



**University of
Zurich**^{UZH}

Ein Vergleich der CH₄- und N₂O-Emissionen zwischen Nassreisanbau und drainierter Grasbewirtschaftung auf organischen Böden der gemäßigten Klimazone

GEO 511 Master's Thesis

Author

Lisa Tamagni
18-919-787

Supervised by

Dr. Chloé Wüst-Galley (chloe.wuest@agroscope.admin.ch)

Faculty representative

Prof. Dr. Michael W.I. Schmidt

29.01.2024

Department of Geography, University of Zurich

Abstract

In the past centuries, substantial portions of Europe's peatlands have been drained for agricultural use. Among various consequences, this results in peat decomposition, soil subsidence, and the release of CO₂ and N₂O emissions. Soil subsidence can lead to flooding or dry patches, risking crop failure and complicating cultivation. To address this, farmers invest in drainage systems and add mineral soil layers on top of the organic soils. This proactive approach should prevent oxidative degradation and root space reduction. An alternative solution is the cultivation of rice, a plant that tolerates periodic flooding. Due to the high CH₄ emissions from rice cultivation, it is necessary to initially compare the global warming potential of conventionally drained grass cultivation with that of rice cultivation on peat soils. For this purpose, CH₄ and N₂O emissions from the following organic soil managements were analysed:

Included were rice cultivation under flooded conditions with midseason drainage on a purely organic soil (treatment RPF), on an organic soil with an additional 30 cm thick mineral soil cover (treatment RCF), and grass grown on a 1 m deep drained organic soil as a reference (treatment GPD). Greenhouse gas balances of GPD were compared with rice cultivation and between RPF and RCF to assess the efficacy of a mineral soil cover for emission reduction. A gas chamber was used to measure the emissions from four plots (0.72 m²) of the same treatment. The measurements were taken two to three times a week during the vegetation period and took place in a mesocosm experiment outside the research institute Agroscope in Zurich. Soil moisture, soil temperature and redox potentials were recorded and rootstocks as well as algae populations in rice plots were documented.

Although the flooded rice cultivation increased CH₄ emissions ($M_{RPF}=4916$; $M_{RCF}=3642$ mg CH₄ m⁻²/162d) from organic soils, it led to low N₂O emissions ($M_{RPF}=72$; $M_{RCF}=71$ mg N₂O m⁻²/162d). Overall, there is a similar global warming potential for grass cultivation ($M_{GPD}=0.127$; $M_{RPF}=0.157$; $M_{RCF}=0.121$ kg CO₂-eq./162d), which has low CH₄ ($M_{GPD}= -57$ mg CH₄ m⁻²/162d) and high N₂O emissions ($M_{GPD}=472$ mg N₂O m⁻²/162d). A midseason drainage, especially in combination with a mineral soil cover, reduces CH₄ emissions from rice cultivation. The mineral soil structure leads to a lower volumetric soil water content and thus reduces emissions without causing yield losses. Increased soil temperature is a secondary factor for higher CH₄ emissions. In order to reduce N₂O emissions, fertilisation and drainage must be adapted. The mineral soil cover can also have a mitigating effect here, although its effect is overlaid by the increased water table. Wet rice cultivation can thus minimise global warming of the agricultural use of organic soils. Flooding the fields reduces peat decomposition and CO₂ emissions, while the greenhouse gas balance from N₂O and CH₄ remains comparable to the drained grass cultivation. Adding a mineral soil cover further reduces emissions, making it a recommended practice on organic soils in the temperate zone.

Zusammenfassung

In den letzten Jahrhunderten wurden grosse Teile der europäischen Moorböden für landwirtschaftliche Zwecke entwässert. Dies führt unter anderem zur Zersetzung von Torf, Bodenabsackung sowie zu Emissionen von CO₂ und N₂O. Die Bodenabsenkung kann punktuelle Überschwemmungen oder lokal trockene Stellen auf den Feldern nach sich ziehen, was nicht nur Ernteausfälle sondern auch eine erschwerte Bewirtschaftung der Felder zur Folge hat. Als Reaktion auf diese Herausforderungen investieren Landwirtschaftsbetriebe vermehrt in Drainagesysteme und bedecken organische Böden mit mineralischen Bodenschichten, da sonst der oxidative Abbau letztendlich zur Schwindung des Wurzelraums im Boden führt. Eine alternative Lösung stellt der Anbau von Nassreis, einer Pflanze, die periodische Überschwemmungen toleriert, dar.

Um eine Aussage zu machen, dass damit auch die Klimaziele nähergebracht werden können, sollte vorab die Treibhausgasbilanz dieses Reisanbaus, mit jener des konventionell drainierten Grasanbaus auf organischen Böden, verglichen werden. Dazu wurden in dieser Masterarbeit die CH₄- und N₂O-Emissionen von drei verschiedenen Bewirtschaftungsarten organischer Böden analysiert. Diese umfassten den Reisanbau unter überfluteten Bedingungen mit zwischen-saisonaler Drainage auf einem rein organischen Boden (Behandlung RPF), sowie auf einem organischen Boden mit einer zusätzlichen 30 cm dicken Mineralbodenüberschüttung (Behandlung RCF). Zeitgleich wurde Gras auf einem 1 m tief entwässerten, organischen Boden als Referenzbehandlung angebaut (Behandlung GPD). Die Treibhausgasbilanz von GPD wurde mit der des Reisanbaus und zwischen RPF und RCF verglichen, um eine Mineralbodenüberschüttung als Massnahme zur Emissionsminderung zu bewerten.

Zwei- bis dreimal wöchentlich wurden in einem Mesokosmos im Freien, an der Agroscope in Zürich, die Emissionen von vier Bodenparzellen (0.72 m²) desselben Treatments während der Vegetationszeit gemessen. Zusätzlich wurden die volumetrischen Wassergehalte, Temperaturen und Redoxpotenziale der Böden erfasst, sowie Wurzelstöcke und Algenbestände dokumentiert.

Der überflutete Reisanbau erzielte ein ähnliches Treibhausgaspotenzial wie die Grasbewirtschaftung ($M_{GPD}=0.127$; $M_{RPF}=0.157$; $M_{RCF}=0.121$ kg CO₂-eq./162d). Der Reisanbau führte zu hohen CH₄- ($M_{RPF}=4916$; $M_{RCF}=3642$ mg CH₄ m⁻²/162d) und tiefen N₂O-Emissionen ($M_{RPF}=72$; $M_{RCF}=71$ mg N₂O m⁻²/162d). Die Grasbewirtschaftung führte hingegen zu niedrigen CH₄-Emissionen ($M_{GPD}= -57$ mg CH₄ m⁻²) und hohen N₂O-Emissionen ($M_{GPD}=472$ mg N₂O m⁻²). Eine zwischensaisonale Drainage, insbesondere zusammen mit einer Mineralbodenüberschüttung, reduzierte die CH₄-Emissionen des Reisanbaus, indem sie den volumetrischen Bodenwassergehalt reduzierte. Eine erhöhte Bodentemperatur und oberirdisch gelegene Wurzelstöcke waren dabei sekundäre Faktoren für höhere CH₄-Emissionen. Um die N₂O-Emissionen zu

senken, müssen Düngemengen und -zeitpunkte an die Pflanzenbedürfnisse angepasst werden und Drainagen stufenweise erfolgen. Auch hier kann eine Mineralbodenüberschüttung mildernd wirken, wobei ihr Effekt vom erhöhten Wasserspiegel überlagert wird. Die Überflutung der Felder reduziert den Torfabbau und die CO₂-Emissionen, währenddem die Treibhausgasbilanz aus N₂O und CH₄ vergleichbar mit der des drainierten Grasanbaus bleibt. Die RCF-Bewirtschaftung auf organischen Böden der gemässigten Klimazone wird empfohlen. Sie stellen eine mögliche Lösung für die schwierige Bewirtschaftung dieser Böden dar, reduzieren zudem die Emissionen, wie auch die Klimaauswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung und dies bei gleichbleibenden Erträgen.

Inhaltsverzeichnis

Glossar	vi
1. Einleitung	1
1.1. Allgemeine Problematik und Relevanz	1
1.2. Nassreis als mögliche Lösung	2
2. Organische Böden	4
2.1. Intakte und drainierte organische Böden	4
2.2. Emissionsauswirkungen der Grasbewirtschaftung auf organischen Böden	4
2.3. Emissionsauswirkungen der Mineralbodenüberschüttung auf organischen Böden	5
2.4. Emissionsauswirkungen Nassreisanbau	6
2.5. Bisherige Forschung zum Nassreisanbau in der Schweiz	9
3. Forschungsfrage und Hypothesen	10
3.1. Abgrenzungen	12
4. Methoden	13
4.1. Vorgehen und Aufbau des Experimentes	13
4.2. Kultivierung	15
4.3. Gaskammermessung	18
4.4. Zusätzliche Messungen	18
4.5. Datenanalyse der Gasfluss- und Treibhauspotenzialberechnungen	20
4.6. Statistische Analyse	24
5. Resultate	25
5.1. CH ₄ -Emissionen	25
5.2. N ₂ O-Emissionen	29
5.3. Ertrag und oberirdische Biomasse	33
5.4. Treibhauspotenzial	34
5.5. Bodensenkung und Grundwasserspiegel	35
5.6. Bodentemperatur und -feuchte	36
5.7. Redoxpotenzial	38
5.8. Ebullition	40
5.9. Algendokumentation	40
5.10. Wurzelstöcke	41
6. Diskussion	42
6.1. CH ₄ -Emissionen	42
6.2. N ₂ O-Emissionen	46
6.3. Ertrag und oberirdische Biomasse	50

6.4. Treibhauspotenzial	51
6.5. Bodensenkung und Grundwasserspiegel	53
6.6. Bodentemperatur und -feuchte	54
6.7. Redoxpotenzial	56
6.8. Ebullition	58
6.9. Algendokumentation	58
6.10. Wurzelstöcke	59
7. Synthese	60
8. Ausblick	62
8.1. Empfohlene Managementstrategien zur Emissionsreduktion im Nassreisanbau	62
8.2. Forschungsperspektiven	62
9. Literaturverzeichnis	65
I. Abbildungsverzeichnis	I
II. Tabellenverzeichnis	III
III. Danksagung.....	IV
IV. Persönliche Erklärung.....	V

Glossar

Cavity-Ring-Down-Spektroskopie	Technik zur Bestimmung der Gaskonzentration, bei der ein Einfrequenz-Laserdiodenstrahl in einen Drei-Spiegel-Resonator gesendet wird. Die Zeit, bei der das Laserlicht exponentiell durch nicht perfekte Reflexion der Spiegel zerfällt, wird verwendet um die Konzentration eines Gases, das in den Hohlraum eingebracht wird, mit der ursprünglichen Ring-Down-Zeit des Hohlraums zu vergleichen (Picarro, 2021).
(De)nitrifikation	Biologischer Prozess, welcher bei der Nitrifikation zur Oxidation von Ammoniak oder Ammonium-Ionen zu Nitrit und anschließend zu Nitrat führt. Das Gegenteil ist die Denitrifikation, bei welcher Stickstoffverbindungen in Nitrat umgewandelt werden (Amelung et al., 2018).
Ebullition	Freisetzung von Gasblasen durch Bodenumwälzung, beispielsweise durch Fauna (Hussain et al., 2015).
kg CO ₂ -eq.	Die Einheit kg CO ₂ -eq. steht für Kilogramm Kohlenstoffdioxid-Äquivalent und dient einer standardisierten Messung von Treibhausgasemissionen. Die Wirkung unterschiedlicher Gase auf den Treibhauseffekt wird in Bezug auf ein Kilogramm Kohlenstoffdioxid umgerechnet, basierend auf einem globalen Erwärmungspotenzial (GWP) für einen bestimmten Zeitraum.
Kohlenstoffsequestrierung	Kohlenstoffeinbindung im Boden durch Aufnahme des atmosphärischen Kohlenstoffs (Amelung et al., 2018).
Lachgas (N ₂ O)	Natürliches Stoffwechselzwischenprodukt der mikrobiellen Stickstoffumsetzungen bei der (De-)Nitrifikation in Böden. Emissionsraten werden durch Stickstoffdüngung und durch den Abbau organischen Bodenmaterials erhöht (Leifeld, 2019).
Methan (CH ₄)	Stoffwechselprodukt des anaeroben Abbaus von organischem Material durch bestimmte Mikroorganismen (Methanogene) im Boden (Leifeld, 2019).
Methanogenese	Kataboler Prozess, der in anoxischen Umgebungen zu CH ₄ -Produktion und Emission führt (Freeman et al., 2022).

