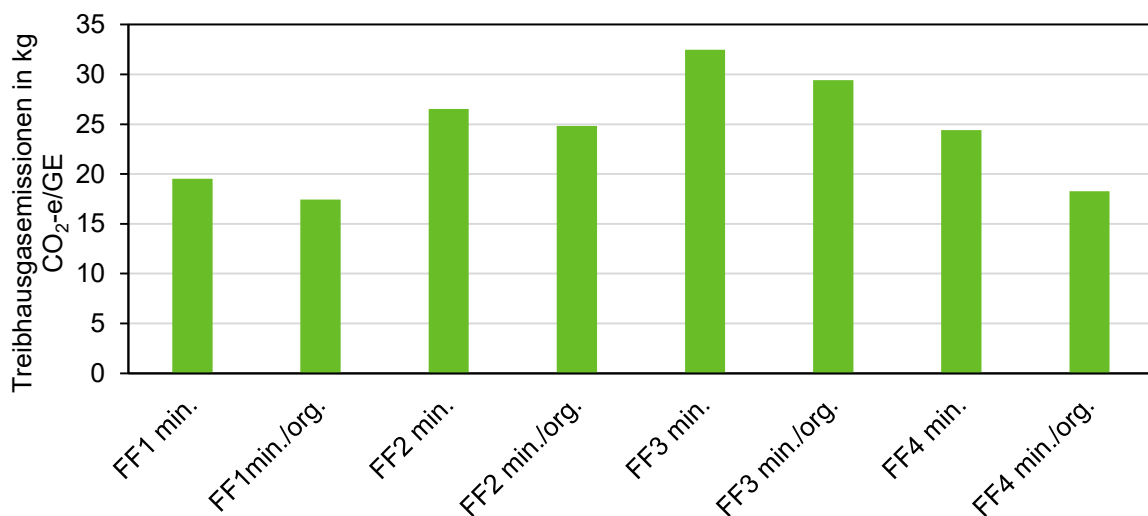


Abbildung 33: Kumulierte THG-Emissionen in kg CO₂eq / GE für die Fruchtfolge 1, 2, 3 und 4 sowie Düngevarianten am Standort Trossin unter der Verwendung von MiLA (n = 4)

In Abbildung 34 wurden THG-Bilanzen mit MiLA für unterschiedliche Fruchtfolgen und Zeiträume mit und ohne Berücksichtigung der Humusbilanz nach VDLUFA (2014) berechnet. Dazu sind die drei im Projekt gemessenen Fruchtfolgen (grüne, violette, rote Symbole) und zwei historische Fruchtfolgen vom Standort Trossin (weiße und schwarze Symbole) sowie eine Fruchtfolge aus Viehhausen (blaue Symbole) in die Bilanzierung eingeflossen.

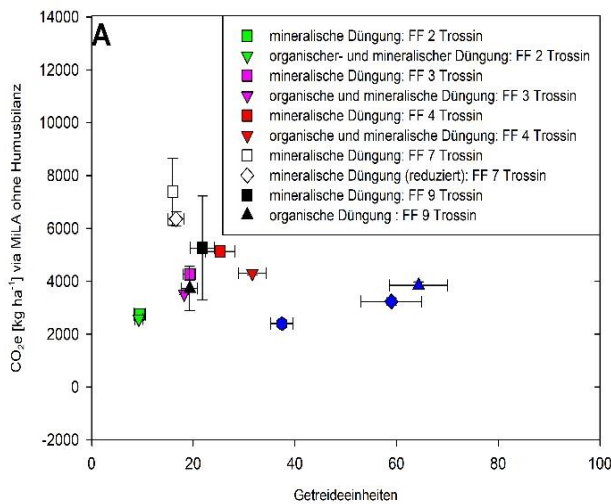


Abbildung 34: Gesamte $CO_2eq [kg ha^{-1}]$ für unterschiedliche Fruchtfolgen am Standort Trossin und Viehhausen, bilanziert mit MiLA 3.0 (A) ohne Berücksichtigung der Humusreproduktionsleistung nach VDLUFA 2014

In der Fruchtfolge in Viehhausen wird deutlich, dass mit einer reduzierten organischen Düngung (eoG, ca. 80 m³ Gärrest) die THG-Emissionen geringfügig abnehmen bei leicht geringerem GE-Ertrag, im Vergleich zur vollen organischen Dünger-Applikation (mG, ca. 120 m³ Gärrest). Ohne Düngung sinken zwar die THG-Emissionen geringfügig, jedoch der GE-Ertrag deutlich.

Tabelle 22: Anbauzeitraum und Fruchtfolgeglieder der in Abbildung 34 dargestellten Fruchtfolgen

Fruchtfolge	Zeitraum	Fruchtfolgeglieder
FF2 Trossin	2019 bis 2021	Luzernegras – Winterroggen
FF3 Trossin	2019 bis 2021	Raps (mit Nachsaat) – Winterroggen – Wintertriticale
FF4 Trossin	2019 bis 2021	Senf – Mais – Grünroggen – Futterhirse – Winterroggen
FF7 Trossin	2013 bis 2016	Senf – Mais – Grünroggen – Sudangrashybride – Wintertriticale – Weidelgras – Winterroggen
FF7 Trossin (reduziert)	2014 bis 2017	Senf – Mais – Grünroggen – Sudangrashybride – Wintertriticale – Weidelgras – Winterroggen
FF9 Trossin (100% min. und 100% org. Düngung)	2013 bis 2016	Mais – Grünroggen – Sudangrashybride – Wintertriticale – Weidelgras – Winterroggen
FF Viehhausen (oG)	2017 bis 2020	Grünroggen – Mais – Wintertriticale – Klee gras – Winterweizen
FF Viehhausen (mG)	2017 bis 2020	Grünroggen – Mais – Wintertriticale – Klee gras – Winterweizen
FF Viehhausen (eoG)	2017 bis 2020	Grünroggen – Mais – Wintertriticale – Klee gras – Winterweizen

Die Fruchtfolge 7 in Trossin wurde rein mineralisch gedüngt. Bei reduzierter Düngung nehmen die CO₂eq Emissionen bei gleichbleibendem GE-Ertrag ab. In früheren Untersuchungen reduzierte sich der Ertrag allerdings deutlich, was zu höheren produktspezifischen THG-Emissionen führte.

Die Fruchtfolge 9 beinhaltet eine Variante mit 100% mineralischer Düngung und eine Variante mit 100% organischer Düngung. Die organische Düngung erfolgte mit Gärresten. Für die Humusreproduktionsleistung von Gärresten aus der Biogasproduktion liegen derzeit noch sehr unterschiedliche Daten vor. Die Humusbilanzierungsmethode nach VDLUFA (2014) dient dabei als Orientierung. Die Humusreproduktionsleistung der Gärreste wird maßgeblich durch den TS-Gehalt bestimmt.

Für den anfallenden Gärrest in Trossin wurde ein Nährstoffgehalt (7% TS bzw. 72% oTS, 45,6% C, 7,4% N, 1,2% P und 6,3% K) angenommen (KTBL 2013). Es wurden ca. 80 m³ Gärrest in der organischen Fruchtfolge 9 ausgebracht.

Grundlegend konnte anhand der Berechnungen gezeigt werden, dass der Einsatz von Wirtschaftsdüngern im Vergleich zu einer rein mineralischen Düngung zu einer deutlichen Reduktion der THG-Emissionen führt (bei manueller Haubenmessungen wie auch mit dem Bilanzierungsansatz MiLA 3.0). Einzig in der Fruchtfolge 4 wurden Ertragssteigerungen durch organische Düngung beobachtet (Fruchtfolge 1 gleiche bis minimal höhere Erträge, siehe Abbildung 34 und Tabelle 10).

Auffällig ist, dass es zwischen mineralischer und mineralisch/organischer Düngung in der Fruchtfolge 2 am Standort Trossin keinen Unterschied bei den THG-Emissionen gibt. Dies ist jedoch auf die legume N₂-Bindung durch die Luzerne zurückzuführen. Die Messungen von 2018 bis 2021 (siehe Abbildung 27) können zumindest für die Fruchtfolge 2 mit mineralisch/organischer Düngung das Bilanzierungsergebnis von MiLA (Abbildung 34) bestärken.

Fruchtarten (Systemgrenze Produkt)

Im Mittelpunkt der öffentlichen und politischen Diskussionen steht die Frage der erreichbaren THG-Emissionseinsparungspotenziale von Bioenergie gegenüber der Verwendung fossiler Rohstoffe.

Die Höhe der THG-Emissionseinsparungspotenziale bei der Biogasnutzung von Biomasse wird nicht zuletzt mit Hinweis auf die intensiven Anbauverfahren immer wieder infrage gestellt, wobei sowohl bei der Kalkulation der THG-Emissionen als auch bei der Definition der „typischen“ Anbauverfahren viele Annahmen zu treffen sind. Für die korrekte Ausweisung der THG-Einsparungspotenziale ist es notwendig, den gesamten Lebensweg vom Anbau der Biomasse bis zur Produktion der Energie in Form von Strom, Wärme oder Kraftstoff abzubilden. Damit hängt die Höhe der verursachten THG-Emissionen nicht mehr allein von der eingesetzten Biomasse ab, sondern auch von der gesamten Verwertungstechnologie (Biogasanlagentyp, etc.) und deren Optimierung. Jeder Biogasbetrieb verwendet eine auf seinen Betrieb abgestimmte Biogasanlage (Größe der Anlage, eingesetzte Substrate, etc.). Weiterhin variiert auch die Entfernung zum Blockheizkraftwerk (BHKW) bzw. zum Energieverbraucher sowie die Art der Einspeisung (z. B. elektrisch oder als Biomethan). Um diesen letzten Verarbeitungsschritt bis zur Stromerzeugung zu berechnen, wurden die Anbaudaten in den THG-Biogasrechner eingespeist. Diese Berechnungen wurden von der LfL Bayern durchgeführt. In Abbildung 35 werden die neuen (inklusive THG-Biogasrechner der LfL) und die alten Systemgrenzen des MiLA-Tools grafisch dargestellt.

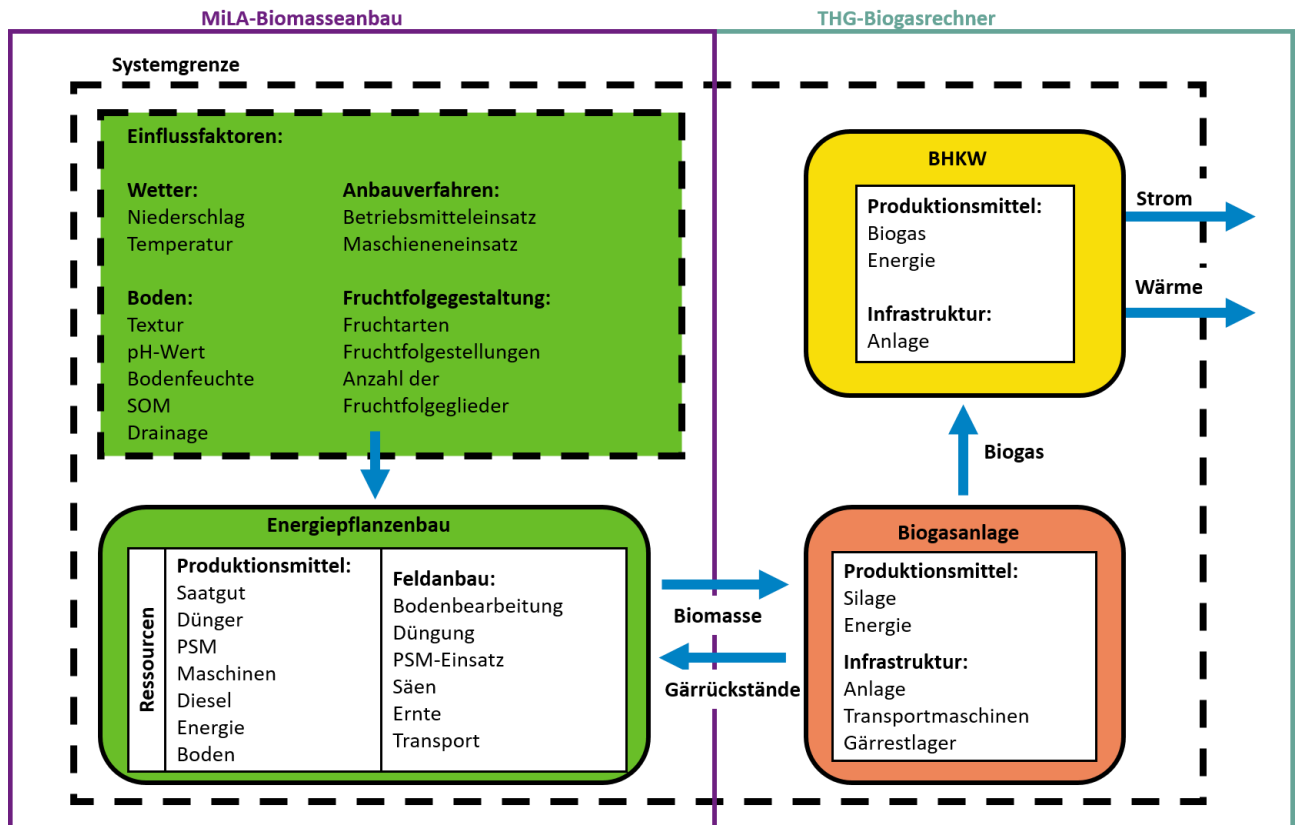


Abbildung 35: Modell für die Berechnung der THG-Einsparungspotenziale, Systemgrenze Produkt (Biogas)

Mit diesem Modell wurden die THG-Emissionen des Anbaus der Biogassubstrate Mais und Sorghum bicolor miteinander verglichen. Wie in Abbildung 36 ersichtlich, unterscheiden sich die THG-Emissionen beider Fruchtarten am Standort Trossin kaum. Auch aus früheren Versuchen wurde deutlich, dass Futterhirse hohe und gegenüber Mais verlässliche Erträge auf diesem trockenen und warmen Sandstandort liefert. Die Integration von Futterhirse in die Fruchtfolge senkt das anbautechnische Risiko, erhöht die Fruchtartendiversität und erreicht, auf Grund des hohen Ertrages (auf diesem Standort), sehr gute produktbezogene THG-Emissionen. Am Beispiel Mais wird deutlich, dass mineralisch/organische gegenüber der rein mineralischen Anbauvariante geringere THG-Emissionen hervorruft. Der Einsatz von organischen Düngemitteln wirkt sich auch hier positiv auf die THG-Bilanz aus. Das wurde bereits in den vorherigen Berechnungen und Messungen dieses Berichts bestätigt.

Die weiteren Berechnungen wurden inklusive Biogaserzeugung durchgeführt. Bei der Biogaserzeugung wurde zwischen offenem und geschlossenem Gärrestlager mit Gaserfassung unterschieden. Die Abdeckung des Gärrestlagers zeigt eine deutliche Einsparung der THG-Emissionen von etwa 50%.

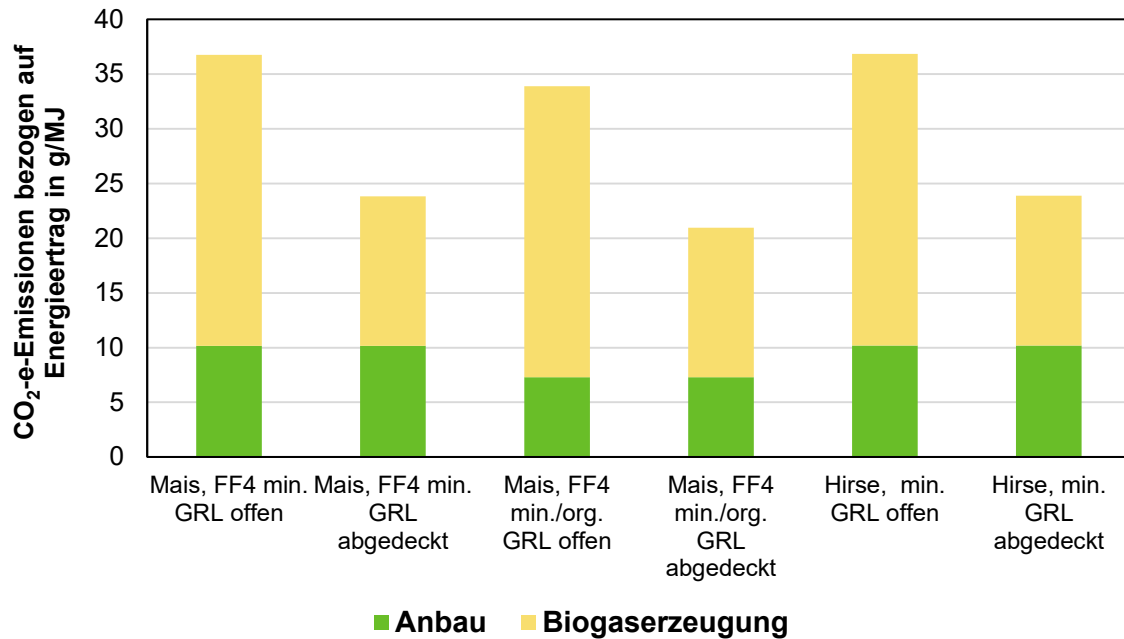


Abbildung 36: Vergleich der CO₂eq Emissionen unterschiedlicher Anbau- und Verarbeitungspfade

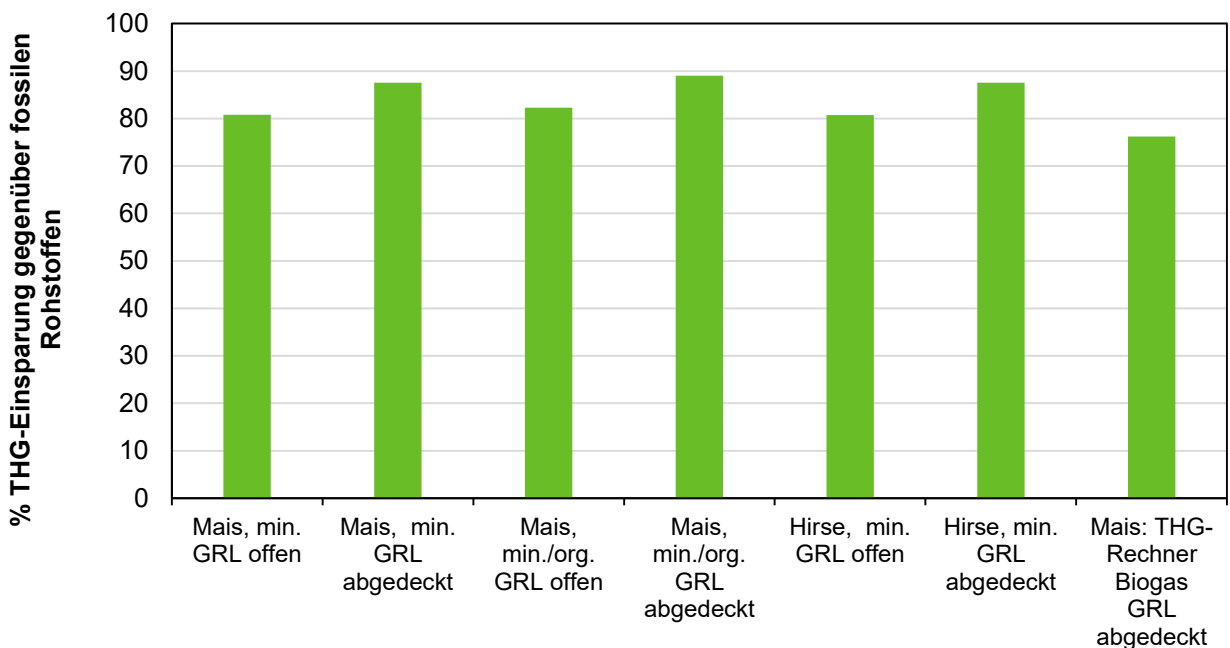


Abbildung 37: THG-Einsparpotenzial der Erzeugung von Strom und Wärme mittels Bioenergie gegenüber fossilen Rohstoffen in % für die Fruchtarten Mais und Hirse (2019) am Standort Trossin im Vergleich zum Maisanbau

In Abbildung 37 sind die THG-Einsparungen der Produktion von Strom und Wärme durch Biomasse und Biogasanlage der Produktion mittels fossiler Rohstoffe gegenübergestellt. Unter Beachtung einiger Optimierungsmöglichkeiten sind THG-Einsparungen bis zu 88% bei der Betrachtung des Gesamtproduktweges möglich. Die Berechnungen basieren auf dem vom Joint Research Center (JRC) 2014 veröffentlichten Bericht (Giuntoli et al., 2014), in dem Standard- und Vergleichswerte für verschiedene Energieerzeugungspfade von gasförmigen Brennstoffen vorgestellt wurden. Als Vergleichswert (FFC – Fossil Fuel Comparator) für Fossilbrennstoffe wurde, abgeleitet aus oben genanntem Bericht, folgender Wert verwendet und in MiLA aufgenommen:

FFC Elektrizität = 191,9 g CO₂eq MJ⁻¹.