Mid-Season Drainage (MSD) / Zwischensaisonale Drainage	Kurzzeitige Entwässerung (7-10 Tage) der Reisfelder bevor die maximale Anzahl der Reisblüten erreicht wird. Dies reduziert die Zahl unproduktiver Pflanzen, sowie Unkraut und senkt die Methanemissionen (Hussain et al., 2015).
Moore	Ökosysteme, in denen sich über Jahrhunderte Torf akkumuliert hat (Leifeld et al., 2019).
Organische Böden	Böden mit organischem Horizont, dessen Mächtigkeit mindestens 10 cm beträgt (IPCC, 2013). Ein Horizont von weniger als 20 cm muss $\geq 12\%$ organischen Kohlenstoff aufweisen, wenn er bis zu einer Tiefe von 20 cm durchmischt ist. Böden, die episodisch mit Wasser gesättigt sind, müssen $\geq 12\%$ organischen Kohlenstoff aufweisen, wenn der Boden keinen Ton enthält. Alternativ müssen sie $\geq 18\%$ organischen Kohlenstoff enthalten, wenn der Boden $\geq 60\%$ Ton enthält. Für Tonmengen im mittleren Bereich müssen die Böden eine mittlere, proportionale Menge an organischem Kohlenstoff aufweisen (IPCC, 2013).
Torf	Eine Substanz, die zu $\geq 30\%$ aus unterschiedlich stark zersetztem, organischem Material mit hohem Kohlenstoffanteil besteht (WRB, 2015; Tiemeyer et al., 2020). Kann in Böden vorhanden sein.
Treibhauspotenzial/ Global Warming potential (GWP)	Treibhausgase werden auf ein Kilogramm Gas und dessen Einfluss auf die Strahlungsbilanz der Erde normiert um ihre Klimawirksamkeit zu vergleichen (Leifeld et al., 2019).
Wiedervernässung	Absichtliche Anhebung des Grundwasserspiegels in entwässerten Böden, um wassergesättigte Bedingungen wiederherzustellen (IPCC, 2013).
Methanogene / methanogene Bakterien	Mikroorganismen, die organisches Material anaerob abbauen und dabei Methan freisetzen (Leifeld, 2019).

1. Einleitung

1.1. Allgemeine Problematik und Relevanz

Global speichern Torfgebiete 550 Gigatonnen Kohlenstoff und zählen somit zu den wichtigsten Kohlenstoffspeichern (Clymo, 1982; Parish et al., 2008). Durch ihre langanhaltenden, wasser-gesättigten Bodenbedingungen werden aerobe Abbauprozesse unterbunden, wodurch organischer Kohlenstoff als Torf akkumuliert wird (Wüst-Galley et al., 2015). Dadurch bewirkten Torfgebiete in der Vergangenheit einen Netto kühlenden Effekt auf das Klima (Frolking et al., 2011). In der Schweiz belief sich die Torffläche im Jahr 1719 auf geschätzt 97'659 ha bis maximal 148'561 ha (Wüst-Galley et al., 2020). Heute existiert davon insgesamt nur noch eine Fläche von etwa 280 km² in Form von organischen Böden (Wüst-Galley et al., 2020). Ein beträchtlicher Teil dieser verbleibenden Moorböden wurde in den letzten 300 Jahren entwässert, wodurch etwa 11'000 Hektar der schweizer Ackerflächen auf diesen Böden entstanden sind (Chloé Wüst, persönliche Kommunikation, 1. Februar 2023). Die Drainage der Moorböden für die landwirtschaftliche Nutzung, sowie zur Gewinnung von Brennmaterial, kehrt dabei die kohlenstoffspeichernde Funktion der Böden um (Hu et al., 2017).

Durch die Trockenlegung und Sauerstoffzufuhr wird das Redoxpotenzial der Böden erhöht und organisches Torfmaterial wird mikrobiell oxidiert. Dabei werden Kohlenstoffdioxid (CO₂) durch die aerobe Respiration der Bodenmikroorganismen und Lachgas (N₂O) durch die Mineralisierung des organischen Bodenmaterials in die Atmosphäre emittiert (Leifeld et al., 2019). Ein intensiv bewirtschafteter organischer Boden emittiert somit jährlich 9.5 t Kohlenstoff pro Hektar, während im Vergleich dazu von den meisten Mineralböden keine Nettoemissionen erwartet werden (BAFU, 2023). Allein in der Schweiz stossen die entwässerten, organischen Böden Treibhausgase mit einem Äquivalent von 600'000 t CO₂ jährlich aus (BAFU, 2023). Weltweit liegt dieser Wert bei 1.9 Gigatonnen CO₂-Äquivalent pro Jahr (Freeman et al., 2022). Davon werden 2.3 Gigatonnen allein durch N₂O emittiert, nicht zuletzt, weil diese Böden sehr nährstoffarm sind und somit eine erhebliche Menge an Dünger erfordern, die sich positiv auf die N₂O-Emissionen auswirkt. N₂O ist dabei das drittstärkste, langlebige Treibhausgas, weshalb die Reduktion seiner Emissionen für das Erreichen der Klimaziele relevant ist (Wang et al., 2022). Auch wenn Moorgebiete nur einen kleinen Prozentsatz der globalen und schweizerischen Gesamtfläche ausmachen, stellen sie mit ihrer Umnutzung und Drainage die grösste Treibhausgasquelle aus der Landwirtschaft dar (Carlson, 2017). Sie sind für 32% der globalen Treibhausgasemissionen aus der Agrikultur verantwortlich (Carlson, 2017).

Nebst den erhöhten Treibhausgasemissionen führt der Torfabbau zum physikalischen Schrumpfen des Bodens und so zur Absenkung der Bodenoberfläche (Freeman et al., 2022).

Infolgedessen müssen kostspielige Abflüsse für Drainage und Erhaltung der Agrarflächen in diesen Gebieten fortlaufend erneuert werden. Dadurch werden die Ökosysteme mit ihrer einmaligen Artenvielfalt zerstört und die Verarmung der Bodennährstoffe zeigt sich progredient (Tiemeyer et al., 2020). Auch in der Schweiz wird die Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen angesichts des Alters der Entwässerungssysteme zunehmend schwieriger. Gemeinsam mit den hohen Treibhausgasemissionen stellt dies einen Anreiz für eine Anpassung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung der degradierten Moorgebiete dar, um so die ökologische und wirtschaftliche Situation zu verbessern (Jacot et al., 2018).

Da die Menge der emittierten Treibhausgase dabei weitgehend von der Tiefe des Grundwasserspiegels abhängt, ist eine Verringerung der Entwässerungstiefe für eine verantwortungsvolle Bewirtschaftung von Moorböden entscheidend (Freeman et al., 2022). Ohne solche Gegenmassnahmen muss mit einer vollständigen Oxidation des Torfvorrates innert Jahrzehnten bis Jahrhunderten gerechnet werden (Leifeld et al., 2019). Im Pariser Klimaabkommen wird daher die Wichtigkeit der Emissionsreduktion aus drainierten Torfgebieten und die zunehmende Speicherung des Bodenkohlenstoffs als besonders notwendig beschrieben (Tiemeyer et al., 2020). Der Schutz der Kohlenstoffvorräte und die Reduktion der Emissionen aus drainierten organischen Böden kann dabei durch eine Wiedervernässung der Böden erzielt werden. Eine solche Wiedervernässung der Torfgebiete kollidiert jedoch mit der konventionellen landwirtschaftlichen Nutzung dieser Gebiete. Daher sind neue Strategien notwendig, um die Landwirtschaft an einen zurückgewonnenen Feuchtgebietcharakter anzupassen, um so landwirtschaftliche Produktivität und Treibhausgasminde rung simultan zu erzielen.

1.2. Nassreis als mögliche Lösung

Die Verringerung der Torfoxidation ist der Schlüssel um entwässerte Moorböden rückwirkend von Kohlenstoffquellen zu Kohlenstoffsenken zu machen und die Bodenabsackung zu verlangsamen (Epule et al., 2011). Die Konvertierung von konventionell drainierter Agrikultur zu überfluteten Systemen, stellt damit eine potenzielle Bewirtschaftungspraktik der Moorböden dar, wodurch die weitere mikrobielle Torfoxidation reduziert oder gar verhindert werden kann (Epule et al., 2011). Durch eine solche Anhebung des Wasserspiegels werden jedoch auch die Nutzungsmöglichkeiten dieser Gebiete eingeschränkt. Der herkömmliche Anbau von Gras zur Gewinnung von Streu und Tierfutter ist nicht mehr möglich, da unter anderem die Feldbewirtschaftung mit landwirtschaftlicher Maschinerie erschwert wird (Leifeld et al., 2019). Daher ist die Entwicklung neuer Managementsysteme notwendig, um die landwirtschaftliche Produktion an höhere Grundwasserstände nahe der Bodenoberfläche anzupassen und den unterschiedlichen Anforderungen und Nutzungswerten gerecht zu werden (Freeman et al., 2022). Paludikulturen, die Biomasseproduktion auf feuchten Moorböden, können dabei eine alternative Form der Landwirtschaft darstellen, die den Torf erhalten, CO₂- und N₂O-Emissionen