Dieser Vergleichswert kennzeichnet den fossilen Verwertungspfad der Umwandlung von Erdgas in Strom.

Vergleich gemessener Werte mit modellierten Werten

Der Vergleich der Berechnungsmethoden mit den gemessenen N₂O-N-Emissionen ist Bestandteil des Teilprojektes 3. Die Gegenüberstellung dient der Evaluierung und Optimierung von Kalkulationsmodellen und Berechnungen.

Für die Berechnung der durch Düngemittelapplikation verursachten Feldemissionen (N₂O-N) wurden folgende Ansätze/Theorien verwendet:

- Tier 1: IPCC 2019. Bei diesem Ansatz werden globale Faktoren (Richtwerte/Annahmen) verwendet (analog zum deutschen nationalen THG-Emissionsinventar). Die Emissionen werden mit 1% der applizierten N-Düngemittelmenge berechnet.
- Tier 2: Mathivanan et al. (2021) verwenden starre Faktoren (Richtwerte/Annahmen) zur Berechnung, jedoch werden zusätzlich standortbezogene Faktoren hinzugezogen. Für Trossin liegt dieser bei 0.39% der applizierten N-Düngemittelmenge.
- Tier 2: Stehfest und Bouwmann (2006) haben Tier 2 im Jahr 2006 ins MiLA-Tool integriert.
- Tier 3: Messungen
- Tier 3: Berechnung mit dem MONICA-Modell.

Tabelle 23 zeigt die Werte unterschiedlicher Modelle, Ansätze und Theorien gegenüber den Ergebnissen der Messung am Standort Trossin. Bis zu 50% der gesamten THG-Emissionen, die beim Anbau entstehen, können durch den Düngemittleinsatz verursacht werden. Alle Modelle weichen deutlich von den Gesamt-Messungen ab. Nur einzelne Fruchtfolgen werden von unterschiedlichen Modellen gut getroffen. Tier 1 erreicht die besten Übereinstimmungen mit der Messung. Bei Fruchtfolge 3 sind die Werte nach Tier 1 jedoch deutlich höher als die gemessenen Werte.

Das heißt, dass die zur Verfügung stehenden Modelle weiter verbessert, optimiert und evaluiert werden müssen. Dafür müssten weiterhin langjährige Messungen zu verschiedenen Kulturen und auf unterschiedlichen Standorten durchgeführt werden. Das MONICA-Modell scheint für die praktische Anwendung viel zu komplex und zeitaufwändig zu sein. Aus diesem Grund würde eine Erweiterung des MiLA-Tools um das MONICA-Modell (mit welchem die Feldemissionen kalkuliert werden können) nicht zielführend sein. Jedes Modell besitzt Vor- und Nachteile. Welches zu welchem Anwendungsfall am besten passt, muss weiter geprüft werden.

Tabelle 23: Vergleich der berechneten und gemessenen N₂O-N Emissionen in kg ha⁻¹

Fruchtfolge	N-Düngung kg ha ⁻¹	N ₂ O-N Emissionen in kg ha ⁻¹				
		Tier 1	Tier 2		Tier 3	
		IPPC (2019)	Mathivanan et al. (2021)	Stehfest und Bouwmann (2006)	MONICA- Modell	Messung
FF1 min.	313	3,13	1,22	1,20	-	-
FF1 min./org.	296	2,96	1,15	2,10	-	-
FF2 min.	198	1,99	0,78	1,00	1,23	2,34
FF2 min./org.	196	1,98	0,77	1,80	2,08	1,90
FF3 min.	350	3,70	1,44	1,10	1,58	1,52
FF3 min./org.	340	3,54	1,38	1,70	3,91	1,44
FF4 min.	465	4,68	1,82	1,60	1,28	5,50
FF4 min./org.	376	3,68	1,43	2,50	4,39	4,07

Erweiterung des MiLa-Tools

Innerhalb des Projektes OptAKlim wurde im Modellsystem MiLA die VDLUFA-Humusbilanzmethode als Modul mittels eines separaten Tabellenblattes eingefügt. In Zusammenarbeit von LfULG und ZALF wurde ein Web-Dienst entwickelt, der THG-Emissionen für einzelne Maßnahmen und gesamte Anbausysteme, basierend auf den Berechnungsmethoden von MiLA berechnet (https://sf.julius-kuehn.de/ws_thg/assets/test_multiple.html). Dieser Web-Dienst wurde in das Tool SYNOPSIS-WEB+ integriert, so dass zusätzlich zu den bereits existierenden Umweltrisikoprüfungen und ökonomischen Analysen auch Abschätzungen von THG-Emissionen möglich sind. Dadurch kann die Humusbilanz für Gesamtkalkulationen der Anbauverfahren künftig in MiLA berechnet werden. Die im Tool eingegebenen Daten werden an den Web-Dienst übergeben. Die abgeschätzten Werte der THG-Emissionen werden an SYNOPSIS-WEB+ zur Darstellung übergeben (Beispiel in Abbildung 38). Zurzeit wird noch an der Darstellungsoberfläche gearbeitet.

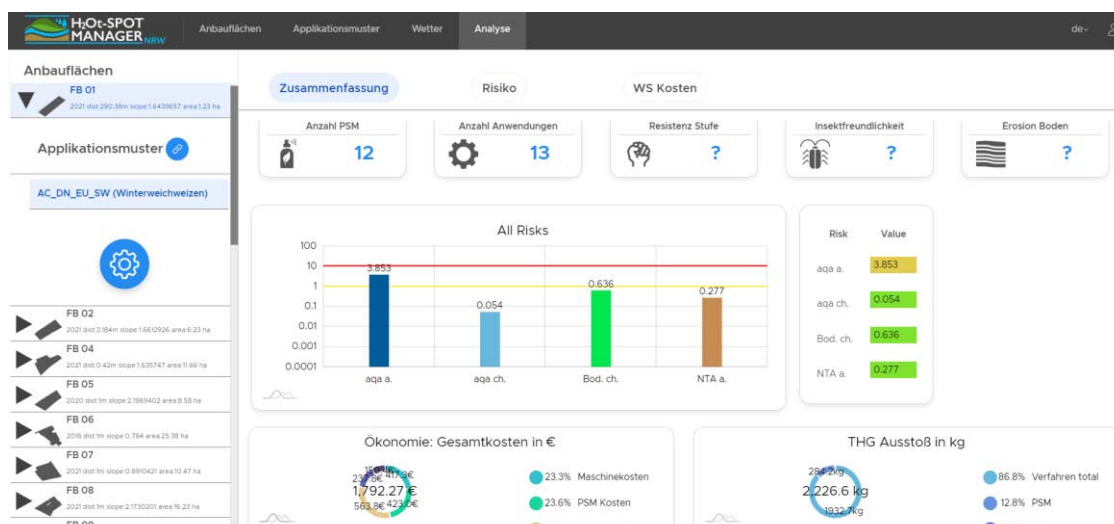


Abbildung 38: Beispiel für die Analyse und Darstellung der Ergebnisse der Anbaustrategien im SYNOPSIS-WEB+

Arbeitspaket 6. Prozessorientierte Modellierung von THG-Flüssen (TI)

In diesem Abschnitt werden ausgewählte Methoden und Ergebnisse des Arbeitspaketes 6. Prozessbasierte Modellierung von THG-Flüssen beschrieben.

Modellbeschreibung

Das MONICA-Modell ist eine Anwendersoftware, die als Nachfolger aus dem HERMES-Modell (Kersebaum, 1997) entwickelt wurde, um biogeochemische Prozesse auf landwirtschaftlichen Flächen zu simulieren. MONICA besteht aus mehreren Submodellen, die für die Berechnung des Pflanzenwachstums, der Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik, des Bodenwassers und der Bodentemperatur verantwortlich sind (Nendel, 2011). Zur Ausführung des Programms benötigt man standortspezifische Boden-, Wetter- und Managementinformationen. Modellberechnungen werden für einen Hektar und zwei Meter Bodentiefe durchgeführt.

Das Bodenkohlenstoffmodell in MONICA basiert auf dem DAISY-Modell und umfasst sieben Kohlenstoff-Pools, unterteilt in vier Gruppen. Diese bestehen aus zwei Pools für die tote, organische Bodensubstanz (SOM), zwei Pools für die lebende, organische Biomasse (SMB), zwei Pools für die zugeführte, organische Substanz (AOM) und einen inerten Kohlenstoffpool (Hansen et al., 1991). Bis auf den inerten Pool, sind diese jeweils in einen schnell und einen langsam abbaubaren Sub-Pool untergliedert. Nach der Initialisierung unterlaufen die Pools parametrisierten Erhaltungs- und Zersetzungsmustern, welche proportional zum Kohlenstoffvorrat und den standortspezifischen Temperatur-, Bodenwasser- und Tongehalten unterliegen (Hansen et al., 1991).

Die Berechnung der N₂O-Emissionen basiert auf Formulierungen im STICS-Modell. Das STICS-Modell beschreibt die Prozesse der Denitrifikation und Nitrifikation, welche in Abhängigkeit der Substratkonzentrationen von NO₃⁻ und NH₄⁺ stehen (Léonard et al., 2016). Das Denitrifikations- und Nitrifikationspotential wird durch die Reduktionsfaktoren Temperatur, pH und Bodenwasser reguliert. Die darauffolgende N₂O/N₂-Partitionierung wird durch die Umwelteigenschaften pH, Bodenwassergehalt und NO₃⁻-Konzentration bestimmt.

Kalibrierung und Validierung des Modells MONICA

Für die Kalibrierung und Validierung wurde zusätzlich zu den Erhebungen in Trossin und Viehhausen, ein Datensatz bestehend aus zwölf auf Deutschland verteilten Versuchsstandorten mit N₂O-, NO₃⁻-, NH₄⁺-, Bodentemperatur- und Bodenwassergehaltsmessungen unter unterschiedlichen agronomischen Praktiken verwendet (Flessa et al., 2017). Zusammen mit den Daten der Feldversuche in Trossin und Viehhausen stellt dieser Datensatz die Grundlage für die Evaluierung und Kalibrierung von Submodellen zur Abbildung von N₂O-Produktion und -Emission dar.

Die Überprüfung und Modifikation von Submodulen zur Abbildung von Änderungen des Bodenkohlenstoffgehalts in Abhängigkeit von Klimabedingungen, Bodeneigenschaften und Managementarten geschah auf Basis von Daten zu SOC-Änderungen für 46 Boden-Dauerbeobachtungsflächen Niedersachsens (Höper und Meesenburg 2012). Auf diesen Standorten wurden bei regionaltypisch landwirtschaftlicher Praxis über einen Zeitraum von im Mittel 20 Jahren Zeitreihen von Bodenkohlenstoffgehalten bestimmt. Zur Einordnung der Modellgüte bei der Abschätzung von Bodenkohlenstoffvorratsänderungen durch MONICA wurden vergleichende Anwendungen der Bodenkohlenstoffmodelle RothC, CCB, CENTURY, ICBM und C-TOOL (beschrieben in Riggers et al, 2019) in Kombination mit unterschiedlichen allometrischen Modellen herangezogen.

Prognosen zum regionalspezifischen Einfluss von Managementsystemen und Minderungsmaßnahmen auf landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen

Szenarien zur Beschreibung regionalspezifischer Effekte von Managementsystemen und Minderungsmaßnahmen auf landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen wurden auf Basis von Bodenklimaräumen Deutschlands (Roßberg et al., 2007) entwickelt. Dabei wurden die Bodenklimaräume über eine randomisierte Stichprobenziehung aus den Daten der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft (Poeplau et al., 2022) mit einem Probenumfang von 295 Standorten repräsentiert. Für die Entwicklung der Szenarien wurden insgesamt zwölf verschiedene Fruchtfolge- und Düngungssysteme angenommen, die sich an den Systemversuchen in Viehhausen orientieren (siehe Tabelle 24). Für eine realistische standortspezifische Abbildung der Stickstoffdüngung in diesen Systemen wurde die Düngebedarfsermittlung auf Basis der Düngeverordnung 2020 verwendet (§ 4 DüV). Die hierfür nötigen Daten stammen aus der Bodenzustandserhebung Landwirtschaft. Fehlende Ertragsdaten wurden durch Standardwerte ergänzt und initiale Gehalte anorganischen Stickstoffs (N_{\min}) wurden zu Beginn der gerechneten Szenarien auf Basis der N_{tot} -Gehalte im Boden abgeschätzt.

Für die Prognosen systembedingter Treibhausgasemissionen wurden die Klimaszenarien RCP2.6, RCP4.5 und RCP8.5 zugrunde gelegt. Dabei beschreibt das RCP2.6 Szenario eine Welt, in der durch die Einsparung von Treibhausgasemissionen die Klimaerwärmung unterhalb von 2 °C bleibt. Demgegenüber sind die Szenarien RCP4.5 und RCP8.5 mit Anstiegen der globalen Temperatur von etwa 2 °C bis 3 °C bzw. 4,5 °C bis 2100 verbunden. Für alle drei Szenarien hat der DWD Referenzensemble (Moss et al., 2010) erstellt, die sich aus jeweils mehreren Projektionen unterschiedlicher Kombinationen von globalen und regionalen Klimamodellen ergeben. Aus diesem Referenzensemble hat der DWD Kernensembles entwickelt. Dabei zeichnen sich die Kernensembles durch eine reduzierte Anzahl von Projektionen (5-6 Projektionen je RCP Szenario) aus, ohne dass die Variabilität der Prognosen innerhalb eines Szenarios um mehr als 20% absinkt. Die Daten des Kernensembles zu maximaler und minimaler Tagestemperatur, tgl. Globalstrahlung, mittlerer relativer Feuchte und Windgeschwindigkeit wurden als Rasterdatensätze mit einer Rasterweite von 5 km und in tgl. Auflösung mit Projektionen bis zum Jahr 2050 zur Verfügung gestellt. Kombiniert mit den Klimaprognosen ergaben sich damit 36 Modellszenarien, die von 1997 bis zum Jahr 2050 simuliert wurden. Die Jahre 1997 bis 2020 wurden als Modell Spin-Up zur Modellinitialisierung verwendet.

Tabelle 24: Beschreibung der als Modellszenarien getesteten Anbaumethoden

Modellszenario	Beschreibung
big_oeo	Biogas-ökologisch, Gärreste Düngung
big_oeo_notill	Biogas-ökologisch, Gärreste Düngung, pfluglose Bodenbearbeitung
big_oeo_highN	Biogas-ökologisch, 20 % höhere Gärreste Düngung
big_oeo_lowN	Biogas-ökologisch, 20 % geringere Gärreste Düngung
mf_oeo	Marktfrucht-ökologisch, Einarbeitung von Luzerne-Kleegemengen
mf_oeo_big	Marktfrucht-ökologisch, Einarbeitung von Luzerne-Kleegemengen, Gärreste Düngung
mf_konv	Marktfrucht-konventionell, mineralische N-Düngung
mf_konv_notill	Marktfrucht-konventionell, pfluglose Bodenbearbeitung, mineralische N-Düngung
mf_konv_highN	Marktfrucht-konventionell, 20 % höhere mineralische N-Düngung
mf_konv_lowN	Marktfrucht-konventionell, 20 % geringere mineralische N-Düngung
mf_konv_mono	Marktfrucht-konventionell, Weizen-Monokultur, mineralische N-Düngung
mig_konv	Milchgülle-konventionell, Rindergülle Düngung, mineralische N-Düngung

Modifikation des MONICA Modells

Um die für die Kalibration und Validierung herangezogenen Standorte simulieren zu können, musste das MONICA-Modell um zusätzliche Eingabegrößen erweitert werden. Hierzu zählen die Feldfrüchte Amaranth, Buchweizen, Dinkel, Erdbeeren, Flachs, Karotten, Hanf, Lupinen, Rüben, Serradella, Sonnenblumen, Wicken und Zwiebeln. Zusätzlich wurden die organischen Düngerarten Biogasgülle, Kälbergülle, Hühnertrockenkot, Hornspäne, kalkstabilisierter Klärschlamm, Schafmist und Kalvinasse neu definiert. Die dafür notwendigen Parameterwerte für die Beschreibung des Pflanzenwachstums (Tesar et al., 1984; Jeuffroy and Ney, 1997; Allen et al., 1998), der Düngereigenschaften (BMEL, 2016) und der Dekompositionscharakteristiken pflanzlicher Residuen und organischer Applikationen (Gilmour et al., 1998; Thuriès et al., 2001; Lashermes et al., 2009; Peltre et al., 2012; Semenov et al., 2019) wurden der Literatur entnommen.

Tabelle 25: Beschreibung der Funktionen für die Umweltfaktoren Temperatur, Bodenwassergehalt und Ton. Diese begrenzen die biotische Zersetzung im MONICA Modell. Wo $Temp$ die Bodentemperatur in °C ist, $Clay$ der Tongehalt in $kg\ kg^{-1}$, $WFPS$ der Bodnewassergehalt in %.

Beschreibung	Gleichung	Eigenschaften
Temperatur- Dekompositionsfaktor	$f_{TOD} = \frac{1}{(1 + e^{Temp - TOpt})^{2QTen/TOpt} (-1QTen \frac{Temp}{16})}$	Parameter $QTen$ beschreibt den Q_{10} -Temperaturkoeffizienten und $TOpt$ die optimale Temperatur für die Dekomposition in °C.
Bodenfeuchte- Dekompositionsfaktor	$f_{MOD} = e^{-15(WFPS - MOpt)^2}$	Parameter $MOpt$ beschreibt die optimale Bodenfeuchte für die Dekomposition in $m^3\ m^{-3}$.
Ton-Gehalt- Dekompositionsfaktor	$f_{COD} = \frac{(1 - LimitClayEffect)}{(1 + e^{-2.2 + Clay 17.2}) + LimitClayEffect}$	Parameter $LimitClayEffect$ den limitierenden Effekt von Ton auf die Dekomposition.

Um die Variabilität der aufgebrachten organischen Materialien im Modell wiedergeben zu können, wurde der Parameter C_{org} definiert und jeweils von einem konstanten zu einem der Feldfrucht oder dem Düngemittel entsprechenden Wert verändert. Dies sollte eine realistischere Wiedergabe der tatsächlichen Kohlenstoffeinträge gewährleisten. Zusätzlich wurden die Dekompositionsfaktoren Temperatur-, Bodenfeuchte- und Ton-Gehalt überarbeitet. Die neuen Formeln beschreiben die Abhängigkeiten der mikrobiellen Aktivität realistischer und lassen sich mithilfe der Parameter $MOpt$, $QTen$, $TOpt$ und $LimitClayEffect$ an spezifische Standortbedingungen anpassen.

Der Dekompositionsfaktor Bodenfeuchte folgt einer Gaußschen Glockenverteilung und orientiert sich an den Erkenntnissen von Schimel et al. (2007), Yuste et al. (2007) und Gabriel und Kellmann (2014). Die Temperaturabhängigkeit wird bis zur optimalen Temperatur als Exponentialfunktion definiert, um anschließend in eine Denaturierungsphase und damit in eine Abnahme der Zersetzung überzugehen (Menichetti et al., 2014; Liu et al., 2018; Gillabel et al., 2010; Čapek et al., 2019). Der Faktor Ton beschreibt eine Sigmoidfunktion (Schapel et al., 2018, Riaz und Marschner, 2020; Liddle et al., 2020).

Modellperformance vor und nach der Modellkalibrierung

Die Auswertung der Ergebnisse ergab, dass das unkalibrierte MONICA Modell keine zufriedenstellende Modellgüte für die Simulation von N_2O -Emissionen, NO_3^- - und NH_4^+ -Ströme erreichte (siehe Tabelle 26 und 27).

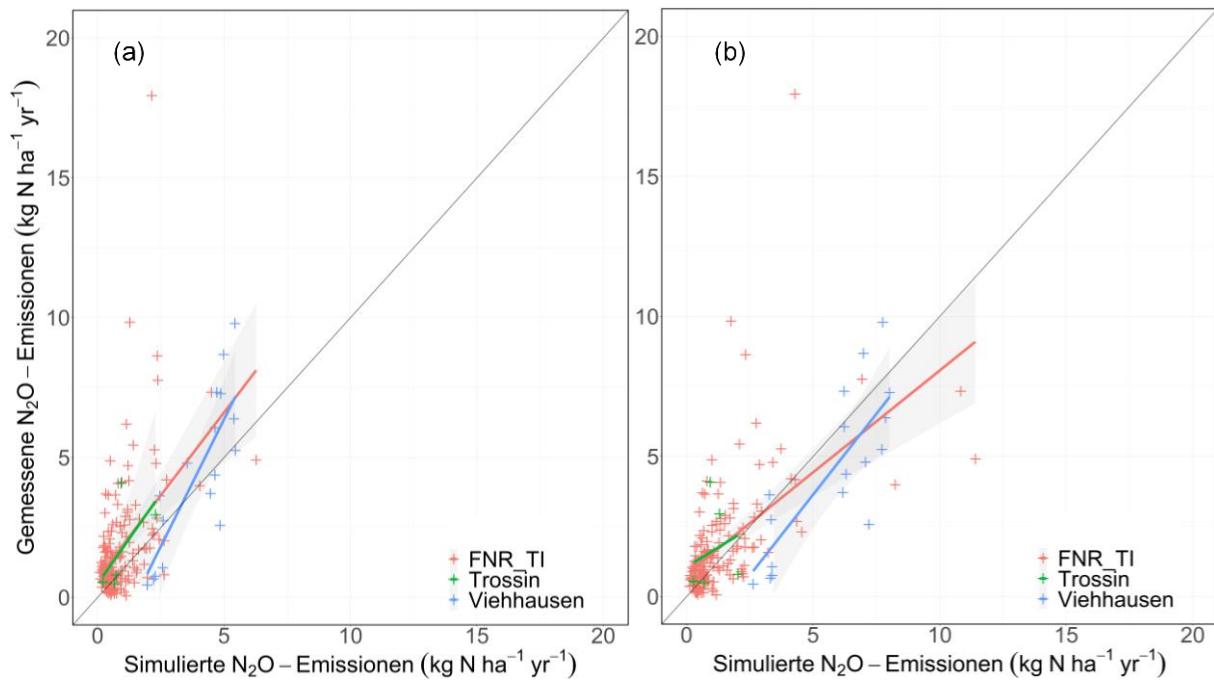


Abbildung 39: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten jährlichen N_2O -Emissionen für (a) das voreingestellte und (b) das kalibrierte MONICA-Modell.

Die Variabilität täglicher N_2O -Emissionen, als auch die Variabilität gemessener NO_3^- - und NH_4^+ -Gehalte, wurden durch das Modell unterschätzt. Die Modellgüte tgl. Werte war im Prinzip schlechter als das Mittel tgl. N_2O -Emissionen bzw. NO_3^- - und NH_4^+ - Gehalte pro Standort. Dies gilt auch für die Standorte Trossin und Viehhausen, wobei Trossin insgesamt besser abgebildet werden konnte. Tägliche N_2O -Höchstwerte wurden nur in den Sommermonaten getroffen und Winterpeaks wurden immer unterschätzt. Jährlich akkumulierte Werte waren im unkalibrierten Modell ebenfalls inadäquat und wurden meist unterschätzt, erreichten dennoch eine bessere Reproduktionsqualität (siehe Abbildung 39a).

Eine Kalibrierung des STICS-Submodells verbesserte die Performance für die Wiedergabe der jährlichen N_2O -Emissionen signifikant (siehe Abbildung 39b). Eine Validierung bestätigte die Ergebnisse. Die durchschnittliche Abweichung zwischen Simulation und Messung betrug $\sim 1 \text{ kg } N_2O\text{-N } ha^{-1} a^{-1}$. Ferner verbesserten sich die täglichen, simulierten N_2O -Stoffströme, wobei eine gute Abbildungsqualität nicht erreicht wurde. In Gegenüberstellung zu Tier 1 Methoden, z.B. den Emissionsfaktoren von Mathivanan et al. (2021) oder dem Verfahren von Stehfest und Bouwman (2006), erreichte das MONICA Modell eine bessere Abbildungsleistung der räumlichen N_2O -Emissionsmuster (siehe Tabelle 26).

Tabelle 26: Statistische Bewertung für das voreingestellte (MONICA_def) und kalibrierte (MONICA_cal) MONICA Modell, hinsichtlich der Beschreibung der jährlichen N₂O-Emissionen.

Analyseverfahren	Kalibrierungsdatensatz (n = 135)		Validierungsdatensatz (n = 53)		Tier 1 Methoden	
	MONICA_def	MONICA_cal	MONICA_def	MONICA_cal	Stehfest und Bouwman	Mathivanan et al. (2021)
<i>T</i>	0,34***	0,48***	0,42***	0,54***	-0,02	-0,03
<i>NSE</i>	-1,6	-0,08	-0,47	0,63	-26,59	-22,2
<i>MAE</i>	1,26	1,14	0,85	0,89	1,22	1,89

*** $p < 0.01$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

Eine Betrachtung der unkalibrierten Erträge und Kohlenstoffeinträge durch Pflanzenreste war hingegen nur bedingt möglich, da für die betrachteten Standorte teils neue Fruchtarten im Modell generiert und damit generell auf den vorhandenen Datensatz kalibriert werden mussten. Die Kalibrierung des Pflanzenwachstumsmodells und eine Überarbeitung der sortenspezifischen Parameter der Pflanzenresiduen und organischen Dünger führte zu einer guten Abbildungsgüte für die Erträge (siehe Tabelle 27). Im Vergleich wurden die Erträge für die Systemversuche in Viehhausen und Trossin unterschätzt und signifikant schlechter simuliert ($T = 0.5$, $NSE = 0.15$, $MAE = 2.75$).

Tabelle 27: Statistische Bewertung der kalibrierten Erträge (n = 847) und Kohlenstoffeinträge durch Pflanzenreste, der täglichen NO₃⁻ (n = 6291) und NH₄⁺-Stoffströme (n = 5641), der Bodentemperatur (n = 24576) und der Bodenwassergehalte (n = 9636).

Analyseverfahren	kalibrierte Erträge	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Bodentemperatur	Bodenwasser
<i>T</i>	0,65***	0,25***	0,2***	0,83***	0,63***
<i>NSE</i>	0,81	-3,68	-14,09	0,86	0,39
<i>MAE</i>	1,62	17,71	7,88	1,84	5,37

*** $p < 0.01$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

Die Nachbildung des Bodenkohlenstoffs, der Temperatur und des Bodenwassers erzielte im Vergleich meist gute bis sehr gute Resultate (siehe Tabelle 27). Dabei wurden die natürlichen Schwankungen unterschätzt, vor allem ersichtlich an den Bodenwassergehaltsveränderungen in Viehhausen. Die durchschnittliche Abweichung zwischen Simulation und Messung für Bodentemperaturen betrug etwa 2° C und für Bodenwasser etwa 5%. Das unkalibrierte Bodenkohlenstoffmodell tendierte dazu, die Dekomposition zu überschätzen, wodurch es im Verlauf der simulierten Zeitreihen zu einem übermäßigen Abbau an organischem Kohlenstoff kam (Abbildung 40a). Im Vergleich mit den Modellen RothC, C-Tool, CCB, ICBM und CENTURY erreichte das voreingestellte MONICA Modell eine unterdurchschnittliche Performance, wobei die quantitativen Unterschiede zwar signifikant, aber nicht groß waren (siehe Tabelle 28 und 29).

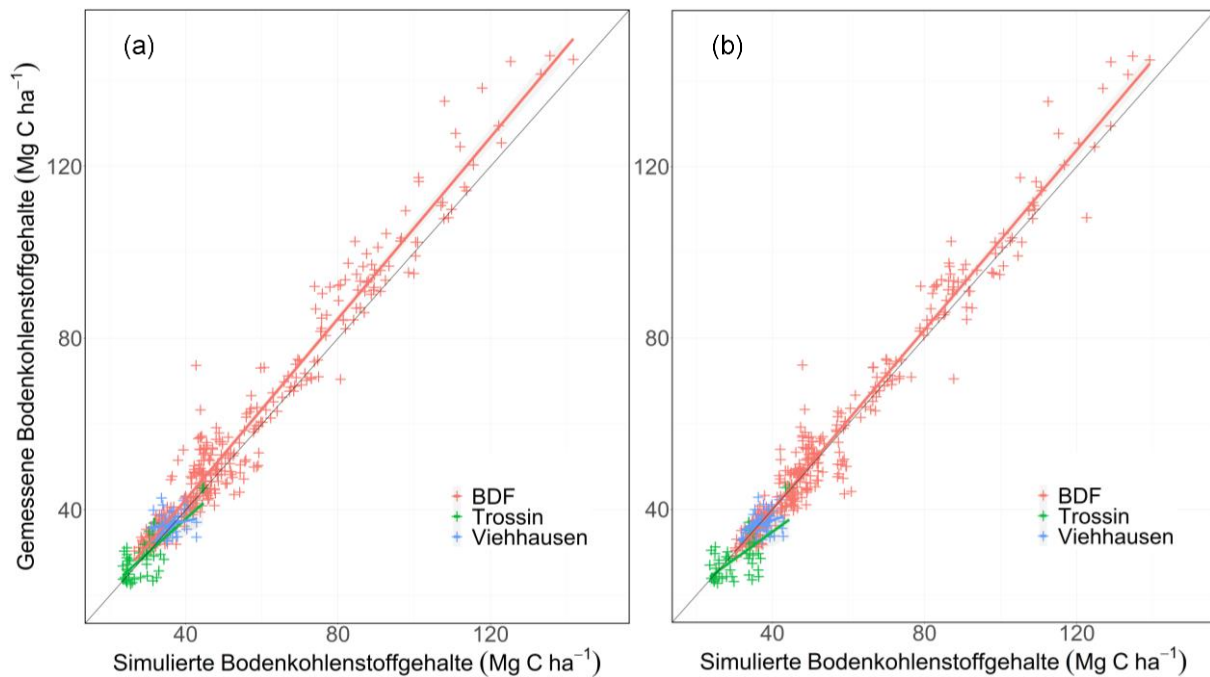


Abbildung 40: Vergleich zwischen gemessenen und simulierten Bodenkohlenstoffgehalten für das (a) voreingestellte und das (b) kalibrierte MONICA Modell. Die Punktwolken und Regressionsgeraden sind unterteilt auf die BDF, Viehhausen und Trossin Datensätze.

Alle Modelle waren imstande, für den Validierungsdatensatz Ergebnisse zu produzieren, die innerhalb des 95 % Konfidenzintervalls (6,4 Mg C ha⁻¹) lagen. Demgegenüber erreichte keines der Modelle das Gleiche für den Kalibrierungsdatensatz (3,3 Mg C ha⁻¹), der jedoch deutlich geringer ausfiel. Eine Kalibrierung des Dekompositionsmoduls in MONICA verbesserte die Modellperformance geringfügig und reduzierte den SOC-Abbau (Abbildung 40b). Bei einzelnen Standorten verschlechterte sich im Gegenzug die Performance, darunter Trossin und Dinklage (BDF Niedersachsen). Generell reduzierte sich der Fehler um ~1 t C ha⁻¹. Das kalibrierte Modell erreichte eine ähnliche Abbildungsgüte wie das international etablierte RothC-Modell (Tabelle 28 und 29).

Tabelle 28: Statistische Bewertung für das voreingestellte (MONICA_def) und kalibrierte (MONICA_cal) MONICA Modell und die Bodenkohlenstoffmodelle RothC, C-TOOL, ICBM, CENTURY und CCB, hinsichtlich der Beschreibung von Bodenkohlenstoffveränderungen. Evaluation anhand des Kalibrierungsdatensatzes (n = 223), ersten zehn Messjahre wurden bei der statistischen Untersuchung entfernt.

Analyseverfahren	MONICA_def	MONICA_cal	RothC	C-TOOL	ICBM	CENTURY	CCB
T	0,83***	0,84***	0,85***	0,83***	0,85***	0,79***	0,8***
NSE	0,91	0,95	0,96	0,94	0,94	0,92	0,92
MAE	5,64	3,98	3,69	4,43	3,99	5,31	5,44

*** $p < 0.01$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

Tabelle 29: Statistische Bewertung für das voreingestellte (MONICA_def) und kalibrierte (MONICA_cal) MONICA Modell und den Bodenkohlenstoffmodellen RothC, C-TOOL, ICBM, CENTURY und CCB, hinsichtlich der Beschreibung von Bodenkohlenstoffveränderungen. Evaluation anhand des Validierungsdatensatzes ($n = 70$), die ersten zehn Messjahre wurden entfernt.

Analyse- verfahren	MONICA_def	MONICA_cal	RothC	C-TOOL	ICBM	CENTURY	CCB
<i>T</i>	0.85***	0.84***	0.83***	0.85***	0.87***	0.84***	0.8***
<i>NSE</i>	0.93	0.97	0.97	0.95	0.95	0.95	0.93
<i>MAE</i>	5.4	3.9	3.68	4.63	3.6	4.32	4.95

*** $p < 0.01$, ** $p < 0.01$, * $p < 0.05$

Prognosen zum regionalspezifischen Einfluss von Managementsystemen und Minderungsmaßnahmen auf landnutzungsbedingte Treibhausgasemissionen

Die Prognosen der 36 Modellszenarien ergaben ein heterogenes Bild der landwirtschaftlichen THG-Emissionen in Deutschland und der zugeordneten Bodenklimate (siehe Abbildung 41).

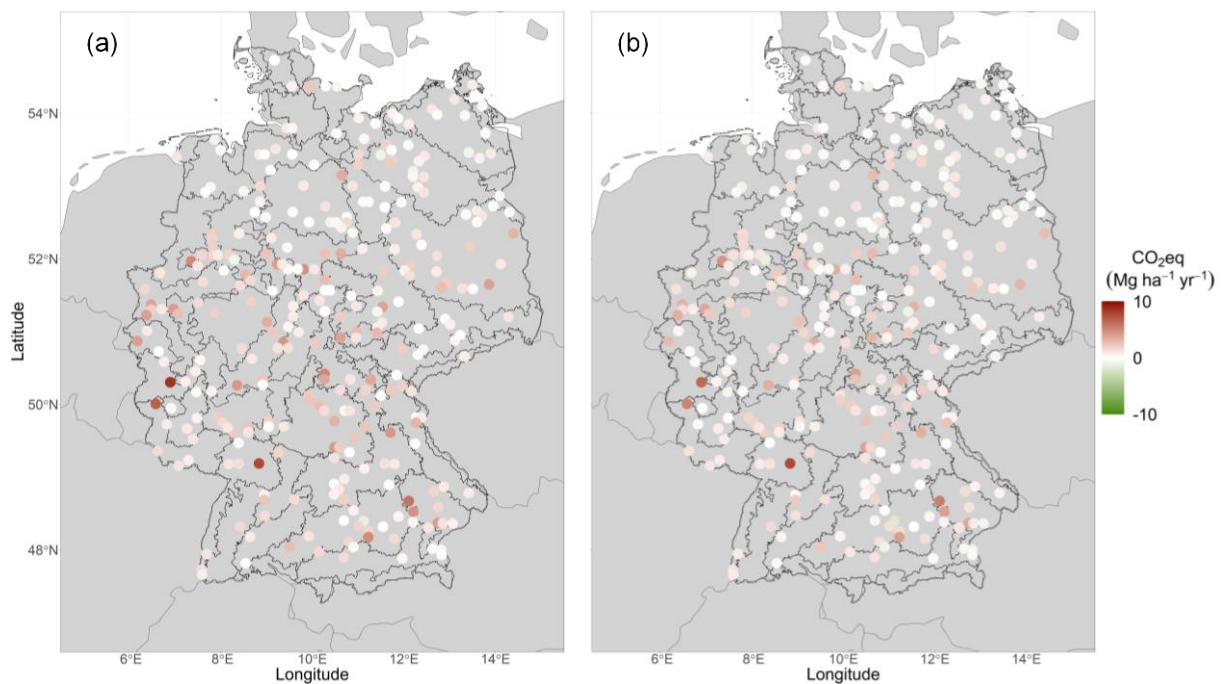


Abbildung 41: Räumliche Verteilung der jährlichen, landwirtschaftlichen THG-Emissionen durch CO_2 -Flüsse und direkte und N-Auswaschungsbedingte N_2O -Emissionen für Deutschland, für die Jahre 2020 bis 2050 unter RCP8.5. Dargestellt anhand der Modellszenarien mf_konv (a) und mf_oeko (b). Randlinien stellen die Länder- und BKR-Grenzen dar.

Klar ersichtlich ist die räumliche Variabilität der THG-Emissionen, unabhängig davon, welche Szenarien verwendet wurden. Die modellierten THG-Emissionen waren in der norddeutschen Tiefebene meist geringer als in Mittel- und Süddeutschland. Ausnahme bildeten die Gebiete des Niederrheins und der Westfälischen Bucht, wo ein erhöhtes THG-Potential simuliert wurde. Die höchsten Emissionen wurden in der Eifel und in der Rheinebene berechnet. Nur an wenigen Standorten wurden negative THG-Bilanzen erreicht. An diesen wurde mehr CO_2 im Boden gebunden als durch N_2O -Emissionen freigesetzt

wurde. Diese Standorte befanden sich vor allem in der norddeutschen Tiefebene. Die genannten Verteilungsmuster galten für alle Systemversuche und Klimaszenarien.