reduzieren und gleichzeitig eine landwirtschaftliche produktive Nutzung ermöglichen. Dazu zählt der Anbau von Nassreis. Nassreis bedingt keine langanhaltende Drainage und erlaubt die landwirtschaftliche Nutzung der Moorböden selbst bei hohen Wasserständen (Leifeld et al., 2019). Dabei besteht eine Korrelation zwischen hohen Wasserständen und geringen CO₂- sowie N₂O-Emissionen, da die Durchnässung der Torfschicht nicht nur die Mineralisation des organischen Materials hemmt sondern auch die (De-)Nitrifikationsprozesse unterbindet (Freeman et al., 2022). Somit können gesamtumfassende Wiedervernässungen die Torfoxidation und Stickstoffmineralisierung reduzieren (Wang et al., 2022). Dadurch kann der Nassreisanbau eine wichtige Strategie zur Verringerung der Treibhausgasemissionen und zum Schutz des Kohlenstoffvorrats darstellen, ohne an landwirtschaftlicher Rentabilität zu verlieren (Freeman et al., 2022). Zeitgleich schafft diese Umstellung von entwässerten zu überfluteten Böden jedoch auch ideale Bedingungen für die anaerobe, mikrobielle Produktion von Methan (CH₄) (Epule et al., 2011). Dadurch könnte die Reduktion der CO₂- und N₂O-Emissionen hinsichtlich des globalen Erwärmungspotenzials (GWP) kompensiert werden (Leifeld et al., 2019). Die emittierte Menge an CH₄ muss demnach bei der Beurteilung der Treibhausgasbilanz von unterschiedlich kultivierten Moorböden inkludiert werden. Ein hoher Wasserstand ist dabei nämlich nur eine notwendige aber keine hinreichende Bedingung für hohe CH₄-Emissionen. Die Unsicherheit bezüglich der Emissionswerte bei Wasserspiegeln oberhalb der Bodenoberfläche ist sehr gross, bedingt durch die Dynamik des Wasserstandes (Tiemeyer et al., 2020). In diesem Zusammenhang ist eine Untersuchung verschiedener Reisanbaumethoden erforderlich, die ausreichende Erträge gewährleisten und gleichzeitig die negativen Auswirkungen auf die Umwelt verringern können. Diesbezüglich liegen hauptsächlich Erfahrungswerte des Nassreisanbaus auf mineralischen Böden der Tropen und Subtropen vor (Leifeld et al., 2019). Dadurch stellt sich die Frage, ob die dort erforschten Managementmethoden bezüglich Ertragssteigerung und Treibhausgasreduktion auch auf die Umnutzung entwässerter, organischer Böden des kontinental, gemässigten Klimas übertragbar sind.

Im Jahr 2017 wurde erstmals nördlich der Schweizer Alpen Nassreis kultiviert (Jacot et al., 2018). Aktuell erfolgt der Anbau von Nassreis in der Schweiz an 13 Standorten im Mittelland und nördlich der Alpen. Für viele Landwirtschaftsbetriebe erweist sich Nassreis als rentables Nischenprodukt (Fabian et al., 2022; Gramlich et al., 2021) unter anderem, da keine Erneuerung der Entwässerungssysteme erforderlich ist. Der Anbau erfolgt bisher hauptsächlich auf mineralischen oder sogenannten Übergangsböden mit hohem Kohlenstoffgehalt. Aufgrund der Möglichkeit zur Wiedervernässung degradiert organischer Böden beim Nassreisanbau sollte jedoch die Anbauweise auf organischen Böden genauer untersucht werden. Das zunehmende regionale Interesse an dieser Kulturpflanze (Jacot et al., 2018) unterstreicht die Relevanz, den Nassreisanbau auf organischen Böden auf seine Treibhausgasbilanz zu analysieren und optimierte Managementpraktiken zu evaluieren.

2. Organische Böden

2.1. Intakte und drainierte organische Böden

Moorböden mit einer Torfschicht von mindestens zehn cm Mächtigkeit zählen zu den organischen Böden und beinhalten in den obersten Metern grosse Vorräte an organischem Bodenkohlenstoff (IPCC, 2013). Trotz ihrer jährlichen CH₄-Emissionen von 30-250 kg pro Hektar stellen sie stärkere Kohlenstoffsinken dar. Durch die vorherrschenden wassergesättigten Bedingungen ist die Sauerstoffdiffusion gehemmt, wodurch der aerobe Abbau von organischem Kohlenstoff eingeschränkt wird. Obwohl es Organismen gibt, die auch unter anaeroben Bedingungen diesen zersetzen können, ist deren Abbaurate jedoch wesentlich geringer (Clymo, 1992; Freeman et al., 2004). Dadurch akkumuliert sich unterschiedlich stark zersetztes organisches Pflanzenmaterial als Torf, wodurch die organischen Böden zu wichtigen Kohlenstoffspeichern werden (Leifeld et al., 2019). Ebenso halten sich die N₂O-Emissionen aus Moorböden tief, da die wassergesättigten Bodenbedingungen auch De- und Nitrifikationsprozesse des mineralischen Stickstoffs im Boden unterdrücken (Freeman et al., 2022).

Durch die Drainage dieser Böden, werden aerobe Stoffwechselprozesse der Mikroorganismen aktiv. Der organische Kohlenstoff wird zersetzt und als CO₂ in die Atmosphäre emittiert. Der organische Stickstoff wird zu N₂O mineralisiert (Wüst-Galley et al., 2015). Diese Emissionen sind dabei nicht nur abhängig vom Drainierungsgrad, sondern auch von der Komposition des organischen Bodens, den Bodeneigenschaften, wie dem Boden pH-Wert, der Landnutzungsintensität und Düngungen (Tiemeyer et al., 2020). Generell lässt sich somit das Treibhausgasbudget von umgenutzten Moorböden durch die Landnutzung, die Klimazone, die Bodennährwerte und den Drainagestatus abschätzen (IPCC, 2013).

2.2. Emissionsauswirkungen der Grasbewirtschaftung auf organischen Böden

44% der gesamten Torffläche Europas wurde vor allem für die Bewirtschaftung von Grasweiden drainiert und gilt nicht mehr als intakt (Tiemeyer et al., 2016). Auch in der Schweiz wurden die Mooregebiete oft zu Grasflächen umgenutzt, die als Futter oder für das Bewirtschaften von Vieh gebraucht werden.

Während die CO₂- und N₂O-Emissionen durch die Umnutzung der organischen Böden zu Weiden und Wiesen gesteigert werden, senken sich hingegen die CH₄-Emissionen durch deren Drainage. Ab einem Wasserstand tiefer als 0.25 m unterhalb der Bodenoberfläche steigen die CH₄-Oxidationspotenziale stark an, wodurch kaum CH₄-Emissionen anfallen (Freeman et al., 2022). Das im Boden erzeugte CH₄ wird von Mikroben oxidiert, bevor es in die Atmosphäre diffundieren kann (Hatala et al., 2012). Gesamthaft wirken die erhöhten N₂O-, sowie die CO₂-Emissionen durch die Überführung der intakten Moorböden in drainierte Ackerflächen der

Reduktion der CH₄-Emissionen stärker entgegen (Wilson., 2016). So machen unter drainierten Bedingungen die N₂O-Emissionen 7% der gesamten Treibhausgasemissionen aus degradierten Mooregebieten aus, wobei diese Emissionen unter wassergesättigten Bedingungen nahe Null liegen können (Tiemeyer et al., 2020).

2.3. Emissionsauswirkungen der Mineralbodenüberschüttung auf organischen Böden

Um der Bodenabsenkung entgegenzuwirken und die landwirtschaftliche Produktivität zu erhalten, werden in der Praxis häufig degradierte Mooregebiete mit mineralischem Boden überschüttet (Wang et al., 2022). Diese Massnahme gleicht Unebenheiten aus, wodurch insbesondere das Befahren der Flächen mit landwirtschaftlicher Maschinerie erleichtert wird. Bislang sind nur sehr wenige Studien über die Auswirkungen dieser Praxis auf die CH₄- oder N₂O-Emissionen durchgeführt worden, wodurch die Treibhausgasbilanz der Mineralbodenüberschüttung unklar ist (Paul und Leifeld, 2023). In Feldexperimenten von Wang et al. (2022) wurde ein mit Gras bewirtschafteter Moorboden in der Schweiz mit Mineralbodenüberschüttung und einer ohne Mineralüberschüttung miteinander verglichen. Die Mineralbodenüberschüttung führte zu einer Reduktion der N₂O-Emissionen aus den drainierten Böden und der entwässerte organische Boden verhielt sich in Bezug auf die N₂O-Freisetzung wie ein Mineralboden (Wang et al., 2022). Dabei wurde der grundlegende Prozess dahinter durch folgende Hypothesen erklärt: Die Mineralbodenüberschüttung beeinflusst die Substratverfügbarkeit des Oberbodens von entwässerten organischen Böden und bestimmt so die N₂O-Produktion. Die N₂O-Emissionen werden dabei hauptsächlich in den obersten 0.7-2.8 cm der Böden gebildet und sind abhängig von dem dort verfügbaren Stickstoff (Wang et al., 2022). Da die Mineralbodenüberschüttung zum neuen Oberboden wird, könnte diese nun die Stickstofffreisetzung aus der kohlenstoff- und stickstoffreichen Torfschicht unterbinden. Die Mineralbodenbedeckung mit geringerem Stickstoffgehalt würde folglich zur neuen Stickstoffquelle werden. Die verfügbare organische Substanz im Oberboden nimmt im Vergleich zum Stand vor der Mineralbodenüberschüttung ab und die Denitrifikation würde somit begrenzt werden (Wang et al., 2022). Weiter ist es möglich, dass die mineralische Bodenbedeckung hydraulische Bodeneigenschaften aufgrund einer Veränderung in der Porenverteilung bestimmt. Dies könnte die Sauerstoffdurchlässigkeit beeinflussen und somit die mikrobielle Aktivität, die Nitrifikation, sowie die Denitrifikation und den anschliessenden Stickstoffverlust in Form der N₂O-Emissionen regulieren (Wang et al., 2022). Eine weitere mögliche Begründung für die N₂O-Mitigation durch eine mineralische Bodenabdeckung ist, dass der pH-Wert des Bodens die Denitrifikation beeinflusst. Durch die mineralische Bodenbedeckung erfolgt ein Anstieg des pH-Werts, wodurch eine verstärkte Synthese der N₂O-Reduktase-Enzyme möglich sein könnte (Wang et al., 2022).

Das Experiment von Wang et al. (2022) auf Schweizer Grünlandböden wies diese Effekte nach, indem im Jahresschnitt sechsmal weniger N_2O bei Böden mit Mineralbodenüberschüttung emittiert wurde als bei Grünlandböden ohne Mineralbodenüberschüttung. Neben geringeren Hintergrund N_2O -Emissionen, fielen auch die Spitzen der N_2O -Emissionen nach Düngungen auf Böden mit mineralischer Bodenbedeckung tiefer aus und verzeichneten tägliche Einsparungen von bis zu 40 mg Stickstoff pro Quadratmeter (Wang et al., 2022). Neben der Mineralbodenbedeckung sind die N_2O -Emissionen abhängig von der Bodentemperatur, der Bodenfeuchtigkeit, den klimatischen Bedingungen und werden vor allem vom Stickstoffinput durch Düngung bestimmt (Wang et al., 2022). Die Auswirkungen auf die gesamtumfassende Treibhausgasbilanz wurde dabei nur für die Mineralbodenüberschüttung bei einer Grasbewirtschaftung untersucht. Allgemein gibt es nur wenige Studien über die Auswirkungen dieser Praxis auf die CH_4 - oder N_2O -Emissionen und deren Anwendung auf wassergefluteten Reisfeldern wurde bislang kaum erforscht (Paul & Leifeld, 2023). Ein Versuch der Agroscope untersuchte im Jahr 2021 die Auswirkung einer Mineralbodenüberschüttung auf Reisparzellen mit einem hohen, aber nicht überfluteten Wasserstand (Wüst-Galley et al., 2023). Die Mineralüberschüttung führte dabei zu einer leichten Abnahme der CH_4 -Emissionen. Die aus jener Untersuchung gewonnenen Resultate, waren wegen der hohen Variationen zwischen den Parzellen der einzelnen Treatments, sowie aufgrund von Lecks im Bewässerungssystem, nicht eindeutig und bedürfen deshalb einer genaueren Überprüfung in weiteren Experimenten.