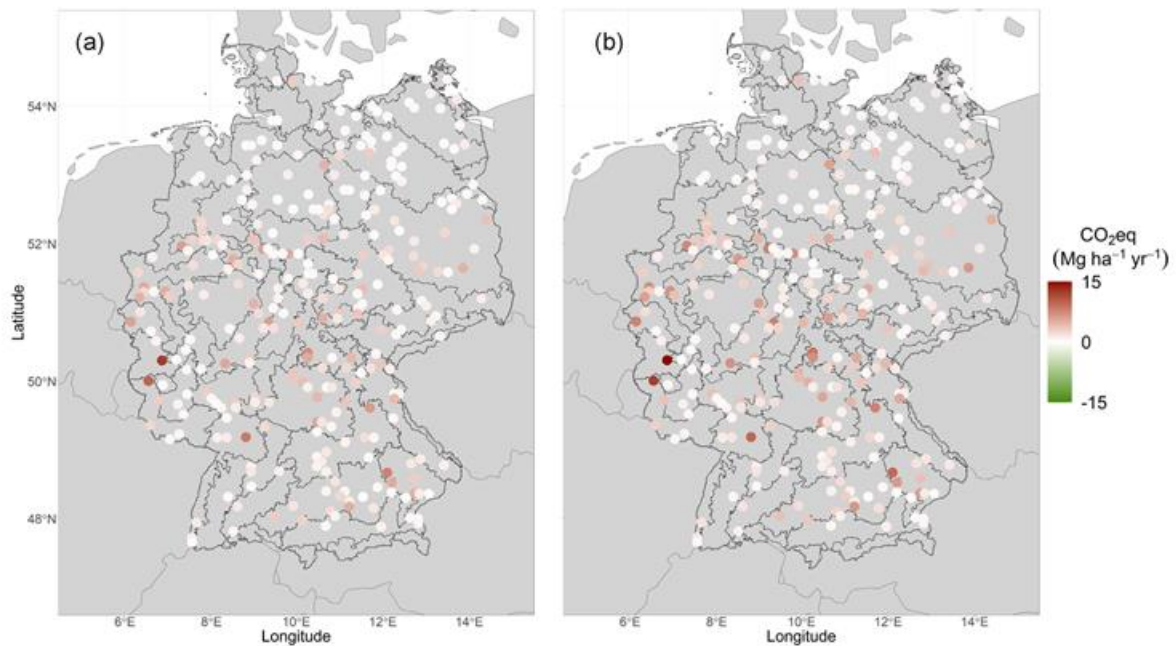


Abbildung 42: Räumliche Verteilung der jährlichen, landwirtschaftlichen THG-Emissionen durch direkte und indirekte N₂O-Emissionen, für die Jahre 2020 bis 2050 unter RCP8.5. Dargestellt anhand der Modellszenarien mf_konv_lowN (a) und mf_konv_highN (b). Randlinien stellen die Länder- und BKR-Grenzen dar.

Die Karten der modellierten N₂O-Emissionen zeigten ähnliche räumliche Verteilungsmuster wie die Karten zu den Summen der THG-Emissionen aus SOC-Änderung und N₂O-Emissionen. Dies lag vor allem an den um ein Vielfaches höheren N₂O-Emissionen im Vergleich zu den C-Sequestrierungspotentialen zwischen 2020 und 2050. Die heterogene Verteilung weist auf einen starken Einfluss pedoklimatischer Bedingungen auf die N₂O-Emissionen, wie sie auch bei Jungkunst et al. (2006), Dechow et al. (2011), Mathivanan et al. (2021) beschrieben sind.

Die höchsten N₂O-Emissionen und Stickstoffverluste durch Auswaschung wurden unter den Anbaumethoden mf_oeko_big und mf_konv_highN erreicht. Das waren auch die Szenarien mit den höchsten N-Einträgen. Dabei spielte die N-Auswaschung nur eine vergleichsweise geringe Rolle und trug im Durchschnitt nur zu ~20 % zu den stickstoffbedingten CO₂eq-Emissionen bei. Eine Verminderung der N-Düngung führte zu unterschiedlichen Reduktionseffekten, abhängig davon, ob organischer oder mineralischer Dünger ausgebracht wurde. Mineraldünger verursachten nach den Modellberechnungen höhere N₂O-Emissionen und hatte damit auch höhere Reduktionspotentiale. Gleichzeitig zeigte sich in den Varianten mf_konv_lowN, mf_konf und mf_konf_highN, dass eine Verringerung der Mineraldüngergaben die CO₂-Emissionen durch SOC-Abbau erhöhte. Dies liegt an einer geringeren Biomasseproduktion, wodurch sich auch der Kohlenstoffeintrag aus Pflanzenresiduen in den Boden verringert. Dabei zeigte sich für dieses Fruchtfolgesystem mit drei unterschiedlichen Düngergaben, dass im Mittel über alle Standorte pro eingesparter Tonne N₂O (als CO₂eq; direkt und durch Auswaschung) etwa 0,1 Mg CO₂eq durch Humusabbau emittiert wurde. Dieses Verhältnis erhöht sich auf 1:0,4, wenn im Vergleich zu mineralischem Dünger die Zugabe von Gärresten in den Szenarien big_oeko_lowN, big_oeko, big_oeko_highN variiert wird. Diese Verhältnisse werden nur marginal durch das gewählte Klimaszenario beeinflusst.

Die in Deutschland über alle Standorte durchschnittlichen N₂O-Emissionen betragen für das RCP2.6-Szenario 3,85 – 5 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (1,60 – 2,07 Mg CO₂eq ha⁻¹ a⁻¹) und für das RCP8.5-Szenario 3,77 – 4,87 kg N₂O-N ha⁻¹ a⁻¹ (1,56 – 2,03 Mg CO₂eq ha⁻¹ a⁻¹). Die Veränderung der jährlichen N₂O-Emissionen, verursacht durch den Klimawandel, fällt relativ gering aus. Weitere Unterschiede sind in Tabelle 30 ersichtlich.

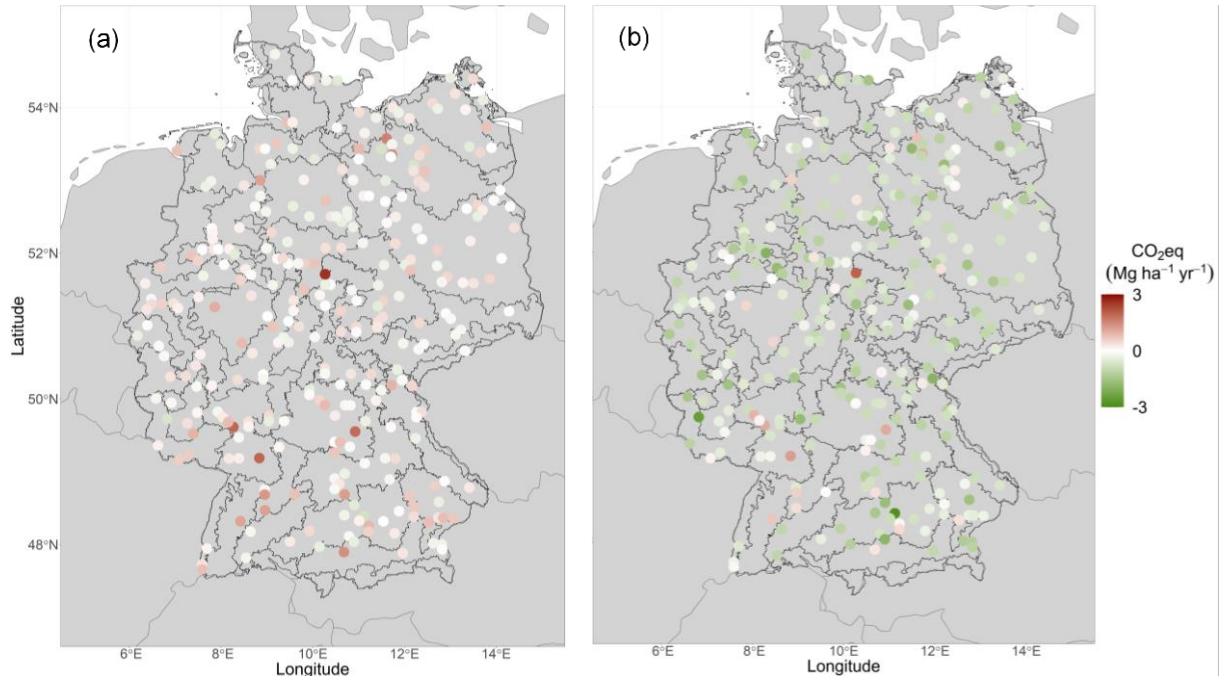


Abbildung 43: Räumliche Verteilung der jährlichen, landwirtschaftlichen THG-Emissionen durch CO₂-Senken und Quellen, für die Jahre 2020 bis 2050 unter RCP8.5. Dargestellt anhand der Modellszenarien big_oeko_notill (a) und mf_oeko_big (b). Randlinien stellen die Länder- und BKR-Grenzen dar.

Bei der Modellierung der Kohlenstoffdynamik zeichnete sich ein homogeneres Bild als bei den N₂O-Emissionen ab. Grundsätzlich wurde in allen Landesteilen Deutschlands Kohlenstoff auf- oder abgebaut, unabhängig von der Zugehörigkeit eines Modellierungspunktes zu einer Bodenklimaregion. Entscheidend für die C-Sequestrierung waren vor allem der initiale Bodenkohlenstoffgehalt und die C-Inputs durch Pflanzenreste und organische Düngung. Standorte mit signifikanten Kohlenstoffverlusten hatten einen initialen Kohlenstoffgehalt von vier oder mehr Prozentpunkten und umgekehrt Standorte mit gutem Sequestrationspotential von zwei oder weniger. Im Vergleich kontrollierten die variablen C-Inputs der untersuchten Anbaumethoden die Unterschiede zwischen den einzelnen Modellszenarien. Als verstärkende Faktoren sorgten die Temperatur und der Bodenwassergehalt für gute oder schlechte Bedingungen für den Auf- und Abbau von Kohlenstoff. Wobei meist ein geringer Einfluss vorlag und Klassifizierungen nach den Klimaräumen keine klar abgrenzbaren Sequestrierungspotentiale aufwiesen. Abweichungen zwischen den einzelnen Klimamodellen, führten im Vergleich zu stickstoffbasierten THG-Emissionen, zu hohen Standardabweichungen in der Abschätzung der Kohlenstoffveränderungen (siehe Abbildung 44).

Als Anbauverfahren, die im Mittel nicht zur Erhöhung von Bodenkohlenstoffvorräten führten, wurden die Szenarien big_oeko, big_oeko_highN, big_oeko_lowN, big_oeko_notill, mf_konv_notill und mf_konv_mono identifiziert. Fünf der zwölf Modellszenarien führten im Schnitt zur Erhöhung bestehender Bodenkohlenstoffvorräte. Als bestes Anbauverfahren für die Sequestrierung erwies sich mf_oeko_big, durch die vergleichsweise hohen Kohlenstoffeinträge durch Grün- und Gärrestdüngung. Damit könnten im Durchschnitt ~180 kg C ha⁻¹ a⁻¹ (~0,7 Mg CO₂eq ha⁻¹ a⁻¹) aufgebaut werden.

Dies ist allerdings ein artifizielles Szenario mit einer angenommenen Gärrestdüngung, die nicht aus geernteten Nebenprodukten dieser Fruchtfolge stammt. Das heißt, der Bodenkohlenstoffaufbau wäre zum großen Teil auf Verlagerungseffekte zurückzuführen. Netto kommt es dabei zu keinem Humusaufbau, da durch die Leakage-Effekte die Vorräte an organischem Kohlenstoff an einer anderen Stelle abnehmen. Außerdem überkompensieren die im Vergleich zu mf_oeko höheren N₂O-Emissionen die CO₂-Einsparungspotentiale durch Bodenkohlenstoffaufbau. Alternativ erreichte mf_oeko einen Kompromiss zwischen guter C-Sequestrierung und vergleichsweise niedrigen N₂O-Emissionen und damit die beste auf die Fläche bezogene THG-Bilanz.

Eine Etablierung der Anbaumethode mf_oeko gegenüber mf_konv würde zu einer Reduzierung der THG-Emissionen von etwa 0,38 Mg CO₂eq ha⁻¹ a⁻¹ (~54,8 Tg CO₂eq a⁻¹, hochgerechnet auf alle bundesdeutschen, landwirtschaftlichen Flächen) unter RCP2.6 und von etwa 0,43 Mg ha⁻¹ a⁻¹ (~5,6 Tg CO₂eq a⁻¹) unter RCP8.5 führen. Gleichzeitig berechnete das Modell, dass die durchschnittlichen THG-Emissionen der Szenarien durch den Klimawandel von 1,88 Mg CO₂eq ha⁻¹ a⁻¹ (RCP2.6) auf 1,90 Mg CO₂eq ha⁻¹ a⁻¹ (RCP8.5) zunehmen würden. Die THG-Emissionen der einzelnen Szenarien sind unter der Tabelle 30 aufgeschlüsselt.

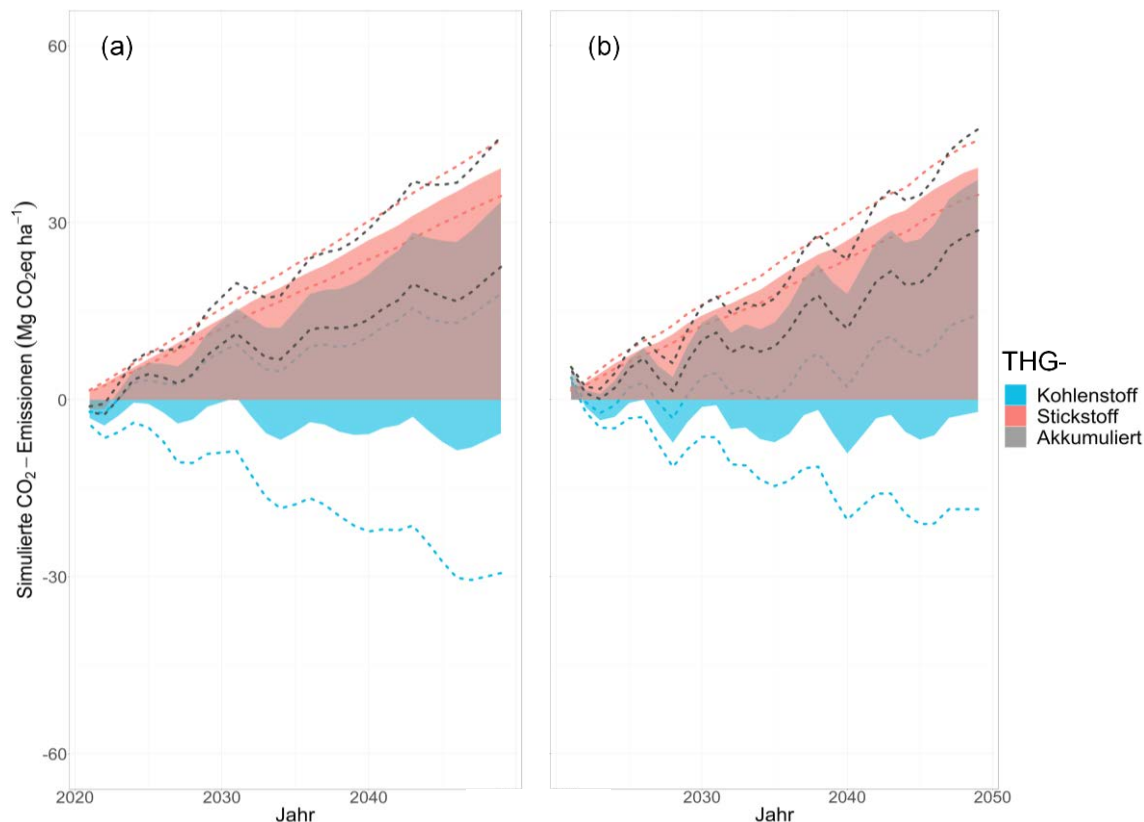


Abbildung 44: Darstellung der für die Szenarien mf_konv (a) und big_oeko (b) durchschnittlich verursachten kumulativen THG-Emissionen unter RCP2.6. Aufgeteilt nach den THG-Quellen Kohlenstoff (CO₂ durch Dekomposition und Sequestration), Stickstoff (direkte und N-Auswaschung bedingte N₂O) und den kombinierten Emissionen. Die gestrichelten Linien stellen die Unsicherheit in der Modellierung dar, verursacht durch Abweichungen in den Klimamodellen.

Unter den Faktoren hatten die Klimaszenarien den geringsten und nicht immer gleichen Trend auf die THG-Emissionen (siehe Tabelle 30). Zwischen den Klimaszenarien sorgten die Prognosen nach RCP8.5 im Durchschnitt zu den höchsten Kohlenstoffverlusten, besonders auffällig an den

Systemversuchen des konventionellen Marktfruchtanbaus. Durchschnittlich nahm der Humusabbau zwischen den Szenarien RCP2.6 und RCP8.5 um $0,06 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu. Ausschlaggebend für das Modell schienen hierbei die Veränderungen in den Temperaturen und Niederschlägen zu sein, die sich auch in den Sensitivitätsanalysen als bedeutend erwiesen. Dem gegenüber sanken die direkten N_2O -Emissionen durch die globale Erwärmung, während die N-Auswaschung unverändert blieb. Die N_2O -Emissionen nahmen durchschnittlich um $0,04 \text{ Mg CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zwischen den Szenarien RCP2.6 und RCP8.5 ab. Aufgrund der hohen Variabilität zwischen Projektionen eines Szenarios bestehen erhebliche Unsicherheiten über die tatsächliche Wirkung. Die größten Unsicherheiten bestehen hierbei für das Szenario RCP8.5.

Tabelle 30: Durchschnittliche landwirtschaftliche THG-Emissionen über alle untersuchten Standorte, Klima- und Modellszenarien durch Bodenkohlenstoff und Stickstoff.

Modellszenario	Klimaszenario	THG-Gesamt		Kohlenstoff		Stickstoff		N-Auswaschung	
				(CO ₂ eq Mg ha ⁻¹ a ⁻¹)					
big_oeko	RCP2.6	1.97	± 0.24	-0.04	± 0.09	1.74	± 0.12	0.28	± 0.03
	RCP4.5	1.95	± 0.18	-0.04	± 0.08	1.71	± 0.08	0.28	± 0.02
	RCP8.5	1.94	± 0.28	-0.03	± 0.14	1.69	± 0.12	0.27	± 0.02
big_oeko_highN	RCP2.6	2.04	± 0.25	-0.09	± 0.09	1.84	± 0.12	0.29	± 0.03
	RCP4.5	2.01	± 0.19	-0.08	± 0.08	1.80	± 0.09	0.29	± 0.02
	RCP8.5	2.00	± 0.28	-0.07	± 0.14	1.79	± 0.12	0.29	± 0.02
big_oeko_lowN	RCP2.6	1.90	± 0.23	0.01	± 0.09	1.64	± 0.11	0.26	± 0.03
	RCP4.5	1.88	± 0.18	0.01	± 0.08	1.61	± 0.08	0.26	± 0.02
	RCP8.5	1.87	± 0.27	0.03	± 0.14	1.59	± 0.12	0.25	± 0.02
big_oeko_notill	RCP2.6	2.14	± 0.23	0.14	± 0.09	1.74	± 0.12	0.25	± 0.03
	RCP4.5	2.13	± 0.17	0.17	± 0.07	1.71	± 0.09	0.25	± 0.02
	RCP8.5	2.11	± 0.27	0.18	± 0.13	1.69	± 0.13	0.24	± 0.02
mf_konv	RCP2.6	1.89	± 0.31	-0.24	± 0.16	1.86	± 0.12	0.27	± 0.02
	RCP4.5	1.93	± 0.22	-0.17	± 0.13	1.83	± 0.07	0.27	± 0.02
	RCP8.5	1.96	± 0.34	-0.15	± 0.19	1.84	± 0.12	0.27	± 0.03
mf_konv_highN	RCP2.6	2.09	± 0.33	-0.25	± 0.17	2.03	± 0.14	0.31	± 0.02
	RCP4.5	2.13	± 0.23	-0.18	± 0.13	2.00	± 0.08	0.31	± 0.02
	RCP8.5	2.17	± 0.36	-0.16	± 0.19	2.02	± 0.13	0.32	± 0.03
mf_konv_lowN	RCP2.6	1.63	± 0.29	-0.21	± 0.16	1.61	± 0.11	0.23	± 0.02
	RCP4.5	1.68	± 0.21	-0.14	± 0.13	1.59	± 0.07	0.23	± 0.02
	RCP8.5	1.70	± 0.32	-0.12	± 0.18	1.59	± 0.11	0.23	± 0.02
mf_konv_mono	RCP2.6	1.96	± 0.22	-0.01	± 0.10	1.70	± 0.10	0.26	± 0.02
	RCP4.5	1.99	± 0.15	0.04	± 0.07	1.69	± 0.07	0.27	± 0.02
	RCP8.5	2.05	± 0.24	0.10	± 0.11	1.69	± 0.11	0.26	± 0.02
mf_konv_notill	RCP2.6	1.89	± 0.31	-0.04	± 0.15	1.72	± 0.14	0.21	± 0.02
	RCP4.5	1.95	± 0.22	0.03	± 0.13	1.70	± 0.08	0.21	± 0.02
	RCP8.5	1.94	± 0.34	0.04	± 0.19	1.69	± 0.14	0.21	± 0.02
mf_oeko	RCP2.6	1.51	± 0.21	-0.34	± 0.08	1.60	± 0.10	0.25	± 0.03
	RCP4.5	1.51	± 0.19	-0.31	± 0.08	1.57	± 0.08	0.25	± 0.02
	RCP8.5	1.53	± 0.28	-0.28	± 0.14	1.56	± 0.13	0.25	± 0.02
mf_oeko_big	RCP2.6	1.75	± 0.27	-0.67	± 0.11	2.07	± 0.13	0.34	± 0.03
	RCP4.5	1.72	± 0.21	-0.67	± 0.09	2.04	± 0.10	0.34	± 0.02
	RCP8.5	1.70	± 0.33	-0.66	± 0.16	2.03	± 0.15	0.34	± 0.02
mig_konv	RCP2.6	1.75	± 0.25	-0.16	± 0.12	1.68	± 0.10	0.23	± 0.02
	RCP4.5	1.76	± 0.21	-0.11	± 0.12	1.64	± 0.07	0.23	± 0.02
	RCP8.5	1.76	± 0.29	-0.11	± 0.16	1.64	± 0.12	0.22	± 0.02

Arbeitspaket 7. Projektdatenbank

Das Thünen-Institut hat am Anfang des Projektes vereinheitlichte Datenformate für Inputdaten aller verwendeten Modelle (MONICA, RothC, CCB, ICBM, CENTURY, C-TOOL) definiert und an die Projektpartner übergeben. Das Thünen-Institut hat historische Daten (Bodendauerbeobachtungsflächen Niedersachsen, FNR-Datensatz zu N₂O-Emissionen, BZE-Datensatz) in dieses Datenformat überführt, während TUM und LfULG aktuelle und historische Daten der Feldexperimente Trossin und Viehhausen entsprechend der definierten Datenformate übergeben haben.

Arbeitspaket 8. Gesamtauswertung

Im Versuch in Trossin wurden über den gesamten Projektzeitraum vier unterschiedliche, 3-feldrige Fruchtfolgen mit Winterzwischenfrüchten etabliert und im Projektzeitraum die Erträge ermittelt. Um eine Vergleichbarkeit unterschiedlicher Biomassen (z.B. Korn und Stroh) und Nutzungsrichtungen von Rohstoffpflanzen vornehmen zu können, wurden die Erträge in Getreideeinheiten (GE) umgerechnet. Die Kulturen Mais und Sorghum erreichen die höchsten Erträge von rund 100 bis 120 dt TM/ha. Im Jahr 2020 konnte auch der Winterroggen einen ähnlich hohen Gesamtertrag (Korn und Stroh) erzielen. Weit unter dem Durchschnitt blieben die Luzernegraserträge. Statistisch konnten keine Ertragsunterschiede zwischen den nur mineralisch und den mineralisch und organisch gedüngten Varianten festgestellt werden.

Mittels unterschiedlicher Bodenfeuchtemessmethoden wurden Fruchtarten, Fruchtfolgen und die mineralische und mineralisch/organische Düngung miteinander verglichen (zur Evaluierung der Methoden untereinander). Die Bodenfeuchten unter den einzelnen Fruchtarten unterscheiden sich signifikant. Am Beispiel der Bodenfeuchte konnte gezeigt werden, dass sich Vielfalt bei den landwirtschaftlichen Kulturen risikomindernd auswirkt, da die Kulturen zu unterschiedlichen Zeiten unterschiedliche Mengen an Wasser benötigen und die Jahreswitterung den größten Einfluss auf die Ertragsbildung hat. Vergleicht man die Fruchtfolge zwischen mineralischer und mineralisch/organischer Düngung so liegt in allen 3 Bodenschichten die Bodenfeuchte der mineralisch/organischen Düngevariante signifikant leicht über der nur mineralisch gedüngten Variante. Dies zeigt die positive Wirkung der organischen Düngung auf die Bodenfeuchte.

Die N-Bilanzen sind meist ausgeglichen bis leicht positiv (N-Überschuss). Bei einigen Fruchtarten z.B. Raps liegt jedoch ein deutlicher N-Überschuss vor. Dieser ergibt sich aus der deutlich höheren Ertragserwartung mit welcher die Parzellen gedüngt wurden. Beim Raps konnte, trotz Nachsaat, kein akzeptabler Ertrag etabliert und geerntet werden. In jedem Falle positiv ist die N-Fixierung von Leguminosen zu bewerten, was vor allem für den ökologischen Landbau von Bedeutung ist. Der Mais wurde vorschriftsmäßig nach BESyD (Dünge-Bilanzierungs- und Empfehlungssystem des LfULG) gedüngt, daraus ergibt sich ein leicht negativer N-Saldo. Die Düngeempfehlung für Sorghum (Futterhirse) liegt mit 170 kg N/ha sehr hoch. Nach wissenschaftlichen Erkenntnissen (siehe FNR FKZ: 22007010) kann die vorgegebene Düngeempfehlung im BESyD deutlich reduziert werden. Auch die Getreidearten haben im Saldo eine leicht positive N-Bilanz, weshalb in der Fruchtfolge betrachtet die N-Überschüsse doch erheblich sind.

Insgesamt sind die Lachgasemissionen am Standort Trossin sehr gering. Aus den bisherigen Untersuchungen zu den THG-Emissionsmessungen (N₂O) lässt sich ableiten, dass in den Fruchtfolgen 2 und 3 keine relevanten N₂O-Emissionen entstanden. Deutlich ist zu erkennen, dass ein

Zusammenhang zwischen Starkregenereignissen und N_2O -Austrag besteht. Die Höhe des Ernteertrages scheint ebenfalls ein Kriterium für die Höhe der N_2O -Emissionen zu sein.

Berechnungen mit dem MiLA-Tool zeigen, dass die Düngemittelherstellungsemissionen der mineralisch/organischen Varianten geringer ausfallen. Dafür sind jedoch die spezifischen Feldemissionen durch Düngung sowie der Maschineneinsatz in den mineralisch/organischen Varianten geringfügig höher. Die Gesamtemissionen der Düngevariante mineralisch/organisch über die untersuchten Fruchtfolgen sind signifikant kleiner. Die THG-Emissionen sollten produktbezogen bewertet werden. Die ertragsstärksten Kulturen weisen dabei die geringsten THG-Emissionen auf.

Für die korrekte Ausweisung der THG-Einsparungspotentiale ist es notwendig, den gesamten Lebensweg vom Anbau der Biomasse bis hin zur Produktion der Energie in Form von Strom, Wärme oder Kraftstoff abzubilden. Damit hängt die Höhe der verursachten THG-Emissionen nicht mehr allein von der eingesetzten Biomasse ab, sondern auch von der gesamten Verwertungstechnologie (Biogasanlagentyp, etc.) und deren Optimierung. Um diesen letzten Verarbeitungsschritt bis zur Stromerzeugung zu berechnen, wurden die Anbaudaten und 2 Biogasanlagenvarianten in den THG-Biogasrechner Bayern eingespeist. Die THG-Emissionen der **Fruchtarten** Mais und Sorghum unterscheiden sich am Standort Trossin kaum. Auch aus früheren Versuchen wurde deutlich, dass Futterhirse hohe und gegenüber Mais verlässliche Erträge auf diesen trockenen und warmen Sandstandorten liefert. Der Einbau von Futterhirse in die Fruchtfolge senkt somit das anbautechnische Risiko, erhöht die Biodiversität und erreicht, auf Grund des hohen Ertrages (auf diesem Standort), sehr gute produktbezogene THG-Emissionen. Die weiteren Berechnungen wurden inklusive **Biogaserzeugung** durchgeführt. Auch hierbei konnten mehrere THG-Einsparmöglichkeiten aufgezeigt werden.

Alle Modelle/Theorien/Ansätze zur Höhe der N_2O -Emissionen weichen deutlich von den Messungen am Standort Trossin ab. Das heißt, dass die zur Verfügung stehenden Modelle weiter verbessert, optimiert und evaluiert werden müssen.

Innerhalb des im Methodenteil beschriebenen Projektes OptAKlim (Zusammenarbeit außerhalb der Projektpartner) wurde im Modellsystem MiLA die Einbindung des VDLUFA-**Humusbilanzansatzes** als ein Modul mittels eines separaten Tabellenblattes eingefügt. In Zusammenarbeit von LfULG und ZALF wurde ein Web-Dienst entwickelt der THG-Emissionen für einzelne Maßnahmen und gesamte Anbausysteme basierend auf den Berechnungsmethoden von MiLA berechnet.

Das MONICA Modell war in der Lage, alle untersuchten Faktoren und Standorte zu simulieren. Abhängig von den untersuchten Größen und den Standortbedingungen, erreichte MONICA dabei eine uneinheitliche Modellgüte. Gute bis sehr gute Leistungen erzielte MONICA bei der Reproduktion der Bodenkohlenstoffveränderungen, der Bodentemperatur und des Bodenwassers. Weiterhin wurden nach der Kalibrierung die Erträge meist gut abgebildet. Schwächen zeigten sich in der Wiedergabe der Stickstoffdynamik. Eine Optimierung des N_2O -Submodells verbesserte die Simulation der jährlichen Stoffströme signifikant. MONICA erreichte insgesamt eine bessere Abbildungsgüte als herkömmliche THG-Bilanzierungsmethoden. Damit eignete sich das kalibrierte Modell, als Prognosewerkzeug für die Simulation der landwirtschaftlichen, feldbasierten THG-Emissionen unter sich verändernden Wetterbedingungen.

Die Untersuchung der Modellszenarien zeigte deutliche Unterschiede zwischen den betrachteten Anbaumethoden und geringfügige zwischen den Klimaszenarien. Als besonders ergiebige Methode zur Verbesserung der THG-Bilanz auf Ackerflächen erwiesen sich die Reduktion der N-Düngung und der

Anbau und die Einarbeitung von Luzerne-Klee gras-Gemengen. Eine Reduktion der Düngung reduzierte dabei die direkten und die durch NO_3^- -Auswaschung verursachten N_2O -Emissionen; die Gründüngung erhöhte die C-Sequestration. Diese Ergebnisse spiegeln auch die Erkenntnisse aus der Literatur wieder (Shcherbak et al., 2014; Poeplau et al., 2015; Seitz et al., 2022). Aufbauend auf diesen Resultaten wurden die geringsten flächenbezogenen THG-Emissionen unter dem System mf_oeko erreicht. Potentielle Umsatzeinbußen durch verringerte Erträge wurden bei der Untersuchung nicht einbezogen und könnten einen entscheidenden Nachteil im Anbauverfahren darstellen. Die höchsten Emissionen wurden unter dem System big_oeko_notill, gefolgt von mf_konv_highN, big_oeko_highN und mf_konv_mono berechnet. Dies ist in dem Sinne interessant, da unter einer pfluglosen Bodenbearbeitung die höchsten Kohlenstoffverluste simuliert wurden. Haddaway et al. (2017) stellten in ihrer Review einen positiven Effekt reduzierter Bodenbearbeitungen auf die Bodenkohlenstoffgehalte fest. Diese Abweichung könnte auf Unzulänglichkeiten in der Modellierung der Effekte der Bodenbearbeitung hinweisen.

Die räumliche Verteilung der THG-Potentiale ergab, dass die höchsten Einsparpotentiale in Mittel- und Süddeutschland erreicht werden können. Eine klare Einteilung nach den BKR war hingegen nur bedingt möglich und die spezifischen Charakteristika der einzelnen Standorte waren letztlich ausschlaggebend für die berechneten Emissionen. Insgesamt war die räumliche Verteilung heterogen und Standorte mit hohen Emissionen befanden sich häufig in unmittelbarer Nachbarschaft zu Standorten mit niedrigen Emissionen. Als entscheidende Faktoren erwiesen sich die Wasserkapazität, die Temperatur, der pH-Wert und der initiale Bodenkohlenstoffgehalt der Standorte.

Der Effekt der Klimaszenarien auf die THG-Bilanz war nicht immer eindeutig. Zum einen gab es hohe Unsicherheiten, verursacht durch die Variabilität der Projektionen und zum anderen hing der Trend der Effekte vom Standort und der Anbaumethode ab. Im Mittel erhöhten sich die CO_2 -Flüsse durch Bodenkohlenstoffvorratsänderungen von Klimaszenario RCP2.6 zu RCP8.5, während sich direkte N_2O -Emissionen im Schnitt marginal verringerten.

Das artifizielle Szenario mf_oeko_big ausgenommen, bei dem Verlagerungseffekte die tatsächlichen Humusaufbaupotentiale verringerten, entsprachen die CO_2 -Flüsse durch Humusvorratsänderungen etwa 0 – 20 % der direkten und N-Auswaschungsbedingten N_2O -Emissionen. Das bedeutet, dass Lachgas das THG-Emissionsgeschehen für die betrachteten Rohstoffpflanzenfruchtfolgen dominiert. Dies wird auch bei der Darstellung der räumlichen Verteilung von N_2O -, CO_2 - und gesamten THG-Emissionen deutlich. Demzufolge haben Maßnahmen zur Reduktion von N_2O -Flüssen, wie die Verminderung von Stickstoffeinträgen, ein hohes flächenbezogenes THG-Einsparpotential. Dieses ist vor allem von den Standortbedingungen (Klima und Bodeneigenschaften) abhängig.

Die Auswertung der Modellrechnungen zeigt, dass gemittelt über die 295 Standorte, eine Verminderung von organischen oder mineralischen Düngerapplikationen zwar N_2O -Emissionen vermindert, gleichzeitig aber CO_2 -Emissionen durch Humusabbau (bzw. verminderten Aufbau) erhöht. Dies waren pro eingesparter Tonne Lachgasemissionen (in CO_2eq) etwa $0,1 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei mineralischer (Szenarien mf_konv) und $0,4 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bei organischer Düngung (Szenarien big_oeko). Dies zeigt, dass die THG Bilanz einzelner Fruchtfolgesysteme gleichermaßen über Humusänderungen und N_2O -Emissionen bestimmt wird.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen für die Praxis

Ertragsleistungen in Energiepflanzen-Fruchtfolgen

Im Systemversuch und im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch zeigen sich sehr positive Wirkungen des Anbaus von Luzerne-Klee gras auf die Ertragsleistungen der gesamten Fruchtfolge, die Stickstoffbilanz, die Humusreproduktion und die Nährstoffversorgung der Böden. Die positiven pflanzenbaulichen und agrarökologischen Wirkungen stehen im Zusammenhang mit den festgestellten hohen TM-Erträgen von Luzerne-Klee gras bis $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, den hohen Leguminosenanteilen bis 80 % im Gemenge sowie den entsprechend hohen N_2 -Fixierleistungen. Das schnittgenutzte Luzerne-Klee gras hat entscheidende Vorteile gegenüber der Mulchnutzung (Gründüngung). Die Luzerne-Klee gras-Biomasse kann in der Nutztierhaltung als proteinreiches Futter oder in Biogasanlagen energetisch genutzt werden, wodurch die TM- und GE-Erträge der Fruchtfolgen signifikant ansteigen (vgl. Tabelle 2, Vergleich der Erträge des ökologischen Marktfruchtsystems mit den Milchviehsystemen und dem Biogassystem). Zugleich vermindern sich die N_2O -Emissionen, wenn die Luzerne-Klee gras-Biomasse geerntet wird gegenüber dem Marktfruchtsystem mit Mulchen der Biomasse (vgl. Abbildung 18 und Tabelle 20). Hieraus ist zu schlussfolgern, dass die Luzerne-Klee gras-Biomasse möglichst futterbaulich oder energetisch genutzt werden sollte. Die Verwertung der Luzerne-Klee gras-Biomasse in Biogasanlagen stellt im Marktfruchtsystemen keine Konkurrenz zur Nahrungserzeugung dar, sondern erhöht im Gegenteil die Ertragsleistungen – wie der Systemversuch Viehhausen zeigt.

Am Standort Trossin brachte Luzernegras hingegen witterungsbedingt (ausgeprägte Trockenheit im Jahr 2019) geringe Ertragsleistungen, wodurch der GE-Ertrag der Fruchtfolge vermindert wurde und die produktbezogenen Treibhausgasemissionen stiegen (Abbildung 33). Im gleichen Versuch waren auch die Raps erträge auf sehr geringem Niveau (7 dt ha^{-1}), während die Sorghumerträge über 12 t TM ha^{-1} betragen (vgl. Tabelle 10).

Die in den Versuchen festgestellte Ertragsvariabilität der Energiepflanzen und die zum Teil drastischen Ertragsminderungen durch Hitze- und Trockenstressperioden (Luzernegras, Raps am Standort Trossin im Jahr 2019) sowie durch Starkregen und ausgeprägte Kälteperioden (Silomais, am Standort Viehhausen im Jahr 2021, vgl. Tabelle 13) weisen darauf hin, dass eine ausreichende Fruchtartenvielfalt in den Fruchtfolgen angestrebt werden sollte, um das durch zunehmende Witterungsextreme verursachte Ertragsrisiko zu vermindern.

Wirkungen von Biogasgärresten auf Bodenfruchtbarkeit und Ertrag

Für Biogasgärreste wurden in den Dauerfeldversuchen hohe Humusreproduktionsleistungen ermittelt und damit die in der dynamischen Humusbilanzierung verwendeten Humusbilanzkoeffizienten bestätigt. In den Energiepflanzenfruchtfolgen wurde bei systemkonformer Düngung mit Gärresten ein Humusaufbau gemessen. Frühere Annahmen, wonach es durch den Biogasprozess, die Umsetzung der Biomasse im Fermenter und die Biogaserzeugung zu einem Kohlenstoffverlust im System und damit zu einem Humusabbau kommen würde, werden mit den experimentellen Daten der Langzeitversuche widerlegt. So entsprachen beispielsweise im Systemversuch Viehhausen die gemessene und die bilanzierte Humus-C-Anreicherung des Biogassystems etwa der des Milchviehsystems, in dem hochwertiger Stallmist-Kompost eingesetzt wurde (vgl. Tabelle 4).