2.4. Emissionsauswirkungen Nassreisanbau

Gesamthaft ist die Treibhausgaswirkung der Nassreiserzeugung etwa dreimal so hoch wie jene der Kultivierung von Weizen oder Mais auf nicht gefluteten Böden (Linguist et al., 2012). Der weltweite Reisanbau macht 8% der gesamten anthropogenen CH_4 -Emissionen aus und verursacht dadurch einen Anstieg der Oberflächentemperatur von 0.5°C (im Vergleich zur Durchschnittstemperatur von 1850-1900) (Saunio et al., 2020). Die Emissionsraten hängen dabei wesentlich von der Grundwasserdynamik und der Staudauer der Reisfelder ab (Tiemeyer et al., 2016). Der geringe Sauerstoffgehalt und das tiefe Redoxpotenzial unter -150mV im durchnässten Boden löst die mikrobielle Abbaureaktion der methanogenen Mikroben aus (Lagomarsino et al., 2016). CH_4 wird dabei als Endprodukt der anaeroben Mineralisierung der organischen Bodensubstanz in Abwesenheit alternativer Elektronenakzeptoren wie Sauerstoff erzeugt (Lagomarsino et al., 2016). Dabei werden zunächst Makromoleküle wie z.B. Polysaccharide hydrolysiert und Acetat, Wasserstoff- oder Kohlenstoffverbindungen produziert. Diese Produkte werden bei der CH_4 -Bildung als Elektronendonatoren weiterverwendet, wobei Wasserstoff, CO_2 , Acetat und andere einfache Verbindungen in CH_4 umgewandelt werden. Bei höheren Redoxpotenzialen bevorzugen andere Mikroben alternative Elektronenakzeptoren wie molekularen Sauerstoff (O_2), Nitrat (NO_3^-), reduziertes Mangan (Mn(IV)), reduziertes Eisen

(Fe(III)) oder Sulfat (SO_4^{2-}), wodurch die Methanogenen verdrängt werden und weniger CH_4 gebildet wird (Minamikawa et al., 2015).

Der anschliessende Gastransport in die Atmosphäre erfolgt zu 90% durch das Aerenchymgewebe der Reispflanze, obschon parallel auch der Transport über Diffusion und Ebullition stattfindet (Hussain et al., 2015; Lagomarsino et al., 2016). Da der Wasserstand über der Bodenoberfläche nicht nur die Sauerstoffdiffusion hemmt, sondern auch die Bodentemperatur anhebt, wird die anaerobe Zersetzung, die Methanogenese, sowie der CH_4 -Transport weiter angeregt. Insgesamt wird somit die CH_4 -Produktion von der Reissorte, der Bodentemperatur, dem Redoxpotenzial des Bodens, dem Wassermanagement, sowie vom Fluss der Elektronen und der Zusammensetzung der mikrobiellen Gesellschaft beeinflusst (Conrad, 2002).

Untersuchungen aus den Tropen und Subtropen zeigten, dass eine kurzzeitige, zwischensaisonale Drainage auch Midseasondrainage (MSD) genannt, beim Reisanbau eine bewährte Methode darstellt, um die CH_4 -Emissionen zu reduzieren (Conrad, 2002). Denier Van Der Gon et al. (1996) und Hussain et al., (2015) zeigten, dass die CH_4 -Emissionen durch diese kurzzeitige Trockenlegung der Reisparzellen zuerst zunehmen, bis sie anschliessend auf einen Wert nahe Null absinken und bei anschliessender Wiedervernässung konstant tiefer bleiben. Erklärt wird dieser kurzfristige Anstieg und die anschliessend langanhaltende Reduktion der CH_4 -Emissionen durch zwei Prozesse: Einerseits werden zunächst Makroporen im Boden mit Luft gefüllt und setzen so eingeschlossenes CH_4 frei, andererseits erfolgt die Diffusion über die Gasphase viermal so schnell als die Diffusion durch Wasser, wodurch die Trockenlegung bei der MSD einen kurzzeitigen Methananstieg verursacht (Denier Van Der Gon et al., 1996). Nach ein bis zwei Tagen fallen die CH_4 -Emissionen während der MSD jedoch rasant ab, da durch die oxidischen Bedingungen die Aktivität CH_4 -oxidierender Bakterien gesteigert und jene der Methanogenen gehemmt wird (Denier Van Der Gon et al., 1996). Danach bleiben die Emissionen dauerhaft niedrig, auch wenn die Parzellen wieder geflutet werden (Hussain et al., 2015). Zuzufolge der Kammer-Messkampagnen von Linqvist et al. (2015) können somit durch die MSD die CH_4 -Emissionen des Reisanbaus um 40% in gemässigten Klimaregionen reduziert werden. Zusätzlich wird durch diese Managementmethode der gesamthafte Wasserverbrauch reduziert.

Durch die MSD werden die Redoxpotenziale im Boden verändert, sodass diese sich nicht nur mindernd auf die CH_4 -Emissionen auswirkt, sondern auch die N_2O -Emissionen beeinflussen kann (Leifeld et al., 2019). Die N_2O -Emissionen in anoxischen, überfluteten Reisböden sind generell gering, da der grösste Teil des produzierten N_2O weiter zu N_2 reduziert wird (Balaine et al., 2019). Durch die MSD zur Methanreduktion, sowie durch Düngungen können die N_2O -Emissionen aus den Reisparzellen begünstigt werden (Lagomarsino et al., 2016). Das Trockenlegen und anschliessende Wiederbeflutet des Bodens fördert die Nitrifikation und

anschliessende Denitrifikation durch Bodenbakterien, die Ammoniumnitrat produzieren (Hussain et al., 2015). Gründe für die Spitzenwerte dieser N_2O -Freisetzung nach der Trockenlegung sind neben der physikalischen Freisetzung von N_2O durch die Sauerstoffzufuhr in den Poren auch die Verstärkung der biologischen Produktion durch eine erleichterte Substratverfügbarkeit (Lagomarsino et al., 2016). Durch die MSD wird N_2O nur noch in den unterirdischen, gesättigten Bodenschichten produziert und diffundiert anschliessend schneller über das Bodenprofil und nicht über das Aerenchym der Reispflanze nach oben (Hussain et al., 2015).

Auch nach der Düngung können bei Reisparzellen erhöhte N_2O -Emissionswerte anfallen, da das Austragen des Stickstoffdüngers den Stickstoffgehalt im Oberboden anhebt und dieser die N_2O -Emissionen steuert (Tiemeyer et al., 2016). Bei Reisparzellen entsteht nach längerer Überflutung ein Bodenprofil, dass zur Entwicklung von oxidierenden und reduzierenden Schichten führt, wodurch es zur Nitrifikation nach dem Ausbringen von Ammonium-Stickstoff Dünger in der oxidierenden Schicht an der Boden-Wasser-Grenzfläche kommt (Hussain et al., 2015). Dabei bildet sich Nitrat, das sich nach unten in die reduzierenden Schichten bewegt, wo es unter Bildung von N_2O denitrifiziert wird (Hussain et al., 2015). Der Transport in die Atmosphäre erfolgt anschliessend primär über das Wurzelstockgewebe, da die gesättigte Bodenschicht die Diffusion über Bodenporen erschwert (Hussain et al., 2015).

Der Anbau von Nassreis auf wiedervernässten, organischen Böden könnte eine reduzierte Treibhausgasbilanz im Vergleich zur konventionellen Bewirtschaftung organischer Böden durch Trockenlegung für Graskultur und Ackerbau aufweisen. Die vorhandenen Kohlenstoffvorräte im Boden wären dabei durch die gefluteten Bedingungen des Nassreisanbaus vor einem weiteren Abbau geschützt. Die reduzierten CO_2 - und N_2O -Emissionen (die auf entwässerten organischen Böden ansonsten hoch sind) könnten dabei einen Teil oder sogar die Gesamtheit der erhöhten CH_4 -Emissionen ausgleichen. Bislang gibt es jedoch nur wenige Studien über CH_4 - und N_2O -Emissionen aus dem Nassreisanbau auf organischen Böden in der gemässigten Klimazone, wodurch bislang keine umfassende Treibhausgasbilanz gezogen werden kann.

2.5. Bisherige Forschung zum Nassreisanbau in der Schweiz

Seit dem Jahr 2017 untersucht das Kompetenzzentrum des Bundes für die Forschung in der Land- und Ernährungswirtschaft sowie im Umweltbereich (Agroscope) gemeinsam mit Landwirtinnen und Landwirten den Anbau von Nassreis. Auf neun Flächen in der Nordschweiz (in den Kantonen Solothurn, Bern, Freiburg, Aargau, Waadt und Wallis) wurde dazu Nassreis erfolgreich angebaut und erzielte im Schnitt einen Ertrag von 4.9 Tonnen Rohreis pro Hektar (Fabian et al., 2022). Dabei wurden diverse Anbauverfahren getestet. Folgende Methoden liessen sich unter gemässigten Klimabedingungen als erfolgsbringend identifizieren und werden deshalb im Feldversuch der vorliegenden Masterarbeit angewendet:

- Eine schnellere Reisentwicklung wird durch den Anbau von Setzlingen (aufgezogen in Gewächshäusern) anstelle einer Direktsaat ermöglicht (Fabian et al., 2022).
- Die frühzeitige Flutung der Felder unterdrückt Unkraut und schafft optimale Wachstumsbedingungen für den Reis durch die höhere Wärmespeicherkapazität des Wassers (Fabian et al., 2022).
- Das Reiswachstum wird unter nicht gefluteten Bedingungen negativ beeinflusst, sodass der Reisertrags im Vergleich zur Überflutungsbewässerung abnimmt (Zhao et al., 2019). Mögliche Gründe dafür sind die Erschöpfung von Bodennährstoffen und die ungünstigen Bodenbedingungen durch die erhöhte Belüftung. Dies wurde im Feldversuch der Agroscope im Jahr 2021 darin bestätigt, weil ein geringer Ernteertrag, in Reispazellen mit einem Wasserstand von 30 cm unter der Bodenoberfläche, erzielt wurde.
- Eine Mineralbodenüberschüttung kann die Emissionen des nicht gefluteten Reisanbaus senken. Dies wurde im Jahr 2021 in einem Feldexperiment der Agroscope mit kongruentem Forschungsdesign gezeigt. Dabei wurden durch die Mineralbodenüberschüttung die CH_4 -Emissionen von $6.4 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ auf $2.4 \text{ g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und die N_2O -Emissionen von $203 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ auf $56 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ reduziert (Wüst-Galley et al., 2023). Der Wasserstand lag dabei unterhalb der Bodenoberfläche. Die nicht überfluteten Reispazellen waren durch stark schwankende N_2O - und höhere CH_4 -Emissionswerte geprägt, dies im Gegensatz, zu den aus der Literatur bekannten Werten zum überfluteten Nassreisanbau (Persönliche Kommunikation, Chloé Wüst-Galley 14.03.2023).

Eine umfassende Beschreibung zur Kultivierung und Agrarpflege von Nassreis lässt sich im Faktenblatt «Ökologischer Nassreis-Anbau auf vernässenden Ackerflächen in der Schweiz» der AGRIDEA 2023 (<https://agridea.abacuscity.ch>) finden.

3. Forschungsfrage und Hypothesen

Agrarwirtschaftlich genutzte organische Böden emittieren grosse Mengen an CO₂ und N₂O (Leifeld et al., 2019). Es gilt deshalb herauszufinden, ob der Anbau von Nassreis diese Emissionen reduzieren kann und somit, trotz seiner höheren CH₄-Emissionen, ein geringeres, globales Erwärmungspotenzial bei der Bewirtschaftung degradierter Moorböden erzielt.

Dazu müssen Trade-Offs zwischen den emittierten Gasen, wie N₂O und CH₄, evaluiert werden, um anschliessend eine Treibhausgasbilanz erstellen zu können. Somit soll eine klimafreundliche und landwirtschaftlich lukrative Bewirtschaftungsmassnahme degradierter Moorböden vorgeschlagen werden.

Die Datengrundlage über umgenutzte, organische Böden sowie über die Treibhausgasbilanz des Nassreisanbaus in nicht-(sub)tropischen Klimaregionen ist marginal. Die Forschungsgrundlage reicht nicht aus, um den Effekt des gefluteten Reisanbaus auf degradierten Schweizer Moorböden auf die Gesamtbilanz der Treibhausgasemissionen zu bestimmen (Gramlich et al., 2021). Es ist unklar, ob und welche Anbaumethoden die CH₄-Emissionen aus Reisfeldern verringern können. Aktuelle Resultate der Agroscope zeigten diesbezüglich, dass der Reisanbau auf organischen Böden mit einer mineralischen Oberschicht geringere N₂O- und CH₄-Emissionen erzielt. Diese Versuche wurden dabei jedoch nicht auf überfluteten Böden durchgeführt, wodurch der Reisertrag gering ausfiel und hohe, stark variierende Emissionen generiert wurden (Persönliche Kommunikation, Chloé Wüst-Galley 14.03.2023). Aufgrund dieser Ausgangslage und den bereits erhobenen Daten aus den Vorjahren der Forschungsinstanz Agroscope, sollen in dieser Masterarbeit folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

Verursacht der Nassreisanbau bei überfluteten Wasserständen unter den klimatischen Bedingungen der Schweiz ein geringeres Treibhauspotential hinsichtlich Lachgas- und Methanemissionen im Vergleich zum konventionellen Grasanbau (für Futter und Weidenutzung) auf organischen Böden? Kann eine Überschüttung des organischen Bodens mit einem Mineralboden Lachgas- und Methanemissionen aus dem Nassreisanbau signifikant und bei gleichbleibendem Ertrag senken?

Demnach gilt es zu beantworten, ob die Reissbewirtschaftung mit oder ohne einer Mineralbodenüberschüttung eine bessere Alternative zur Grabbewirtschaftung darstellt. Die Treibhausgasemissionen von Reisfeldern sind stark von der Anbaumethode abhängig, sodass eine Bewirtschaftungspraxis mehrere Gasflüsse beeinflussen kann (Hussain et al., 2015), wobei vor allem das zeitliche Muster der Gasemissionen verändert wird. Aus diesem Grund ist es notwendig die Anwendung einer Mineralbodenüberschüttung auf Reisfeldern vorerst über die gesamte Wachstumsperiode zu evaluieren. Dadurch soll zukünftig eine bestimmte Methode der

Bodenbewirtschaftung auf degradierten Mooregebieten empfohlen werden können, welche eine ökonomische Nutzung bei zeitgleich tiefen Treibhausgasemissionen hinsichtlich N_2O und CH_4 ermöglicht.

Der von der Agroscope durchgeführte Feldversuch im Jahr 2021, welcher die Auswirkungen einer Mineralbodenüberschüttung auf Reisparzellen mit einem Wasserstand von -11 bis -17 cm untersuchte, zeigte eine signifikante Reduktion der N_2O -Emissionen, jedoch variable CH_4 -Emissionen. Daher wird erwartet, dass **(H.i)** auch unter gefluteten Bedingungen, der Reisanbau mit einer Mineralbodenüberschüttung geringere N_2O -Emissionen erzielen kann, jedoch **(H.ii)** höhere CH_4 -Emissionen möglich sind als bei einer Bewirtschaftung ohne Mineralbodenüberschüttung. Letztere Hypothese basiert auf der Annahme, dass nur bei einem nicht geflutetem Reisanbau sich die Mineralbodenüberschüttung mindernd auf die Emissionen auswirkt, jedoch bei überfluteten Bodenbedingungen die Mineralbodenüberschüttung dazu führt, dass der Moorboden komplett durchnässt und anaerob bleibt und somit geeignete Bedingungen für die Methanogenese herrschen. Es ist ungewiss, wie stark die angenommene Reduktion der N_2O -Emissionen und potenzielle Erhöhung der CH_4 -Emissionen durch die Mineralbodenüberschüttung ausfallen werden. Dennoch wird vermutet, dass eine mögliche Reduktion der N_2O -Emissionen die potenzielle Steigerung der CH_4 -Emissionen kompensieren kann, basierend auf ihrer unterschiedlich starken Erderwärmungspotenziale.

Hinsichtlich der Auswirkung der Mineralbodenüberschüttung auf den Reisertrag, lässt sich basierend auf der vorhandenen Literatur aus (sub-) tropischen Klimazonen nachweisen, dass primär der Wasserstand für den Ertrag ausschlaggebend ist. Daher stellt sich die Hypothese **(H.iii)**, dass die Mineralbodenüberschüttung keinen Einfluss auf die Reiskornbildung nehmen wird, da beide Treatments der Reissbewirtschaftung unter identischen Wasserständen erfolgen.

Beim Vergleich beider Reissysteme (mit und ohne Mineralbodenüberschüttung) mit der Grasbewirtschaftung wird behauptet, dass **(H.iv)** das Grassystem ein höheres globales Erwärmungspotenzial (berechnet aus den kumulativen N_2O - und CH_4 -Emissionen) erzielen wird als die Reissysteme. Obwohl in einem komplett drainierten Grassystem die Methanogenese aufgrund der aeroben Bedingungen unterbunden und somit die Methanemissionen vermindert werden (Denier Van Der Gon et al., 1996), könnten die N_2O -Emissionen bei dem Grassystem höher ausfallen. Somit wird der Effekt der geringen CH_4 -Emissionen potenziell durch das stärkere Erderwärmungspotenzial der höheren N_2O -Emissionen des Grasanbaus kompensiert (IPCC 2013; Zhao et al., 2019). Das Annehmen oder Wiederlegen dieser Hypothese ist bedeutsam für die weiterführende Forschung, da dadurch eine gesamteinheitliche Treibhausgasbilanz der beiden Bodenbewirtschaftungsmethoden erstellt werden kann (genauere Angaben in Kapitel 3.1 Abgrenzungen).

3.1. Abgrenzungen

Im Rahmen dieser Masterarbeit werden neben den N₂O- und CH₄-Emissionen keine Messungen der CO₂-Emissionen vorgenommen und in die Analyse inkludiert. Im Rahmen weiterführender Forschungsarbeiten der Agroscope werden diese auf den identischen Versuchspartikeln über die hier untersuchte Wachstumsperiode hinaus durchgeführt. Die vorliegende Masterarbeit soll dabei mit den zukünftigen CO₂-Messungen in einen Zusammenhang gestellt werden, um eine umfassende Treibhausgasbilanz der unterschiedlichen Bodenbewirtschaftungsmethoden zu erhalten. Dennoch reicht die Betrachtung der beiden Treibhausgase CH₄ und N₂O für einen aussagekräftigen Vergleich der drei Bodentreatments aus, da sie laut IPCC-Bericht (2013) zu den «THG Key categories» zählen. CH₄ und N₂O haben ein 27.9 beziehungsweise 273 mal höheres globales Erwärmungspotenzial als CO₂ über eine 100 jährige Periode (IPCC, 2021) und machen dabei 49% beziehungsweise 63% der gesamthaften Treibhausgasemissionen des europäischen Agrarsektors aus (Lagomarsino et al., 2016). Sie tragen global am meisten zu den anthropogenen Emissionen des Landwirtschaftssektors bei (Hussain et al., 2015), was einen Vergleich dieser Treibhaushausgase, ohne Einbezug der CO₂-Bilanz, rechtfertigt.

Die erhobenen Daten repräsentieren dabei die temperate Zone, wodurch keine gesamtglobale, optimale Bodenbewirtschaftungsmethode für degradierte Mooregebiete definierbar ist. Dennoch ist diese Forschung von grosser Bedeutung, da eine breite Datengrundlage für die Bewirtschaftung von organischen Böden der Sub- und Tropenregionen bereits vorhanden ist, jedoch die mittleren geografischen Breiten weniger häufig erforscht wurden.

Als zusätzliche Abgrenzung ist anzumerken, dass in dieser Masterarbeit nicht auf ökologische Auswirkungen eingegangen wird, obschon der Nassreisanbau positive Aspekte hinsichtlich der Biodiversitätsförderung vermuten lässt.

4. Methoden

Anhand eines Mesokosmos-Experiments in der feucht gemässigten Klimazone Europas sollen unterschiedliche Bewirtschaftungspraktiken eines organischen Bodens an einem Standort verglichen werden.