Biogas-Gärreste bewirkten bedeutende Ertragssteigerungen unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus (vgl. Tabelle 2, Tabelle 13, Tabelle 17), u.a. durch die Zufuhr von Makro- und Mikronährstoffen sowie die bessere Humusversorgung. Winterweizen und Silomais reagierten mit beachtlichen Ertragssteigerungen auf die Gärrestdüngung (z.T. über 50 % Ertragssteigerung), wobei in den Versuchen teilweise Erträge gemessen wurden (Silomais $> 20 \text{ t TM ha}^{-1}$, Weizen $> 8 \text{ t ha}^{-1}$), die fast dem Niveau konventioneller Systeme entsprechen. Dies zeigt das enorme Ertragspotenzial der Gärrestdüngung. Hiermit werden auch Ergebnisse aus der landwirtschaftlichen Praxis und aus Feldversuchen bestätigt (z.B. Böswirth 2017, Serdjuk et al. 2018, Simon 2021), wonach Biogassysteme die Bodenfruchtbarkeit erhöhen und das Ertragspotenzial der Böden steigern.

Biogasanlagen können dazu beitragen, Stoffkreisläufe zu schließen (Kleegrasverwertung, Nährstoffrecycling über Biogasgärreste) und damit teilweise die Funktionen der Nutztierhaltung im betrieblichen Nährstoffkreislauf zu übernehmen.

Lachgasemissionen in Energiepflanzen-Fruchtfolgen

Der Vergleich der in den Versuchen am Standort Viehhausen und am Standort Trossin gemessenen N₂O-Emissionen zeigt, dass die N₂O-Flüsse standortgeprägt sind. Die Boden- und Klimabedingungen der Versuchsstationen sind in Tabelle 1 dargestellt. In Trossin wurden auf einem trockenen Diluvialstandort mit sandigen Böden sehr geringe Lachgasemissionen festgestellt; nur episodenhaft traten relevante N₂O-Flüsse auf. In Viehhausen waren die N₂O-Flüsse, begünstigt durch hohe Niederschläge und die zur Verdichtung neigenden Böden mit hohem Ton- und Schluffgehalt, zum Teil extrem hoch und übertrafen die modellierten N₂O-Emissionen.

Beim Anbau von Winterweizen zeigten sich Langzeit- und Kurzzeiteffekte der Gärrestdüngung auf die N₂O-Emissionen. Gärrestdüngung erhöhte die flächenbezogenen N₂O-Emissionen signifikant, nicht jedoch die produktbezogenen N₂O-Emissionen aufgrund der positiven Ertragswirkungen. Hierbei ist zu beachten, dass die Gärrestdüngung zwar die N₂O-Emissionen signifikant steigert, gleichzeitig aber den Humusaufbau und die Bodenkohlenstoffbindung fördert, wodurch ein Teil der Treibhausgasemissionen kompensiert wird.

Im Systemversuch Viehhausen wurden vergleichend die N₂O-Emissionen der Fruchtfolgeglieder Luzerne-Kleegras – Winterweizen (ökologisch), Winterraps – Winterweizen (konventionell) und Mais – Winterweizen (konventionell) untersucht. Die N₂O-Emissionen waren unter den Bedingungen des konventionellen Landbaus deutlich höher, auch im direkt vergleichbaren Winterweizen. Im Fruchtfolgeglied Winterraps – Winterweizen traten hohe N₂O-Emissionspeaks nach der Stickstoffdüngung und nach der Rapsernte auf. Winterraps hinterlässt hohe Mengen an organisch gebundenem Stickstoff in der nicht geernteten Biomasse, die schnell mineralisiert werden können. In Viehhausen waren diese N₂O-Flüsse stark ausgeprägt, während in anderen Rapsversuchen, z.B. am Versuchsstandort Roggenstein der TUM (Vinzent et al. 2018) nur sehr geringe N₂O-Emissionen im Rapsanbau auftraten.

Im Energiepflanzen-Fruchtfolgeversuch Viehhausen konnten durch den Verzicht auf intensive Bodenbearbeitung mit dem Pflug durch eine Mulchsaat bzw. eine Einsaat in Weißklee die N₂O-Flüsse signifikant vermindert werden. Offenbar kann es beim Maisanbau nach Winterroggen durch die Pflugbearbeitung im Frühjahr (bei feucht-warmen Bedingungen) zu einer starken Stickstoffmineralisierung kommen (in der N_{min}-Dynamik nachweisbar), was auch am Standort Trossin bei Mais und Sorghum festgestellt wurde. Aus den Versuchsergebnisse ist zu schlussfolgern, dass die N₂O-Emissionen in hohem Maße standortspezifisch sind. Auch die Maßnahmen zur Emissionsminderung müssen den jeweiligen Boden-, Klima- und Witterungsbedingungen angepasst sein.

Schlussfolgerungen und Empfehlungen – Standort Trossin

Trocken warme Standorte auf diluvialen Böden (hier Trossin in Nordsachsen) erfordern eigene Anpassungsmaßnahmen an den Klimawandel, das Stickstoffmanagement und die Humusversorgung. Neben Mais eignen sich auf diesen Standorten v.a. Sorghum und Getreide. Luzernegras erwies sich nicht als konkurrenzfähig. Mais und Sorghum erreichen produktbezogen auch die besten THG-Bilanzen. Bei Stickstoffdüngung nach Düngeempfehlung werden ausgeglichene Bilanzen erreicht, wenn die geplanten Durchschnittserträge erzielt werden können.

Zwischenfrüchte mit ihren oft positiven Eigenschaften entzogen auf dem trockenen Standort für die Hauptfrucht zu viel Wasser und verschlechterten die THG-Bilanz der Fruchtfolgen.

Am Beispiel der Bodenfeuchte konnte gezeigt werden, dass sich Vielfalt bei den landwirtschaftlichen Kulturen risikomindernd auswirkt, da die Kulturen zu unterschiedlichen Zeiten unterschiedliche Mengen

an Wasser benötigen und die Jahreswitterung den größten Einfluss auf die Ertragsbildung hat. Vergleicht man die Fruchtfolge zwischen mineralischer und mineralisch/organischer Düngung so liegt in allen 3 Bodenschichten die Bodenfeuchte der mineralisch/organischen Düngevariante signifikant leicht über der nur mineralisch gedüngten Variante. Dies zeigt die positive Wirkung der organischen Düngung auf die Bodenfeuchte.

Nach wissenschaftlichen Erkenntnissen (siehe FNR FKZ: 22007010) kann die vorgegebene Düngeempfehlung im BESyD bei der Fruchtart Sorghum deutlich reduziert werden.

Eine leicht positive N-Bilanz der Fruchtarten erzeugt in der gesamten Fruchtfolge erhebliche N-Überschüsse. Das Stickstoffmanagement ist deshalb immer in der Fruchtfolge zu betrachten und zu gestalten.

Insgesamt sind die Lachgasemissionen am Standort Trossin sehr gering. Deutlich ist zu erkennen, dass ein Zusammenhang zwischen Starkregenereignissen und N_2O -Austrag besteht. Die Höhe des Ernteertrages scheint ebenfalls ein Kriterium für die Höhe der N_2O -Emissionen zu sein.

Die Gesamtemissionen der Düngevariante mineralisch/organisch über die untersuchten Fruchtfolgen sind signifikant kleiner gegenüber einer rein mineralischen Düngung.

Die THG-Emissionen sollten produktbezogen bewertet werden. Die ertragsstärksten Kulturen weisen dabei die geringsten THG-Emissionen auf.

Für die korrekte Ausweisung der THG-Einsparungspotentiale ist es notwendig, den gesamten Lebensweg vom Anbau der Biomasse bis hin zur Produktion der Energie in Form von Strom, Wärme oder Kraftstoff abzubilden. Damit hängt die Höhe der verursachten THG-Emissionen nicht mehr allein von der eingesetzten Biomasse ab, sondern auch von der gesamten Verwertungstechnologie und deren Optimierung. Sowohl beim Anbau von Kulturen als auch bei der Biogasproduktion sowie bei anderen Verwertungsrichtungen (z.B. Raps-Kraftstofflinie) können Einsparpotenziale in erheblichem Maße erzielt werden.

Zur Berechnung von THG-Emissionen stehen verschiedene Modelle zur Verfügung. Alle Modelle/Theorien/Ansätze zur Höhe der N_2O -Emissionen weichen deutlich von den Messungen am Standort Trossin ab. Das heißt, dass die zur Verfügung stehenden Modelle weiter verbessert, optimiert und evaluiert werden müssen. Dafür müssten weiterhin langjährige Messungen zu verschiedenen Kulturen und auf unterschiedlichen Standorten durchgeführt werden. Das in diesem Projekt verwendete MiLA-Tool kann online mit integrierter Humusbilanzrechnung genutzt werden.

2. Verwertung

Tabelle 31: Verwertungsplan der TUM

	Eigene Verwertung	Verwertung durch Dritte Netzwerkpartner, Landwirtschaft und Gesellschaft
Wirtschaftliche Erfolgsaussichten kurz-, mittel- bzw. längerfristig	<p>Die Projektergebnisse sind überwiegend der Grundlagenforschung und der angewandten Forschung zuzuordnen.</p> <p>Mittel- bis längerfristig werden diese Ergebnisse in die am Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme entwickelten webbasierten Nährstoffmanagementsysteme (webBESyD und Web-Man) integriert.</p> <p>Diese Managementsysteme dienen nicht nur der Lehre und Forschung, sondern auch der Beratung.</p> <p>Durch die Weiterentwicklung von THG-Bilanzierungsmethoden in Integration in o.g. Modelle bestehen gute Chancen, in Zusammenarbeit mit Wirtschaftsunternehmen (Landwirtschaft, Beratung, Verarbeitung, Handel) neue leistungsfähige Instrumente und Tools bereitzustellen.</p>	<p>Die Projektergebnisse und die wesentlichen Erkenntnisse wurden und werden in wissenschaftlichen Fachzeitschriften und in praxisorientierten Zeitschriften veröffentlicht und somit einem breiten Fachpublikum zugänglich gemacht.</p> <p>Es erfolgt ein Wissenstransfer der neuen Erkenntnisse zur THG-Minderung und THG-effizienten Produktion von Rohstoffpflanzen. Zielgruppe sind Landwirte und Berater.</p> <p>Insgesamt tragen die Projektergebnisse dazu bei, die Klimaschutzleistungen bei der Rohstoffpflanzenproduktion in nachhaltigen Anbausystemen zu optimieren und die gesellschaftliche Anerkennung dieser Leistungen zu stärken.</p> <p>Durch die Umsetzung der Projektergebnisse in ein THG-Bilanzierungstool für die Rohstoffpflanzenproduktion ergeben sich neue Möglichkeiten für landwirtschaftliche Unternehmen und Berater, effiziente THG-Minderungsmaßnahmen abzuleiten und umzusetzen.</p> <p>Die Projektergebnisse werden so aufbereitet und kommuniziert, dass sie auch bei der Politikberatung und der Neugestaltung / Überarbeitung / Umsetzung von Verordnungen und Richtlinien nutzbar sind.</p>

Tabelle 31: Verwertungsplan der TUM (Fortsetzung)

	Eigene Verwertung	Verwertung durch Dritte Netzwerkpartner, Landwirtschaft und Gesellschaft
Wissenschaftliche und technische Erfolgsaussichten	<p>Der wissenschaftliche Erfolg des Projektes ergaben sich u.a. durch die Verknüpfung neuer Messdaten zu THG-Emissionen in Rohstoffpflanzenanbausystemen mit bereits vorhandenen Messdaten aus Vorprojekten, wodurch ein umfassender Datensatz entstand, der die Grundlage für eine standortübergreifende Modellierung sowie die Ableitung standortspezifischer Parameter und THG-Emissionsfaktoren bildet.</p> <p>Ein besonderes Merkmal im Verbundprojekt bestand in der engen Zusammenarbeit von grundlagenorientierter Forschung (TUM, TI) und angewandter Forschung, Beratung und Transfer (LfULG). Somit konnten sehr unterschiedliche Kompetenzen in einem Projekt gebündelt werden.</p> <p>Die Projektarbeiten und die Projektergebnisse wurden an der TUM in die Lehre und Ausbildung der Studierenden integriert. Durch die Einbindung von Bachelor- und Masterarbeiten in den Forschungsprozess konnten junge Agrarwissenschaftler für diese Forschungsthematik interessiert werden.</p> <p>Die neuesten Forschungsergebnisse werden in die Lehrveranstaltungen eingebunden. Ziel ist es, den Studierenden die Möglichkeiten und Potenziale des Rohstoffpflanzenanbaus zu vermitteln, vor allem im Hinblick auf die Umwelt- und Klimaschutzleistungen.</p>	<p>Die Daten- und Informationen wurden mit Netzwerkpartnern ausgetauscht.</p> <p>Die Projektdatenbank dient nicht nur dem schnellen Datenaustausch innerhalb des Verbundprojektes, sondern auch zur Vernetzung und zum Datenaustausch mit anderen Arbeitsgruppen und Institutionen.</p>
Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit	<p>Die im Bereich der Grundlagenforschung und angewandten Forschung durchgeführten Projektarbeiten und die erzielten Ergebnisse, vor die Publikationen in Fachzeitschriften, können die Sichtbarkeit und Wettbewerbsfähigkeit der beteiligten wissenschaftlichen Einrichtungen (z.B. bei der Einwerbung von FE-Projekten) erhöhen.</p> <p>Bei der Aufklärung von Mechanismen und Prozessen der THG-Bildung beim Anbau von Rohstoffpflanzen haben sich neue, weitergehende Forschungsfragen ergeben.</p>	

Tabelle 32: Verwertungsplan des LfULG

	Eigene Verwertung	Verwertung durch Dritte Netzwerkpartner, Landwirtschaft und Gesellschaft
Wirtschaftliche Erfolgsaussichten kurz-, mittel- bzw. längerfristig	<p>Die Projektergebnisse werden überwiegend der angewandten Forschung zugeordnet. Insbesondere Landwirte sollen die Ergebnisse nutzen und in die Praxis transferieren.</p> <p>Mittel- bis langfristig werden die Ergebnisse in den Veröffentlichungen (einschließlich Internet) und Schulungen des LfULG integriert.</p> <p>Die Managementsysteme dienen nicht nur der Lehre (am LfULG Wirtschaftler- und Meisterausbildung) und Forschung, sondern zunehmend auch der Gestaltung nachhaltiger landwirtschaftlicher Betriebssysteme, die verstärkt auch in der Praxis Einzug halten müssen.</p> <p>Durch die Verbesserung der THG-Bilanzierungsmethoden bestehen gute Chancen, in Zusammenarbeit mit bestehenden Netzwerken (Landwirtschaft, Beratung, Ausbildung Verarbeitung, Handel), neue und verbesserte Instrumente für eine nachhaltigere Landwirtschaft bereitzustellen.</p> <p>Die Projektergebnisse werden ebenfalls für Stellungnahmen (zur Vorbereitung von Verordnungen und Richtlinien) an übergeordnete Behörden zur Politikberatung verwendet.</p>	<p>Die Projektergebnisse und die wesentlichen Erkenntnisse werden in praxisorientierten Fachzeitschriften veröffentlicht und somit einem breiten Fachpublikum zugänglich gemacht.</p> <p>Jährlich fanden Feldtage und Infoveranstaltungen statt. Dabei konnte ein schneller Wissenstransfer in die Praxis erfolgen. Zielgruppe sind v.a. Landwirte und landwirtschaftliche Berater.</p> <p>Durch die Umsetzung der Projektergebnisse in ein THG-Bilanzierungstool für die Rohstoffpflanzenproduktion ergeben sich neue Möglichkeiten für landwirtschaftliche Unternehmen und Berater, effiziente THG-Minderungsmaßnahmen abzuleiten und umzusetzen.</p> <p>Die Projektergebnisse tragen dazu bei, unterschiedliche Wege und Optionen aufzuzeigen, wie die Vorgaben der Nachhaltigkeitsverordnungen und der Nationalen Bioökonomie-Strategie unter Praxisbedingungen beim Rohstoffpflanzenanbau umgesetzt werden können.</p> <p>Insgesamt tragen die Projektergebnisse dazu bei, die Klimaschutzleistungen bei der Rohstoffpflanzenproduktion in nachhaltigen Anbausystemen zu optimieren und die gesellschaftliche Anerkennung dieser Leistungen zu stärken.</p>

Tabelle 32: Verwertungsplan des LfULG (Fortsetzung)

	Eigene Verwertung	Verwertung durch Dritte Netzwerkpartner, Landwirtschaft und Gesellschaft
Wissenschaftliche und technische Erfolgsaussichten	<p>Bei der Erlangung aussagekräftiger Datenreihen zu THG-Emissionen besteht die Möglichkeit der Kenntnisvertiefung und standortübergreifenden Modellierung von verbesserten und nachhaltigeren Anbausystemen.</p> <p>Es entsteht durch die Verknüpfung neuer Messdaten zu THG-Emissionen in Rohstoffpflanzenanbausystemen mit bereits vorhandenen Messdaten aus Vorprojekten ein einzigartiger Datensatz, der die Grundlage für eine standort-spezifische THG-Bilanz bildet. Daraus können neue Umweltstandards abgeleitet werden.</p> <p>Ein besonderes Merkmal im Verbundprojekt besteht in der engen Zusammenarbeit von grundlagen-orientierter Forschung (TUM, TI) und angewandter Forschung, Beratung und Transfer (LfULG). Somit können sehr unterschiedliche Kompetenzen in einem Projekt gebündelt werden.</p>	<p>Es ist vorgesehen, Daten- und Informationen mit Netzwerkpartnern in Sachsen und Projektpartnern anderer Projekte (z.B. FNR) auszutauschen.</p> <p>Die Modellierung und letzten Endes die Reduzierung von Treibhausgasen in der Landwirtschaft ist ein wichtiges und allumfassendes Thema im Bereich der Nachhaltigkeit, welches alle Akteure im ländlichen Raum anspricht.</p>
Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit	<p>Die Ergebnisse werden weiter dazu beitragen, die Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit sowie die Anpassung an den Klimawandel in der Landwirtschaft besser zu verstehen und die Reaktionsmöglichkeiten erweitern zu können.</p> <p>Die an der Forschungsarbeit beteiligten Einrichtungen werden ihre Erfahrungen in diesem Themengebiet erweitern und für weitere Vorhaben gut gerüstet sein.</p> <p>Aus den Ergebnissen werden sich auch neue Fragen für weitere Forschungsaufgaben ergeben.</p>	

Tabelle 33: Verwertungsplan des TI

	Eigene Verwertung	Verwertung durch Dritte Netzwerkpartner, Landwirtschaft und Gesellschaft
Wirtschaftliche Erfolgsaussichten kurz-, mittel- bzw. längerfristig	<p>Die Projektergebnisse sind überwiegend der Grundlagenforschung und der angewandten Forschung zuzuordnen.</p> <p>Die Projektergebnisse fließen in die fortlaufende Weiterentwicklung und Verbesserung der nationalen Treibhausgasberichterstattung ein.</p> <p>Die erarbeiteten Ergebnisse und Modelle dienen zur Unterstützung der Politikberatung und bilden insbesondere die Grundlage für Prognosen hinsichtlich der Auswirkung von Änderungen der landwirtschaftlichen Praxis auf die Treibhausgasbilanz von Agrarökosystemen.</p>	<p>Die Projektergebnisse und die wesentlichen Erkenntnisse werden in wissenschaftlichen Fachzeitschriften und in praxisorientierten Zeitschriften veröffentlicht und somit einem breiten Fachpublikum zugänglich gemacht.</p> <p>Durch die durch das TI durchgeführte Politikberatung werden die Projektergebnisse den politischen Entscheidungsträgern mittelbar zur Verfügung stehen.</p> <p>Die Ergebnisse helfen bei der Bewertung regionalspezifischer THG Minderungsmaßnahmen.</p>
Wissenschaftliche und technische Erfolgsaussichten	<p>Die Evaluierung und Optimierung des Modells MONICA hilft bei der Etablierung eines szenarienfähigen Instruments zur Bewertung natürlicher und anthropogener Faktoren auf THG-Emissionen landwirtschaftlicher Systeme.</p> <p>Die aufbereiteten Daten und entwickelten Algorithmen (Klimaprognosen; Feldmessungen) werden für die Weiterentwicklung anderer Modelle und Modellierungsaufgaben verwendet.</p>	<p>Die Daten, Informationen und Algorithmen wurden mit Netzwerkpartnern ausgetauscht.</p> <p>Der Austausch von Daten, Algorithmen und die parallele Anwendung verschiedener Modelle hilft bei der Einordnung von Ergebnissen anderer Projekte (FNR Projekte THG – EMOBA und THG ZwiFru).</p>
Wissenschaftliche und wirtschaftliche Anschlussfähigkeit	<p>Die im Bereich der Grundlagenforschung und angewandten Forschung geplanten Projektarbeiten und die zu erwartenden Ergebnisse, vor allem die geplante Publikation in hochrangigen Fachzeitschriften, wird die Sichtbarkeit und Wettbewerbsfähigkeit der beteiligten wissenschaftlichen Einrichtungen (z.B. bei der Einwerbung von Folgeprojekten) erhöht.</p> <p>Die Modellierung von THG-Emissionen konnte Mechanismen und Prozesse beim Anbau von Rohstoffpflanzenfruchtfolgen nur teilweise aufklären, so dass sich weitere spezifische Fragen ergeben.</p>	<p>Durch die Evaluierung des verwendeten Modells bezüglich THG-Emissionen, bestehen sehr gute Aussichten auf erfolgreiche Anwendungen und Weiterentwicklungen in weiteren angelaufenen und beantragten Projekten.</p> <p>Die Ergebnisse unterstützen die Entwickler und Anwender des Modells MONICA.</p>

3. Erkenntnisse von Dritten

In der Veröffentlichung von Farina et al. (2021) wurde das MONICA Modell und 25 weitere prozessbasierte Kohlenstoffmodelle hinsichtlich der Abbildungsgüte der Kohlenstoffdynamik unter brachliegenden Feldern, untersucht. Die Modelle erreichten eine gute Abbildungsleistung und standortspezifische Kalibrierungen verbesserten die Performance nur geringfügig.

Unter I 3. wurde die Zusammenarbeit mit Dritten beschrieben. Daraus sind auch deren Erkenntnisse ersichtlich. Weiterhin wurden unter I 2. wissenschaftliche und technische Erkenntnisse dargelegt, weshalb hier auf eine erneute Beschreibung verzichtet werden kann.

4. Veröffentlichungen

Publikationen in Fachzeitschriften

Winkhart F, Mösl T, Schmid H, Hülsbergen K-J (2022) Effects of Organic Maize Cropping Systems on Nitrogen Balances and Nitrous Oxide Emissions. *Agriculture*, 12(7), 907.

Winkhart F, Kimmelman S, Hülsbergen K-J (2022) Wirkungen von Zwischenfrucht, Bodenbearbeitung und Gärrestdüngung auf Lachgasemissionen im ökologischen Maisanbau. *Lumbrico* (im Druck).

In Vorbereitung

Aiteew K, Dechow R (2022) Simulating soil carbon turnover with the MONICA model using long-term experimental data from Germany. Geplante Veröffentlichung in der Open-Access Fachzeitschrift *Geoscientific Model Development*.

Poster und Tagungsbeiträge

Aiteew K, Dechow R (2022) Simulating soil carbon turnover with the MONICA model using long-term experimental data from Germany. GHG and Ammonia Mitigation Conference, 22.-24. März, Edinburgh, Schottland.

Mösl T, Schmid H, Hülsbergen K-J (2021) Ertragsrelationen ökologischer und konventioneller Anbausysteme auf Fruchtarten- und Fruchtfolge-Ebene: Ergebnisse eines elfjährigen Dauerfeldversuchs. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 32: 66-67.

Winkhart F, Schmid H, Hülsbergen K-J (2021) Wirkungen von Zwischenfrucht, Bodenbearbeitung und Gärrestdüngung auf Lachgasemissionen im ökologischen Maisanbau. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 32: 84-85.

Winkhart F, Schmid H, Hülsbergen K-J (2021) Short- and Long-term effects of digestate fertilization on nitrous oxide emissions and yield formation. XII International Agriculture Symposium Agrosym 2021 in Bosnia and Herzegovina.

Mösl T, Schmid H, Hülsbergen K-J (2021) Nitrogen balances of different organic and Conventional farming systems – results of a long-term experiment in Southern Germany. XII International Agriculture Symposium Agrosym 2021 in Bosnia and Herzegovina.

Winkhart F (2021) MASTER-Projekt: Projektvorstellung und erste Ergebnisse. Workshop des Verbundprojektes THG-EMOBA.

Winkhart F (2022) Short- and Long-term effects of digestate fertilization on nitrous oxide emissions and yield formation. International Conference on Zero Greenhouse Gas Emissions in High Productive Agriculture in Copenhagen.

Mösl T, Schmid H, Hülsbergen K-J (2022) GHG balances of organic and conventional farming systems – results at trial and farm scale. International Conference on Zero Greenhouse Gas Emissions in High Productive Agriculture in Copenhagen.

5. ANHANG

Literatur

- Agumas B, Blagodatsky S, Balume I, Musyoki M K, Marhan S, Rasche F (2021) Microbial carbon use efficiency during plant residue decomposition: Integrating multi-enzyme stoichiometry and C balance approach. *Applied Soil Ecology* 159, 103820.
- Allen R G, Pereira L S, Raes D, Smith M (1998) Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. Fao, Rome, 300(9), D05109.
- Aon M A, Cabello M N, Sarena D, Colaneri A, Franco M, Burgos J, Cortassa S (2001) Spatio-temporal patterns of soil microbial and enzymatic activities in an agricultural soil. *Applied Soil Ecology* 18(3), 239-254.
- Ball B C, Watson C A, Crichton I (2007) Nitrous oxide emissions, cereal growth, N recovery and soil nitrogen status after ploughing organically managed grass/clover swards. *Soil Use and Management* 23, 2, 145-155.
- Bartóg P, Hlisnikovský L, Kunzová E (2019) Yield, content and nutrient uptake by winter wheat and spring barley in response to applications of digestate, cattle slurry and NPK mineral fertilizers. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 1-16.
- Behnke G D, Zuber S M, Pittelkow C M, Nafziger E D, Villamil M B (2018) Long-term crop rotation and tillage effects on soil greenhouse gas emissions and crop production in Illinois, USA, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 261, 62-70.
- Biernat L, Taube F, Loges R, Kluß C, Reinsch T (2020) Nitrous Oxide Emissions and Methane Uptake from Organic and Conventionally Managed Arable Crop Rotations on Farms in Northwest Germany. *Sustainability* 12, 8, 3240.
- Bonett D G, Wright T A (2000) Sample size requirements for estimating Pearson, Kendall and Spearman correlations. *Psychometrika* 65(1), 23-28.
- Böswirth T (2017) Entwicklung und Anwendung eines Modells zur Energie- und Treibhausgasbilanzierung landwirtschaftlicher Biogassysteme. Promotionsschrift. Technische Universität München. Weihenstephaner Schriften 6, Verlag Dr. Köster.
- Bremmer, J., Gonzales-Martinez, A., Jongeneel, R., Hulting, H., & Stokkers, R. (2021). Impact Assessment Study on EC 2030 Green Deal Targets for Sustainable Food Production: Effects of Farm to Fork and Biodiversity Strategy 2030 at farm, national and EU level. Wageningen University & Research.
- Brilli L, Bechini L, Bindi M, Carozzi M, Cavalli D, Conant R, Farina R (2017) Review and analysis of strengths and weaknesses of agro-ecosystem models for simulating C and N fluxes. *Science of The Total Environment* 598, 445-470.
- Buckeridge K M, Mason K E, McNamara N P, Ostle N, Puissant J, Goodall T, ... Whitaker J (2020) Environmental and microbial controls on microbial necromass recycling, an important precursor for soil carbon stabilization. *Communications Earth & Environment* 1(1), 36.
- Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz. (2022). Eröffnungsbilanz Klimaschutz. Bundesministerium für Wirtschaft und Klimaschutz.
- Butterbach-Bahl K, Dannenmann M (2011) Denitrification and associated soil N₂O emissions due to agricultural activities in a changing climate. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3(5), 389-395.
- Campolongo F, Cariboni J, Saltelli A (2007) An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental Modelling & Software* 22(10), 1509-1518.
- Čapek P, Starke R, Hofmockel K S, Bond-Lamberty B, Hess N (2019) Apparent temperature sensitivity of soil respiration can result from temperature driven changes in microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 135, 286-293.
- Conant R T, Drijber R A, Haddix M L, Parton W J, Paul E A, Plante A F, . . . Steinweg J M (2008) Sensitivity of organic matter decomposition to warming varies with its quality. *Global Change Biology* 14(4), 868-877.
- Confalonieri R, Bellocchi G, Bregaglio S, Donatelli M, Acutis M (2010) Comparison of sensitivity analysis techniques: A case study with the rice model WARM. *Ecological Modelling* 221(16), 1897-1906.
- Coyne M (2008). Biological denitrification. *Nitrogen in agricultural systems* 49, 201-253.

- Creamer C A, Foster A L, Lawrence C, McFarland J, Schulz M, Waldrop M P (2019) Mineralogy dictates the initial mechanism of microbial necromass association. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 260, 161-176.
- Cristache S-E, Vuță M, Marin E, Cioacă S-I, Vuță M (2018) Organic versus Conventional Farming - A Paradigm for the Sustainable Development of the European Countries. *Sustainability* 10, 11, 4279.
- Cui P, Fan F, Yin C, Song A, Huang P, Tang Y, Zhu P, Peng C, Li T, Wakelin S A, Liang Y (2016) Long-term organic and inorganic fertilization alters temperature sensitivity of potential N₂O emissions and associated microbes. *Soil Biology and Biochemistry* 93, 131-141.
- Curiel Y. J, Baldocchi D D, Gershenson A, Goldstein A, Misson L, Wong S (2007) Microbial soil respiration and its dependency on carbon inputs, soil temperature and moisture. *Global Change Biology* 13(9), 2018-2035.
- Dalgaard T, Halberg N, Porter J R (2001) A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 87, 1, 51-65.
- Dechow R, Freibauer A (2011) Assessment of German nitrous oxide emissions using empirical modelling approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 91(3), 235-254.
- Doran J, Mielke L, Power J (1990) Microbial activity as regulated by soil water-filled pore space. Paper presented at the Transactions 14th International Congress of Soil Science, Kyoto, Japan, August 1990, Volume III.
- Dressler, D., Engelmann, K., Serdjuk, M., & Remmele, E. (2016). Rapsölkraftstoffproduktion in Bayern. Analyse und Bewertung ökologischer und ökonomischer Wirkungen nach der ExpResBio-Methode. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe.
- Dressler, D., Haas, R., & Remmele, E. (2018). Regionalspezifische Treibhausgasemissionen der Rapsverarbeitung in Bayern. Technologie- und Förderzentrum im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe.
- EBA (2019) European Biogas Association. Annual report 2019, Brussels, Belgium.
- Eichner M J (1990) Nitrous Oxide Emissions from Fertilized Soils: Summary of Available Data, *Journal of Environment Quality* 19, 2, 272-280.
- Farina R, Sándor R, Abdalla M, Álvaro-Fuentes J, Bechini L, Bolinder M A, . . . Bellocchi G (2021). Ensemble modelling, uncertainty and robust predictions of organic carbon in long-term bare-fallow soils. *Global Change Biology* 27(4), 904-928.
- Feng J, Li F, Zhou X, Xu C, Ji L, Chen Z, Fang F (2018) Impact of agronomy practices on the effects of reduced tillage systems on CH₄ and N₂O emissions from agricultural fields: A global meta-analysis. *PLOS ONE* 13, 5, e0196703.
- Flessa H, Fuß R, Andres M, Augustin J, Christen O, Dittert K, . . . Stichnothe H (2017) Minderung von Treibhausgasemissionen im Rapsanbau unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoffdüngung. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut.
- Franko, U., Witing, F., Prays, N., & Bessler, H. (u.d.). Humuswirkung von Gärprodukten.
- Gabriel C-E, Kellman L (2014) Investigating the role of moisture as an environmental constraint in the decomposition of shallow and deep mineral soil organic matter of a temperate coniferous soil. *Soil Biology and Biochemistry* 68, 373-384.
- Gaillard R K, Jones C D, Ingraham P, Collier S, Izaurrealde R C, Jokela W, . . . Ruark M D (2018). Underestimation of N₂O emissions in a comparison of the DayCent, DNDC, and EPIC models. *Ecological Applications* 28(3), 694-708.
- Gasser, A. A., Diel, J., Nielsen, K., Mewes, P., Engels, C., & Franko, U. (2021, Januar 13). A model ensemble approach to determine the humus building efficiency of organic amendments in incubation experiments. *Soil Use and Management*, 1-12.
- Gattinger A, Muller A, Haeni M, Skinner C, Fliessbach A, Buchmann N, Mäder P, Stolze M, Smith P, Scialabba N E-H, Niggli U (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109, 44, 18226-18231.
- Gelman A, Rubin D B (1992) Inference from iterative simulation using multiple sequences. *Statistical science*, 457-472.

- Geyer K, Schnecker J, Grandy A S, Richter A, Frey S (2020) Assessing microbial residues in soil as a potential carbon sink and moderator of carbon use efficiency. *Biogeochemistry* 151(2), 237-249.
- Gillabel J, Cebrian-Lopez B, Six J, Merckx R (2010) Experimental evidence for the attenuating effect of SOM protection on temperature sensitivity of SOM decomposition. *Global Change Biology* 16(10), 2789-2798.
- Gillam K, Zebarth B, Burton D (2008) Nitrous oxide emissions from denitrification and the partitioning of gaseous losses as affected by nitrate and carbon addition and soil aeration. *Canadian journal of soil science* 88(2), 133-143.
- Gilmour J T, Norman R J, Mauromoustakos A, Gale P M (1998) Kinetics of Crop Residue Decomposition: Variability among Crops and Years. *Soil Science Society of America Journal* 62(3), 750-755.
- Gissén C, Prade T, Kreuger E, Nges I A, Rosenqvist H, Svensson S-E, Lantz M, Mattsson J E, Börjesson P, Björnsson L (2014) Comparing energy crops for biogas production – Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilization. *Biomass and Bioenergy* 64, 199210.
- Gleixner G (2013) Soil organic matter dynamics: a biological perspective derived from the use of compound-specific isotopes studies. *Ecological research* 28(5), 683-695.
- Haddaway N R, Hedlund K, Jackson L E, Kätterer T, Lugato E, Thomsen I K, . . . Isberg P-E (2017) How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review. *Environmental Evidence* 6(1), 30.
- Haddix M, Steinweg M, Conant R, Plante A, Paul E, Six J (2006) Effect of Temperature on the Dynamics of Different Soil Organic Matter Fractions. Paper presented at the The 18th World Congress of Soil Science.
- Hansen S, Jensen H, Nielsen N, Svendsen H (1991) Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer research* 27(2), 245-259.
- Hastings W K (1970) Monte Carlo sampling methods using Markov chains and their applications. *Biometrika* 57(1), 97-109.
- Hénault C, Bourennane H, Ayzac A, Ratié C, Saby N, Cohan J-P, . . . Gall C L (2019) Management of soil pH promotes nitrous oxide reduction and thus mitigates soil emissions of this greenhouse gas. *Scientific Reports* 9(1), 1-11.
- Holtan-Hartwig L, Dörsch P, Bakken L (2002) Low temperature control of soil denitrifying communities: kinetics of N₂O production and reduction. *Soil Biology and Biochemistry* 34(11), 1797-1806.
- Höper H M, Heinrich (2016) 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *GeoBerichte* 23, 6-18.
- https://www.openagrar.de/servlets/MCRFileNodeServlet/openagrar_derivate_00027655/2007_0222.pdf
- Hülsbergen K-J (2003) Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Berichte aus der Agrarwirtschaft. Shaker Verlag Aachen.
- Humboldt-Universität zu Berlin. (2016). Teilvorhaben 1, Quantifizierung des Kohlenstofftrages und der Humusersatzleistung. Schlussbericht zum Verbundprojekt "Ermittlung von Humusbedarfskoeffizienten für Energiepflanzenarten und Energieproduktionssysteme".
- Jalota S, Vashist B, Sharma S, Kaur S (2018) Understanding climate change impacts on crop productivity and water balance: Academic Press.
- Jeuffroy M-H, Ney B (1997) Crop physiology and productivity. *Field Crops Research* 53(1), 3-16.
- Joergensen R G, Brookes P C, Jenkinson D S (1990) Survival of the soil microbial biomass at elevated temperatures. *Soil Biology and Biochemistry* 22(8), 1129-1136.
- Jungkunst H F, Freibauer A, Neufeldt H, Bareth G (2006) Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany - a synthesis of available annual field data. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169(3), 341-351.
- Kabiri V, Raiesi F, Ghazavi M A (2016) Tillage effects on soil microbial biomass, SOM mineralization and enzyme activity in a semi-arid Calcixerepts. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 73-84.
- Kadlec R H, Reddy K (2001) Temperature effects in treatment wetlands. *Water environment research* 73(5), 543-557.
- Kallenbach C M, Frey S D, Grandy A S (2016) Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. *Nature Communications* 7(1), 1-10.