4.1. Vorgehen und Aufbau des Experimentes

Die Umstellung von einer entwässerten Grasbewirtschaftung auf eine überflutete Reisbewirtschaftung auf Moorböden wird auf ihre Emissionsauswirkungen untersucht. Hierzu werden die Treibhausgasbilanzen anhand der resultierenden N₂O- und CH₄-Flüsse zwischen folgenden drei Bewirtschaftungsmethoden von organischen Böden miteinander verglichen:

1. **Grass Peat Drained (GPD)**: Der traditionelle Anbau von Gras auf stark drainiertem organischem Boden (Wasserstand: -100 cm unterhalb der Bodenoberfläche)
2. **Rice Peat Flooded (RPF)**: Der Anbau von Reis auf überflutetem organischem Boden (Wasserstand: +3 cm oberhalb der Bodenoberfläche)
3. **Rice Cover Flooded (RCF)**: Der Anbau von Reis auf überflutetem organischem Boden, welcher mit 30 cm Mineralboden überschüttet wurde (Wasserstand: +3 cm oberhalb der Bodenoberfläche)

Die CH₄- und N₂O-Messungen der Treatments wurden unter experimentellen Versuchsbedingungen während dem 11. April – 20. September 2023 am Kompetenzzentrum Agroscope in Zürich Affoltern (47°25'9" N, 8°30'23" E) erhoben. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9.93°C und der mittlere Jahresniederschlag 1018 mm (1991-2020; Meteoschweiz, 2023). Der Standort bietet eine Betonanlage im Freien, die 48 voneinander abgetrennte Bodenparzellen enthält. Die Parzellen sind in acht Reihen aufgeteilt, wodurch sich der Grundwasserspiegel für jeweils sechs Parzellen in einer Reihe einstellen lässt. Eine einzelne Parzelle ist 1.2 m x 1.2 m gross und hat eine Tiefe von 1.4 m. Sie wurden im März 2020 mit degradiertem, organischem Bodenmaterial aus einem ehemaligen landwirtschaftlichen Standort in Affoltern am Albis befüllt. Dieser wurde vor 80 Jahren entwässert und anschliessend im Herbst 2019 wieder aufgewertet. Der Boden weist einen Gehalt an organischem Kohlenstoff von 27.4% und ein C/N-Verhältnis von 19.9 auf. Der zur Überschüttung dienende Mineralboden stammt von einem Feldstandort in Rüthi (St. Gallen) und besteht aus 41.4% Sand, 46.3% Schluff und 12.3% Ton. Die Bodentextur wurde als schluffig-lehmiger Sand definiert. Der Kohlenstoffgehalt des Mineralbodens beträgt 0.6% und das C/N-Verhältnis liegt bei 12.6. Dieser Mineralboden wird von einem Landwirt in Rüthi für die Überschüttung seiner organischen Böden verwendet.

Im März 2020 wurde anschliessend in allen Parzellen eine Gras-Klee-Mischung gesät, welche die typische Bewirtschaftung dieser Böden in der Region darstellt. Das Gras wurde im Winter

in die obere Bodenschicht aller Parzellen eingegraben. Im darauffolgenden Frühling 2021 wurden die im nächsten Abschnitt angesprochenen Parzellen jeweils mit Reis bewirtschaftet, während in den Gras-Parzellen eine nass- und trockentolerante Gras-Klee Mischung gesät wurde. Im Jahr 2022 wurden die Parzellen identisch bewirtschaftet. Die Reihen 5 und 7 wurden somit seit 2021 stets mit Reis bewirtschaftet, während in den Reihen 2 und 4 ausschliesslich Gras und in den Reihen 1 und 8 ursprünglich Reis und Gras angebaut wurde. Die Wasserstände der Reisparzellen der Reihen 1, 5, 7 und 8 variierten dabei zwischen 0 und -30cm unterhalb der Bodenoberfläche (Wüst-Galley et al., 2023). In den Monaten zwischen Oktober und April wurden sämtliche Parzellen jeweils trockengelegt.

Eine Übersicht der Parzellenaufteilung mit jeweiligen Treatments dieser Masterarbeit ist der Abbildung 1 zu entnehmen. Parzellen, welche nicht Teil der Datenerhebung waren, sind grau dargestellt. Reihen 2, 3, 4 und 6 wurden auf einen Wasserspiegel von -100 cm unterhalb der Bodenoberfläche zur Kultivierung von Gras drainiert. Für die Reihen 1, 5, 7 und 8 wurde ein Wasserstand von +3 cm oberhalb der Bodenoberfläche eingestellt, um diese Parzellen mit Reis zu kultivieren. Dazu wird ein automatisches Wasserkontrollsystem genutzt, welches Wasser in einen Kontrollschacht am Ende jeder Reihe pumpt. Dieses wird anschliessend über ein Rohr zu den jeweils sechs Parzellen einer Reihe geführt und versickert im Kiesbett am Boden jeder Parzelle. Das Wasser kann aus dem Kontrollschacht (und damit aus den sechs Parzellen) gepumpt werden. Dies ist dabei maximal zwei Stunden vor jeder Düngung, sowie vor der Ernte erforderlich. Ebenfalls wird auf diese Weise die MSD (siehe Kapitel 2.4) durchgeführt.

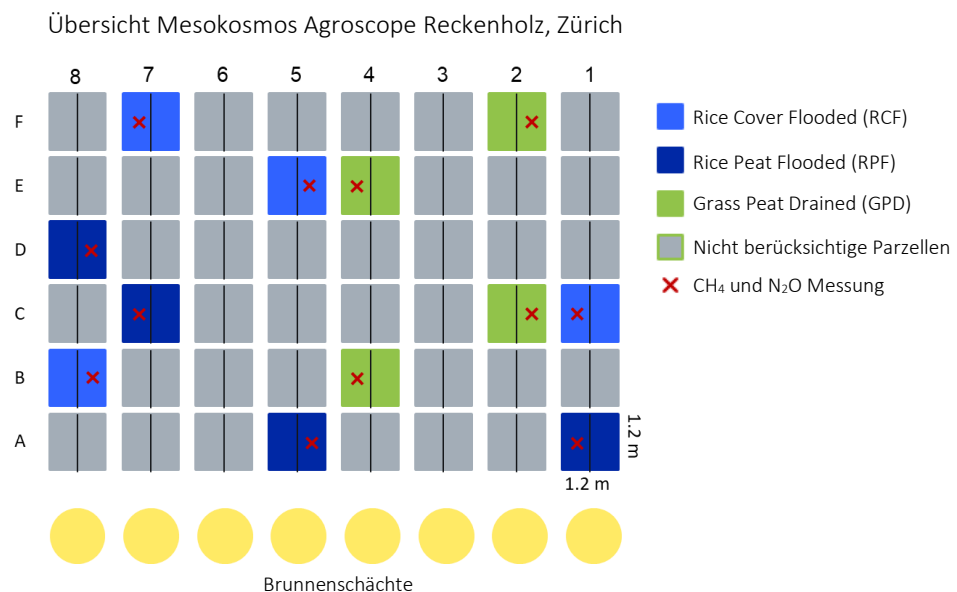


Abbildung 1: Übersicht des Versuchsaufbaus. Rechtecke stellen die Bodenparzellen dar. Diese sind oberflächlich durch eine 30 cm tiefe Betonplatte in Halbparzellen unterteilt (schwarze Linie), unterirdisch sind beide Seiten der Parzellen miteinander verbunden. Farben symbolisieren die verschiedenen Treatments. Rote Kreuze markieren Halbparzellen, auf welchen Gasflüsse gemessen wurden. (Eigene Darstellung, 29.07.2023)

Die Gasmessungen erfolgten auf jeweils vier zufällig ausgewählten Halbparzellen der jeweiligen Bodentreatments: GPD (4E, 4B, 2F, 2C); RPF (8D, 7C, 5A, 1A), RCF (8B, 7F, 5E, 1C).

Oberflächlich werden die Parzellen durch eine 30 cm tiefe Betonplatte (rot gestrichelte Linie in Abbildung 2) in Halbparzellen getrennt, sodass anschliessend die Messkammer darüber platziert werden kann (siehe Kapitel 4.3). Die entsprechend gegenüberliegenden, unterirdisch verbundenen Halbparzellen dienten den stationären Messungen des Redoxpotenzials und wurden mit Temperatur- und Feuchtemesssonden versehen.

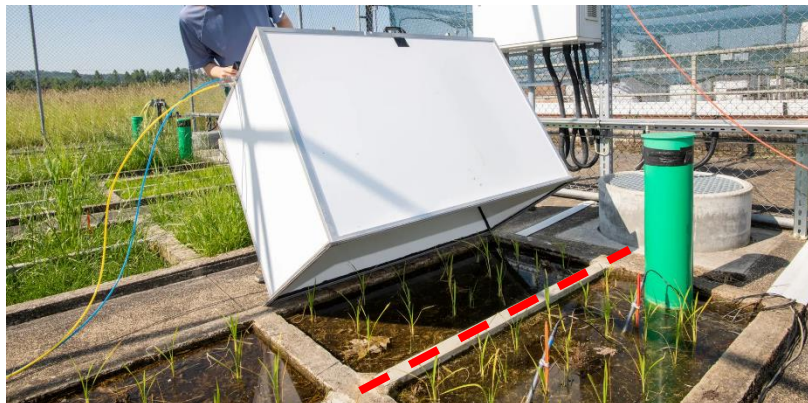


Abbildung 2: Gaskammermessung einer Halbparzelle mit Reisbepflanzung im frühen Vegetationsstadium. Die rot gestrichelte Linie zeigt die Unterteilung der Parzellen für die Gaskammermessungen und die gegenüberliegende Platzierung der Messsonden. (Foto: Gabriela Brändle, 09.06.2023)

4.2. Kultivierung

Mitte März 2023 wurde in den GPD-Parzellen das in der Landwirtschaft gebräuchliche *Lolium Perenne* (Deutsches Weidelgras) gesät. Die Parzellen wurden extensiv bewirtschaftet, zwei- bis viermal wöchentlich mit sieben bis zehn Litern Wassern gegossen und erhielten insgesamt 25 kg Stickstoff pro Hektar durch die Düngung (nach den Grundlagen für Düngung, GRUD 2017). Eine zeitliche Übersicht der Graspflege ist der Abbildung 3 zu entnehmen.

11.04.2023	Erste Messung
19.06.2023	Mähen und anschliessende NPK-Düngung 190 g Ammonium Salpeter Dünger in 2520 mL Wuxal
20.06.2023	Wasserstand Reihe 2 und 4 für 24 Stunden erhöht wegen Rissbildung im Torf
22.06.2023	Erneute Grasaussaat in Parzelle 4B aufgrund Bioturbation durch Wildtier
22.06.2023	Mähen und anschliessende NPK- Düngung 190g Ammonium Salpeter Dünger in 2520 mL Wuxal
20.09.2023	Letzte Messung
03.10.2023	Mähen und Trocknen des Grases

Abbildung 3: Zeitachse der Graspflege im Mesokosmos-Experiment. (Eigene Darstellung, 3.10.2023)

Für die Reispazellen wurde die Reissorte «Loto» angebaut, welche ebenfalls von den Landwirtschaftsbetreibenden in der Schweiz verwendet wird. Die Setzlinge wurden für einen Monat im Gewächshaus aufgezogen, bevor sie am 17. Mai 2023 in den Mesokosmos ausgepflanzt wurden. Pro Halbpazelle wurden 17 Setzlinge gepflanzt, was einer Pflanzendichte von 24 Pflanzen pro Quadratmeter entspricht und für die Region typisch ist. Die Setzlinge wurden wöchentlich mit Wuxal (Syngenta Agro AG) gedüngt, einem NPK-Mineraldünger mit Mikro-nährstoffen (K, B, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn), der insgesamt 26 kg N ha^{-1} als Nitrat, Ammonium, Harnstoff und organischen N (Verhältnis 20:29:46:5) enthält. Am 9. Mai wurden die Pazellen mit NPK-Mineraldünger (549 g Ammoniumsalpeter-Mg Kaliumoxid Triple Superphosphat) der noch $1/3$ der gesamten Nitrat-, $1/2$ der gesamten Phosphat- und $1/2$ der Kaliummenge enthält, gedüngt. Das dazu verwendete Wasser entsprach 7 mm Niederschlag. Die Düngung am 19. Juni (Bestockungsstadium) war identisch zur ersten Düngung und erhielt zusätzlich noch 2520mL Wuxal. Die letzte Düngung am 25. Juli (spätes Austriebs- bis Kopfstadium) bestand aus $1/3$ der gesamten Nitratmenge. Die Gesamtausbringung auf dem Feld betrug, in Übereinstimmung mit den nationalen Düngerrichtlinien (GRUD, 2017), 110 kg N ha^{-1} , als Ammonium-nitrat, plus zusätzliche 26 kg N ha^{-1} durch den Wuxal Dünger im Juni. Die Pflanzen wurden Mitte September, 125 Tage nach der Aussaat, geerntet. Die oberirdische Biomasse wurde getrocknet und gewogen. Eine zeitliche Übersicht des Reisanbaus ist der Abbildung 4, Seite 17 zu entnehmen. Während des gesamten Versuchszeitraums wurde kontinuierlich Feldpflege durchgeführt, einschliesslich manueller Unkrautbekämpfung und regelmässigen Kontrollen des Wasserstands.