- Kandel T P, Gowda P H, Somenahally A, Northup B K, DuPont J, Rocateli A C (2018) Nitrous oxide emissions as influenced by legume cover crops and nitrogen fertilization, *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 112, 1, 119-131.
- Karpuzcu M E, Stringfellow W T (2012) Kinetics of nitrate removal in wetlands receiving agricultural drainage. *Ecological engineering*, 42, 295-303.
- Kendall M G (1938) A New Measure of Rank Correlation. *Biometrika* 30(1/2), 81-93.
- Kersebaum K C (2007) Modelling nitrogen dynamics in soil-crop systems with HERMES. In *Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems* (pp. 147-160): Springer.
- Khalil K, Renault P, Guérin N, Mary B (2005) Modelling denitrification including the dynamics of denitrifiers and their progressive ability to reduce nitrous oxide: comparison with batch experiments. *European Journal of Soil Science* 56(4), 491-504.
- Kindler R, Miltner A, Richnow H-H, Kästner M (2006) Fate of gram-negative bacterial biomass in soil-mineralization and contribution to SOM. *Soil Biology and Biochemistry* 38(9), 2860-2870.
- Küstermann B, Munch, J C, Hülsbergen K-J (2013) Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49, 61-73.
- Lasar, A. (2018). Treibhausgasbericht der Landwirtschaft in Niedersachsen. Landwirtschaftskammer Niedersachsen.
- Lashermes G, Nicolardot B, Parnaudeau V, Thuriès L, Chaussod R, Guillotin M L, . . . Houot S (2009) Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science* 60(2), 297-310.
- Lehuger S, Gabrielle B, Oijen M v, Makowski D, Germon J C, Morvan T, Hénault C (2009) Bayesian calibration of the nitrous oxide emission module of an agro-ecosystem model. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133(3), 208-222.
- Léonard J (2016) Nitrification, denitrification and N₂O emissions in STICS.
- Levin K S, Auerswald K, Reents H J, Hülsbergen K-J, 2021 Effects of Organic Energy Crop Rotations and Fertilisation with the Liquid Digestate Phase on Organic Carbon in the Topsoil. *Agronomy* 11 (7), 1393. 10.3390/agronomy11071393.
- Liang C, Balser T C (2011) Microbial production of recalcitrant organic matter in global soils: implications for productivity and climate policy. *Nature Reviews Microbiology* 9(1), 75-75.
- Liang D, Robertson G P (2021) Nitrification is a minor source of nitrous oxide (N₂O) in an agricultural landscape and declines with increasing management intensity. *Global Change Biology* 27(21), 5599-5613.
- Liddle K, McGonigle T, Koiter A (2020) Microbe Biomass in Relation to Organic Carbon and Clay in Soil. *Soil Systems* 4(3), 41. Retrieved from <https://www.mdpi.com/2571-8789/4/3/41>
- Liebig M, Jones A, Doran J, Mielke L (1995) Potential soil respiration and relationship to soil properties in ridge tillage. *Soil Science Society of America Journal* 59(5), 1430-1435.
- Linn D M, Doran J W (1984) Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* 48(6), 1267-1272.
- Liu R, Hu H, Suter H, Hayden H L, He J, Mele P, Chen D (2016) Nitrification Is a Primary Driver of Nitrous Oxide Production in Laboratory Microcosms from Different Land-Use Soils. *Front Microbiol* 7, 1373.
- Liu Y, He N, Wen X, Xu L, Sun X, Yu G, . . . Schipper L A (2018) The optimum temperature of soil microbial respiration: Patterns and controls. *Soil Biology and Biochemistry* 121, 35-42.
- Lovell R D, Jarvis S C (1996) Effect of cattle dung on soil microbial biomass C and N in a permanent pasture soil. *Soil Biology and Biochemistry* 28(3), 291-299.
- Lovell R D, Jarvis S C, Bardgett R D (1995) Soil microbial biomass and activity in long-term grassland: Effects of management changes. *Soil Biology and Biochemistry* 27(7), 969-975.
- Manzoni S, Taylor P, Richter A, Porporato A, Ågren G I (2012) Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist* 196(1), 79-91.

- Mathivanan G P, Eysholdt M, Zinnbauer M, Rösemann C, Fuß R (2021) New N₂O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 322, 107640.
- McGill W B, Cannon K R, Robertson J A, Cook F D (1986) Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Canadian journal of soil science* 66(1), 1-19.
- McNunn G, Karlen D L, Salas W, Rice C W, Mueller S, Muth D, Seale J W (2020) Climate smart agriculture opportunities for mitigating soil greenhouse gas emissions across the U.S. Corn-Belt. *Journal of Cleaner Production* 268, 122240.
- Menichetti L, Reyes Ortigoza A L, García N, Giagnoni L, Nannipieri P, Renella G (2015) Thermal sensitivity of enzyme activity in tropical soils assessed by the Q10 and equilibrium model. *Biology and Fertility of Soils* 51(3), 299-310.
- Metropolis N, Rosenbluth A W, Rosenbluth M N, Teller A H, Teller E (1953) Equation of state calculations by fast computing machines. *The journal of chemical physics* 21(6), 1087-1092.
- Meyer A K P, Ehimen E A, Holm-Nielsen J B (2018) Future European biogas: Animal manure, straw and grass potentials for a sustainable European biogas production. *Biomass and Bioenergy* 111, 154-164.
- Miltner A, Bombach P, Schmidt-Brücken B, Kästner M (2012) SOM genesis: microbial biomass as a significant source. *Biogeochemistry* 111(1), 41-55.
- Minunno F, van Oijen M, Pereira J (2013) Selecting Parameters for Bayesian Calibration of a Process-Based Model: A Methodology Based on Canonical Correlation Analysis. *Journal on Uncertainty Quantification* 1, 370-385.
- Möller K (2009) Influence of different manuring systems with and without biogas digestion on soil organic matter and nitrogen inputs, flows and budgets in organic cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 84, 2, 179-202.
- Möller K, Müller T (2012) Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review. *Engineering in Life Sciences* 12, 3, 242-257.
- Morris M D (1991) Factorial Sampling Plans for Preliminary Computational Experiments. *Technometrics* 33(2), 161-174.
- Moss R H, Edmonds J A, Hibbard K A, Manning M R, Rose S K, van Vuuren D P, . . . Wilbanks T J (2010) The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463(7282), 747-756.
- Muhammad I, Sainju U M, Zhao F, Khan A, Ghimire R, Fu X, Wang J (2019) Regulation of soil CO₂ and N₂O emissions by cover crops: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research* 192, 103-112.
- Nash J E, Sutcliffe J V (1970) River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10(3), 282-290.
- Nayak D, Saetnan E, Cheng K, Wang W, Koslowski F, Cheng Y-F, Zhu W Y, Wang J-K, Liu J-X, Moran D, Yan X, Cardenas L, Newbold J, Pan G, Lu Y, Smith P (2015) Management opportunities to mitigate greenhouse gas emissions from Chinese agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 209, 108-124.
- Nguye T-T, Marschner P (2014) Respiration in mixes of sandy and clay soils: influence of clay type and addition rate. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 14(4), 881-887.
- Nkoa R (2014) Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review, *Agronomy for Sustainable Development* 34, 2, 473-492.
- Oakley J E, O'Hagan A (2007) Uncertainty in prior elicitation: a nonparametric approach. *Biometrika* 94(2), 427-441.
- Painter H (1970) A review of literature on inorganic nitrogen metabolism in microorganisms. *Water Research* 4(6), 393-450.
- Paolini V, Petracchini F, Segreto M, Tomassetti L, Naja N, Cecinato A (2018) Environmental impact of biogas: A short review of current knowledge. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 53 (10), 899-906.
- Paustian K, Parton W J, Persson J (1992) Modeling soil organic matter in organic-amended and nitrogen-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of America Journal* 56(2), 476-488.

- Pelster D E, Larouche F, Rochette P, Chantigny M H, Allaire S, Angers D A (2011) Nitrogen fertilization but not soil tillage affects nitrous oxide emissions from a clay loam soil under a maize-soybean rotation. *Soil and Tillage Research* 115-116, 16-26.
- Peltre C, Christensen B, Dragon S, Icard C, Kätterer T, Houot S (2012) RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology & Biochemistry* 52, 49-60.
- Petersen S O, Mutegi J K, Hansen E M, Munkholm L J (2011) Tillage effects on N₂O emissions as influenced by a winter cover crop. *Soil Biology and Biochemistry* 43, 7, 1509-1517.
- Pimentel D, Burgess M (2014) An Environmental, Energetic and Economic Comparison of Organic and Conventional Farming Systems.
- Poepflau C, Don A (2015) Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 200, 33-41.
- Poepflau C, Don A, Flessa H (2022) Bodenzustandserhebung Landwirtschaft. In Project brief / Thünen Institute (Vol. 2022/02). Hamburg: Thünen Institute.
- Prays, N., & Franko, U. (2018, Dezember). Long-Term Impact of Biogas Production on Soil Organic Carbon Storage. *Journal of Agriculture and Environmental Sciences*, 12-22.
- Prays, N., Dominik, Peter, Anja, S., & Franko, U. (2018, Oktober 12). Biogas residue parameterization for soil organic matter monitoring. *PLOS ONE*, 1-12.
- Qiao Y, Wang J, Liang G, Du Z, Zhou J, Zhu C, . . . Xia J (2019) Global variation of soil microbial carbon-use efficiency in relation to growth temperature and substrate supply. *Scientific Reports* 9(1), 5621.
- Reay D S, Davidson E A, Smith K A, Smith P, Melillo J M, Dentener F, Crutzen P J (2012) Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change* 2, 6, 410-416.
- Riaz M, Marschner P (2020) Sandy Soil Amended with Clay Soil: Effect of Clay Soil Properties on Soil Respiration, Microbial Biomass, and Water Extractable Organic C. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 20(4), 2465-2470.
- Riggers C, Poepflau C, Don A, Bamminger C, Höper H, Dechow R (2019) Multi-model ensemble improved the prediction of trends in soil organic carbon stocks in German croplands. *Geoderma* 345, 17-30.
- Robertson G P, Groffman P M (2007) Nitrogen transformations. In *Soil microbiology, ecology and biochemistry* (pp. 341-364): Elsevier.
- Roßberg D, Michel V, Graf R, Neukampf R (2007) Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Heft 7, 59(7), 155-161.
- Rötter R P, Palosuo T, Kersebaum K C, Angulo C, Bindi M, Ewert F, . . . Nendel C (2012) Simulation of spring barley yield in different climatic zones of Northern and Central Europe: a comparison of nine crop models. *Field Crops Research* 133, 23-36.
- Saifuddin M, Bhatnagar J M, Segrè D, Finzi A C (2019) Microbial carbon use efficiency predicted from genome-scale metabolic models. *Nature Communications* 10(1), 3568.
- Salo T J, Palosuo T, Kersebaum K C, Nendel C, Angulo C, Ewert F, . . . Moriondo M (2016) Comparing the performance of 11 crop simulation models in predicting yield response to nitrogen fertilization. *The Journal of Agricultural Science* 154(7), 1218-1240.
- Sarrazin F, Pianosi F, Wagener T (2016) Global Sensitivity Analysis of environmental models: Convergence and validation. *Environmental Modelling & Software* 79, 135-152.
- Schapel A, Marschner P, Churchman J (2018) Clay amount and distribution influence organic carbon content in sand with subsoil clay addition. *Soil and Tillage Research*, 184, 253-260.
- Schimel J, Balsler T C, Wallenstein M (2007) Microbial stress-response physiology and its implications for ecosystem function. *Ecology* 88(6), 1386-1394.
- Schipper L A, Cameron S, Warneke S (2010) Nitrate removal from three different effluents using large-scale denitrification beds. *Ecological engineering* 36(11), 1552-1557.
- Seitz D, Fischer L M, Dechow R, Wiesmeier M, Don A (2022) The potential of cover crops to increase soil organic carbon storage in German croplands. *Plant and Soil*.

- Semenov V, Pautova N, Lebedeva T, Khromyckina D, Semenova N, Lopes de Gerenyu V (2019) Plant Residues Decomposition and Formation of Active Organic Matter in the Soil of the Incubation Experiments. *Eurasian Soil Science* 52, 1183-1194.
- Serdjuk M, Bodmer U, Hülsbergen K.-J (2018) Integration of biogas production into organic arable farming systems: crop yield response and economic effects. *Organic Agriculture* 8 (4), 301–314.
- Shcherbak I, Millar N, Robertson G P (2014) Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111, 25, 9199-9204.
- Shelton R E, Jacobsen K L, McCulley R L (2018) Cover Crops and Fertilization Alter Nitrogen Loss in Organic and Conventional Conservation Agriculture Systems. *Frontiers in Plant Science* 0, 1-14.
- Shi Z, Allison, S D, He Y, Levine P A, Hoyt A M, Beem-Miller J, . . . Randerson J T (2020) The age distribution of global soil carbon inferred from radiocarbon measurements. *Nature Geoscience* 13(8), 555-559.
- Shoemaker W R, Jones S E, Muscarella M E, Behringer M G, Lehmkuhl B K, & Lennon J T (2021) Microbial population dynamics and evolutionary outcomes under extreme energy limitation. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(33), e2101691118.
- Silvennoinen H, Liikanen A, Torssonen J, Stange C, Martikainen P (2008) Denitrification and N₂O effluxes in the Bothnian Bay (northern Baltic Sea) river sediments as affected by temperature under different oxygen concentrations. *Biogeochemistry* 88(1), 63-72.
- Šimek M, Cooper J (2002) The influence of soil pH on denitrification: progress towards the understanding of this interaction over the last 50 years. *European Journal of Soil Science* 53(3), 345-354.
- Simon A, (2021) Langzeitwirkungen von Gärresten in Energiepflanzenfruchtfolgen auf Bodeneigenschaften und Bodenprozesse unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus (Dissertationsschrift). Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Simon R O, Hülsbergen K.-J, (2021) Energy Balance and Energy Use Efficiency of Annual Bioenergy Crops in Field Experiments in Southern Germany. *Agronomy* 11 (9), 1835.
- Skinner C, Gattinger A, Krauss M, Krause H-M, Mayer J, van der Heijden M. G A, Mäder P (2019) The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions. *Scientific Reports* 9, 1, 1-10.
- Smith P, Smith J, Powlson D, McGill W, Arah J, Chertov O, . . . Jenkinson D (1997) A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81(1-2), 153-225.
- Stanford G, Dzienia S, Vander Pol R A (1975) Effect of temperature on denitrification rate in soils. *Soil Science Society of America Journal* 39(5), 867-870.
- Stehfest E, Bouwman L (2006) N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 74(3), 207-228.
- Tenuta M, Amiro B D, Gao X, Wagner-Riddle C, Gervais M (2019) Agricultural management practices and environmental drivers of nitrous oxide emissions over a decade for an annual and an annual-perennial crop rotation. *Agricultural and Forest Meteorology* 276-277, 107636.
- Tesar M B (1984). *Physiological basis of crop growth and development*.
- Theuerl S, Herrmann C, Heiermann M, Grundmann P, Landwehr N, Kreidenweis U, Prochnow A (2019) The Future Agricultural Biogas Plant in Germany: A Vision. *Energies* 12, 3, 396.
- Throckmorton H M, Bird J A, Dane L, Firestone M K, Horwath W R (2012) The source of microbial C has little impact on soil organic matter stabilisation in forest ecosystems. *Ecology letters* 15(11), 1257-1265.
- Thuriès L, Pansu M, Feller C, Herrmann P, Rémy J C (2001) Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. *Soil Biology and Biochemistry* 33(7), 997-1010.
- Tuomisto H L, Hodge I D, Riordan P, Macdonald D W (2012) Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management* 112, 309-320.

- UFZ, H.-Z. f. (2016). Abhängigkeit der Humusbedarfskoeffizienten von den Standortbedingungen - Synthese, Upscaling und Validierung. Abschlussbericht im Verbundprojekt: "Ermittlung von Humusbedarfskoeffizienten für Energiepflanzenarten und Energiepflanzenproduktionssystemen"., Halle (Saale).
- Van de Schoot R, Depaoli S, King R, Kramer B, Märtens K, Tadesse M G, . . . Yau C (2021) Bayesian statistics and modelling. *Nature Reviews Methods Primers* 1(1), 1.
- Van Oijen M, Rougier J, Smith R (2005) Bayesian calibration of process-based forest models: bridging the gap between models and data. *Tree Physiology* 25(7), 915-927.
- Vanhala P, Karhu K, Tuomi M, Sonninen E, Jungner H, Fritze H, Liski J (2007) Old soil carbon is more temperature sensitive than the young in an agricultural field. *Soil Biology and Biochemistry* 39(11), 2967-2970.
- Vinzent B, Fuß R, Maidl F-X, Hülsbergen K-J (2017) Efficacy of agronomic strategies for mitigation of after-harvest N₂O emissions of winter oilseed rape. *European Journal of Agronomy* 89, 88-96.
- Vinzent B, Fuß R, Maidl F-X, Hülsbergen K-J (2018) N₂O emissions and nitrogen dynamics of winter rapeseed fertilized with different N forms and a nitrification inhibitor. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 259, 86-97.
- Vrugt J A (2016) Markov chain Monte Carlo simulation using the DREAM software package: Theory, concepts, and MATLAB implementation. *Environmental Modelling & Software* 75, 273-316.
- Wagner-Riddle C, Baggs E M, Clough T J, Fuchs K, Petersen S O (2020) Mitigation of nitrous oxide emissions in the context of nitrogen loss reduction from agroecosystems: managing hot spots and hot moments. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 47, 46-53.
- Walter K, Don A, Fuß R, Kern J, Drewer J, Flessa H (2015) Direct nitrous oxide emissions from oilseed rape cropping—a meta-analysis. *Gcb Bioenergy* 7(6), 1260-1271.
- Wang F E, Chen Y X, Tian G M, Kumar S, He Y F, Fu Q L, Lin Q (2004) Microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in the soil profiles of different vegetation covers established for soil rehabilitation in a red soil region of southeastern China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68(2), 181-189.
- Warneke S, Schipper L A, Bruesewitz D A, McDonald I, Cameron S (2011) Rates, controls and potential adverse effects of nitrate removal in a denitrification bed. *Ecological engineering* 37(3), 511-522.
- Wiesler F, Gäth S, George E, Greef J M, Hölzle L E, Holz F, Hülsbergen K-J, Pfeil R, Severin K, Frede H-G, Blum B, Schenkel H, Horst W, Dittert K, Ebertseder T, Osterburg B, Philipp W, Pietsch M (2016) Anwendung von organischen Düngern und organischen Reststoffen in der Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft*, 94 (1), 1-14.
- Willmott J, Matsuura K (2005) Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate research* 30(1), 79-82.
- Witing, F., Prays, N., O'Keefe, S., Gründling, R., Gebel, M. K.-J., Daniel-Gromke, J., & Franko, U. (2018, Januar 21). Biogas production and changes in soil carbon input - A regional analysis. *Geoderma*, 105-114.
- Wolf, C., Dressler, D., Engelmann, K., Klein, D., Böswirth, T., Bryzinski, T., . . . Zerle, P. (2016). ExpResBio - Methoden. Methoden zur Analyse und Bewertung ausgewählter ökologischer und ökonomischer Wirkungen von Produktsystemen aus land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen. Technologie- und Förderzentrum in Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe.
- Wollenberg E, Richards M, Smith P, Havlík P, Obersteiner M, Tubiello F N, Herold M, Gerber P, Carter S, Reisinger A, van Vuuren D, Dickie A, Neufeldt H, Sander B O, Wassmann R, Sommer R, Amonette J E, Alessandra Falcucci, Herrero M, Opio C, Roman-Cuesta R M, Stehfest E, Westhoek H, Ortiz-Monasterio I, Sapkota T, Rufino M C, Thornton P K, Verhot L, West P C, Soussana J-F, Baedeker T, Sadler M, Vermeulen S, Cmapbell B M (2016) Reducing emissions from agriculture to meet the 2 °C target, *Global Change Biology* 22, 12, 3859-3864.
- WWF Deutschland. (2021). Verbändeübergreifende Position zu Kohlenstoffanreicherung in Böden und deren Honorierung. WWF Deutschland.
- Xu X, Thornton P E, Post W M (2013) A global analysis of soil microbial biomass carbon, nitrogen and phosphorus in terrestrial ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* 22(6), 737-749.
- Yin X, Kersebaum K C, Kollas C, Manevski K, Baby S, Beaudoin N, . . . Hoffmann M (2017) Performance of process-based models for simulation of grain N in crop rotations across Europe. *Agricultural Systems* 154, 63-77.

Yue Q, Ledo A, Cheng K, Albanito F, Lebender U, Sapkota T B, . . . Sun J (2018) Re-assessing nitrous oxide emissions from croplands across Mainland China. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 268, 70-78.

Zhu S, Chen S (1999) An experimental study on nitrification biofilm performances using a series reactor system. *Aquacultural engineering* 20(4), 245-259.