- 11.04.2023 Überflutung der Reihen 8, 7, 5, 1 (Wasserstand +3 cm)
- 16.04.2023 Ca. 1000 Reiskörner der Sorte Loto zur Keimung in Wasser gelegt
- 17.04.2023 Reissamen in Anzuchtplatten gepflanzt & Aufzucht im Gewächshaus
- 09.05.2023 Drainage der noch nicht bepflanzten Messparzellen für NPK Düngung
- 15.05.2023 Düngung der Reissetzlinge mit 0.5% Wuxal
- 17.05.2023 Auspflanzen der Reissetzlinge in Experimentparzellen im Freien
Wasserstand erhöht auf +3cm
- 06.06.2023 Schwache Reissetzlinge (in Parzellen 8B, 7F, 7C) durch stärkere aus dem Gewächshaus ersetzt,
Boden in Messparzelle 8D nivelliert
- 19.06.2023 Kurzanhaltende Wasserstandsabsenkung für NPK Düngung
- 25.07.2023 kurzanhaltende Wasserstandsabsenkung für N Düngung
- 07.08 -15.08 Zwischenjährliche Drainage MSD
- 19.09.2023 Ernte
- 20.09.2023 Letzte Messung



Abbildung 4: Zeitachse der Reispflege im Mesokosmos-Experiment. Die Bilder zeigen die Pflanzen zum entsprechenden Zeitpunkt. (Eigene Aufnahmen, April-September 2023)

4.3. Gaskammermessung

Für die N_2O - und CH_4 -Flussmessungen wurde eine mobile, undurchsichtige Kammer (79.5 cm x 120 cm x 60.5 cm) manuell auf den festen Betonrahmen der Halbparzellen aufgesetzt, um einen undurchlässigen Kontakt mit der Messparzelle sicherzustellen (Abbildung 2). Im Kammerinneren wurde ein Ventilator zur Durchmischung der Innenluft, sowie ein HOBO U12 Temperaturdatenlogger mit TMCx-Sensor zur Festhaltung der Kammerinnentemperatur installiert. Die Kammer wurde mittels zweier Schläuche mit dem Gasanalysator Picarro G2308 verbunden. Die emittierten Gase der jeweiligen Parzellen wurden somit in der Kammer angereichert und konnten anschliessend mit einer Durchflussrate von 0.23 l/min durch den einen Schlauch zum Analysegerät hin- und durch den anderen Schlauch zurückströmen (Picarro, 2021). Das Analysegerät misst dabei mittels einer Cavity-Ring-Down-Spektroskopie die CH_4 -, CO_2 -, N_2O - und Wasserdampfkonzentrationen der Luft im Kammerinneren. Primär ist das Gerät für CH_4 - und N_2O -Messungen ausgelegt und erreicht dabei Präzisionsgenauigkeiten von 10ppb für CH_4 und 25ppb für N_2O (Picarro, 2021). Die CO_2 -Messungen dienten als Qualitätskontrolle für das System (siehe Abschnitt 4.5), waren selbst aber nicht zur Ableitung von CO_2 -Emissionen geeignet.

Aufgrund der Temperaturabhängigkeit der Emissionsflüsse bestand bei Einhaltung derselben zeitlichen Reihenfolge bei den Messungen, die Gefahr eines Bias. Daher wurden die Messungen an jedem Messtag in einer anderen Reihe begonnen. Durch dieses Verfahren wurde ein möglicher Einfluss der täglichen Temperaturschwankungen auf die Messungen vermieden.

Die erste Messung erfolgte am 11. April 2023, bevor die Reissetzlinge in den Mesokosmos gepflanzt wurden. Anschliessend wurden die Emissionsdaten zweimal wöchentlich zwischen 08.00 - 13.00 Uhr, für jeweils 15 Minuten pro Halbparzelle erhoben. Die Messfrequenz wurde vor und nach dem Ausbringen von Dünger und der MSD erhöht. Dabei wurde direkt vor und viermal innert zehn Tagen nach der Düngung gemessen. Bei der MSD wurde ein Tag nach der Drainage, dreimal bei tiefergelegtem Wasserspiegel, sowie ein Tag nach der erneuten Anhebung des Wasserspiegels gemessen. Die letzte Messung fand nach der Ernte, am 20. September 2023 statt, womit insgesamt Daten von 51 Messtagen vorliegen.

4.4. Zusätzliche Messungen

Um potenzielle Unterschiede der N_2O - und CH_4 -Emissionen zwischen den drei Bodenbewirtschaftungsmethoden zu erklären, wurden weitere Hintergrunddaten erhoben:

Pro Messparzelle wurden stationäre Sensoren im Boden installiert, die fortlaufend Redoxpotenzial, Bodenfeuchte und Bodentemperatur erfassten. Für die Redoxsonden wurden Platin-Elektroden mit einer Kalomel-Referenz nach dem Prinzip von Reiser et al. (2020) verwendet. Die Bodenfeuchte und -temperatur wurden dabei mit einem TEROS 11 Sensor gemessen.

Bezüglich der Bodenfeuchte gibt er einen Rohwert (RAW) entsprechend der Dielektrizitätskonstante des Substrats aus. Mithilfe einer Kalibrierungsgleichung, die für das jeweilige Substrat spezifisch ist, wird der Rohwert in den volumetrischen Wassergehalt (VWC) umgewandelt. Dieser repräsentiert das Wasservolumen im Verhältnis zum Gesamtvolumen der Probe. Dazu wurde die Kalibrierungsgleichung 1 für organische Böden und Gleichung 2 für mineralische Böden verwendet (METER, 2023).

VWC [m^3/m^3]

$$= 6.99187 \times 10^{-10} \times \text{RAW}^3 - 5.91295 \times 10^{-6} \times \text{RAW}^2 + 0.01693307 \times \text{RAW} - 15.86146756 \quad (1)$$

$$= 0.0006 \times \text{RAW} - 1.2021 \quad (2)$$

Jede Messung wurde zusätzlich fotografisch dokumentiert, um potenzielle Besonderheiten in den Messparzellen, die Umgebungsumstände sowie eventuelle Veränderungen festzuhalten.

Einmal wöchentlich wurde der Wasserstand und die Bodenabsackung in jeder Reisparzelle manuell gemessen. Für den Wasserstand wurde die Differenz der Bodenoberfläche zum Wasserspiegel bestimmt. Für die Bodenabsackung wurde die Differenz der Bodenoberfläche zu einem Referenzpunkt gemessen. Dies wurde für jede Reisparzelle an drei Punkten des Messfelds durchgeführt, um anschliessend einen Durchschnittswert pro Parzelle zu ermitteln.

Ferner wurden die Wurzelstöcke in den Messparzellen untersucht. Wurzelstöcke, sogenannte Rhizome, sind verdickte, knotige Wurzeln (Abbildung 5), die nach der letzten Reisernte im Jahr 2022 übrigblieben und anschliessend in den Boden hineingearbeitet wurden. Durch die Überflutung der Parzellen sind einige dieser Wurzelstöcke wieder an die Bodenoberfläche getrieben. Um einen potenziellen Einfluss der Wurzelstöcke auf die CH_4 -Emissionen zu überprüfen, wurde die Anzahl der an der Bodenoberfläche ersichtlichen Wurzelstöcke pro Parzelle dokumentiert, sowie deren Durchschnittsgewicht ermittelt. Dazu wurde von jeder Messparzelle am 6. Juni 2023 ein zufällig ausgewählter Wurzelstock entfernt, gesäubert, über vier Tage bei 60°C getrocknet und anschliessend gewogen. Der Durchschnittswert wurde mit der Anzahl an der Bodenoberfläche ersichtlichen Wurzelstöcke multipliziert, um so die abgestorbene, nicht in den Boden eingearbeitete Wurzelbiomasse pro Halbparzelle zu definieren.



Abbildung 5: Wurzelstock aus einer Messparzelle. (Eigene Aufnahme 22.06.2023)

Weiter wurden im Juli nicht geplant gewachsene Algen in den Reisparzellen bestimmt. Anhand Fotoaufnahmen wurde mit dem Semi-Automatic Classification Plugin in QGIS (Version 3.16.4) der prozentuale Flächenanteil der Algen in den Parzellen an jedem Messtag bestimmt. Dadurch konnte die Algenbedeckung, abhängig nach ihrer Bedeckungsdichte, in drei

Kategorien unterteilt werden. Parzellen der Kategorie 1 «periodenweiser Algenbestand $\leq 20\%$ » wiesen dabei während mindestens zehn aufeinanderfolgenden Messtagen keine Algen auf. Auch waren sie durchschnittlich nie mehr als 20% mit Algen bedeckt. Parzellen der Kategorie 2 «periodenweiser Algenbestand $> 20\%$ » wiesen ebenfalls während mindestens zehn aufeinanderfolgenden Messtagen keine Algen auf, erreichten jedoch während den Phasen des Algenwachstums eine durchschnittliche Bedeckung von $> 20\%$ der Parzellenfläche. Parzellen der Kategorie 3 «durchgehender Algenbestand $> 20\%$ » wiesen gesamthaft nur an maximal zehn vereinzelt Messtagen keine Algenbestände auf und verzeichneten eine durchschnittliche Bedeckung von $> 20\%$. Entsprechend des Algenaufkommens konnten somit alle Parzellen kategorisiert werden.

Diese kontextuellen Daten sollen einen breiteren Rahmen für die Interpretation der Ergebnisse bieten und der Untersuchung potenziell alternativer Einflussfaktoren für die CH_4 - und N_2O -Emissionen dienen.

4.5. Datenanalyse der Gasfluss- und Treibhauspotenzialberechnungen

Die folgenden Analysen wurden skriptbasiert in R Studio (Server Version 4.3.1) durchgeführt. Für die Gasflussberechnungen von CH_4 und N_2O der jeweiligen Parzellen wurden die gemessenen Gaskonzentrationen gegen ihre jeweilige Messperiode grafisch dargestellt, um so manuell anhand visueller Kriterien Start- und Endzeitpunkte der Messungen zu konkretisieren. Somit konnten allfällige Messfehler, erkennbar durch Peaks zu Beginn der jeweiligen Messungen, bereinigt werden. Diese sind auf eine Manipulation der Kammer, wie deren Tragen und Aufsetzen, zurückzuführen. Maximal wurden dabei die ersten zwei Minuten, sowie die letzte Minute aller Messungen entfernt, wodurch Daten für eine Messzeit von 12-15 Minuten resultieren.

Anhand extremer Ausreisser, die in Parzelle 8D am 12. Mai und 23. Mai 2023, sowie in Parzelle 7C am 16. Juni 2023 gemessen wurden, wurde geprüft wie mit sämtlichen anderen kleineren Datenanomalien umzugehen ist. Dazu wurden bei diesen drei Messungen sämtliche Konzentrationswerte, die innerhalb der höchsten 5% der Residuen der linearen Regression liegen entfernt. Im Beispiel in Abbildung 6, Seite 21 entspricht dies einer Messzeit von 3 Minuten, welche zwischen 10:12 Uhr und 10:15 Uhr entfernt wurde. Der Vergleich zwischen Ausreisser behandelten und nichtbehandelten Daten in diesem Beispiel (Messung der Parzelle 7C am 16. Juni) zeigt eine geringe Diskrepanz der Bestimmtheitsmasse. Die Bereinigung wurde bei sämtlichen weiteren Ausreissern durchgeführt und wies dabei nie einen signifikanten Unterschied zwischen den linearen Regressionen auf. Daher werden eine vertiefte Dokumentation und Datenbereinigung der Ausreisser als nicht notwendig betrachtet.

Methanblasen, die durch Ebullition innert weniger Zehntelsekunden einen plötzlichen nicht-linearen, aber anhaltenden Anstieg in der Konzentration verursachten, wurden nicht speziell behandelt. Abbildung 7 zeigt ein Beispiel einer Ebullition, wie sie am 20. Juli in Parzelle 5A beobachtet wurde.

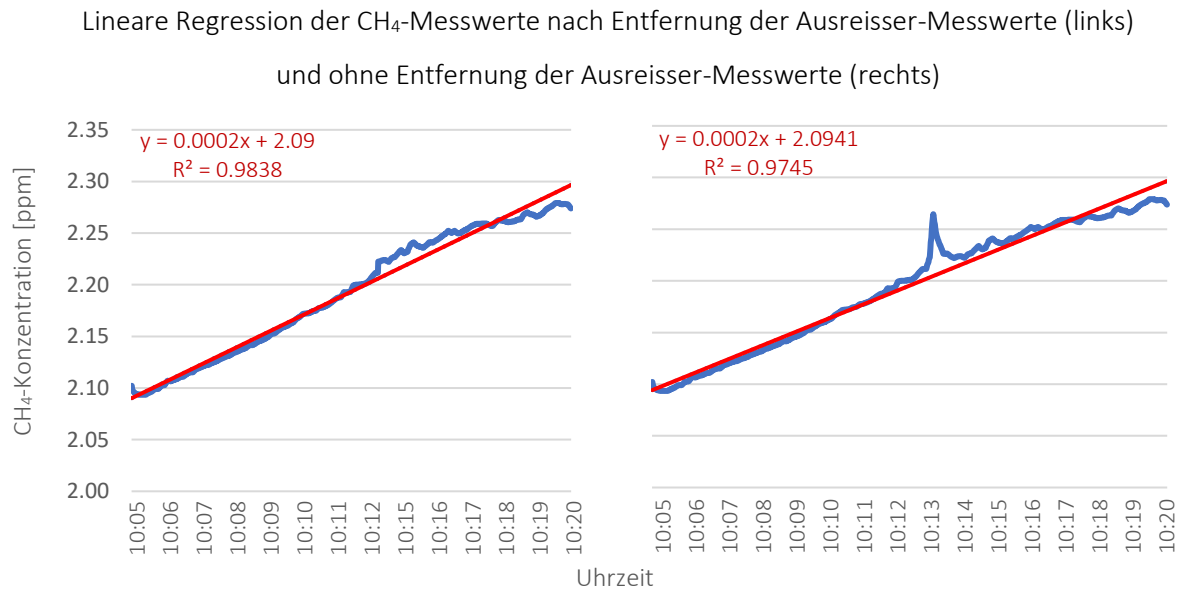


Abbildung 6: Vergleich der Daten nach Entfernung von Ausreissern (links) und bei Beibehaltung der Ausreisser (rechts). Die lineare Regression der Daten ist in Rot dargestellt. Die Gleichung der Regression sowie das Bestimmtheitsmass sind jeweils als y-Wert und R²-Wert angegeben. (Eigene Darstellung, 05.08.2023)

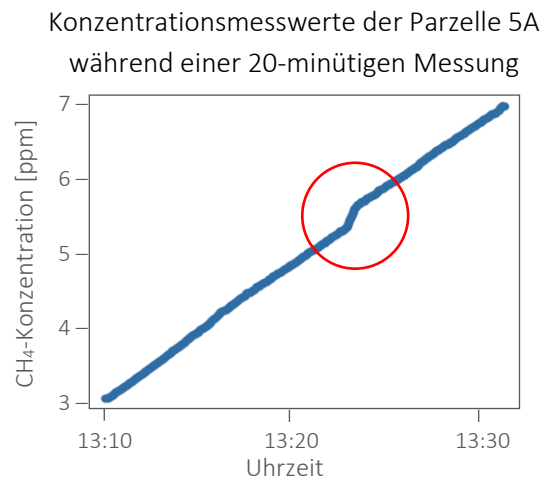


Abbildung 7: Beispiel einer Gaskammermessung. Dargestellt sind die CH₄-Konzentrationen in Blau über die Messperiode. In Rot wurde der Konzentrationsanstieg durch Ebullition umkreist. (Eigene Darstellung, 05.08.2023)

Anschliessend wurden die P-Werte der Steigungen der CO₂-Konzentrationen auf undichte Stellen im System überprüft. Es wurden dabei 15 problematische Messungen identifiziert, bei welchen die P-Werte nicht signifikant waren und somit auf ein potenzielles Leck im System hindeuten. Neun dieser problematischen Fälle traten vor der Bepflanzung der Reisparzellen auf, während die übrigen sechs Fälle direkt zu Beginn der Vegetationszeit registriert wurden.

Zu diesen Zeitpunkten wurde aufgrund der kleinen Pflanzenbestände und der wasserüberfluteten Böden mit allgemein tiefen CO₂-Emissionen gerechnet. Deshalb wurden bei nicht signifikanten P-Werten der CO₂-Konzentrationen, jene der CH₄-Werte zur Kontrolle hinzugezogen. In allen potenziell problematischen Messungen wurde dabei ein klarer Anstieg der CH₄-Emissionen beobachtet, wodurch sich ein Leck im System ausschliessen lässt. Zusätzlich wurde bei jeder Messung ein Atemtest an den Schläuchen und Geräten durchgeführt, um das System zu prüfen. Somit können alle gemessenen Flüsse in die weiterführende Analyse inkludiert werden.

Mittels des R package «gasflux» wurden die Gradienten der gemessenen Gaskonzentrationen berechnet. Da während einer einzelnen Messung die CH₄-Konzentration innerhalb der Kammer zunimmt, kann sich die Diffusion vermindern, da die Differenz zwischen der CH₄-Konzentration im Boden und der Konzentration im Kammerinnern sinkt. Dadurch flacht die berechnete Regressionslinie ab und der anschliessend berechnete Gasfluss würde unterschätzt werden. Das verwendete R package «gasflux» behandelt dieses Artefakt der Datenerhebung, indem eine optimale Steigung der Kurve durch lineare Interpolation gewählt wird (Hüppi et al., 2018). Der dabei benötigte Parameter «f.detect» wurde mit der Simulationsmethode geschätzt (Fuss, 2020).

Diese Gradienten wurden anschliessend für die Gasflussberechnung 1 und 2 nach Minami-kawa et al. 2015 verwendet:

$$\text{Emissionsfluss CH}_4 = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times N_A \times \frac{16}{1000} \times \frac{P}{P_0} \times \frac{T_0}{T} \quad (1)$$

$$\text{Emissionsfluss N}_2\text{O} = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times N_A \times \frac{28}{1000} \times \frac{P}{P_0} \times \frac{T_0}{T} \quad (2)$$

C = Gemessene Gaskonzentration [ppm]

N_A = Avogadro Konstante = 1000L/22.4L = 44.64286

t = 3600 Stunden

V = Kammervolumen [m³]

A = Parzellenfläche unterhalb Kammeröffnung [m²]

T = Kammerinnentemperatur [K]

T₀ = Temperatur unter Normalbedingungen = 273K

P = Luftdruck [Pa]

P₀ = Luftdruck auf Meereshöhe = 1013.25 hPa

Die Luftdruckdaten stammen von der Meteostation in Zürich Affoltern (Meteoschweiz, 2023) und gelten für den Messzeitraum von 08.00 - 13.00 Uhr des jeweiligen Messtags. Die Kammer Temperatur wurde mit einem HOBO-Temperaturlogger (Onset Computer Corporation, USA) gemessen, der an der Kammer angebracht war. Unter Berücksichtigung der Lufttemperatur, des Luftdrucks und der Molekülgrösse wurden somit 612 Flusswerte für jeweils CH₄ und N₂O in der Masseinheit mg CH₄ m⁻²h⁻¹ beziehungsweise in mg N₂O m⁻²h⁻¹ berechnet.

Die ermittelten Flusswerte wurden anschliessend interpoliert und entsprechend der Zeitperiode zwischen den einzelnen Messungen gewichtet, um Saisonflüsse zu erhalten. Dazu wurde ein lineares Interpolationsverfahren gewählt. Es wurde keine Korrelation mit der Lufttemperatur oder der Bodenfeuchte ermittelt, welche die Verwendung eines Modells erlaubt hätte. Die Flüsse wurden dabei jeweils mit der Summe bestehend aus der Hälfte der Anzahl Tage zum vorhergehenden sowie zum nachfolgenden Messtag multipliziert und anschliessend mit 24 Stunden multipliziert, um die Flüsse für ganze Tage zu erhalten. Abbildung 8 verdeutlicht die Gewichtung zur Interpolation schematisch an einem Beispiel.

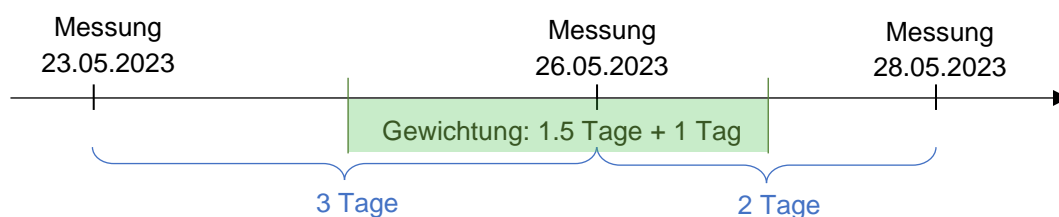


Abbildung 8: Lineares Interpolationsverfahren: Die Zeitspanne zwischen dem Messtag am 26.05.2023 und dem vorherigen Messtag am 23.05.2023 beträgt 3 Tage bzw. 1.5 Tage für die Hälfte der Zeitspanne. Zwischen dem Messtag am 26.05.2023 und dem nächsten Messtag am 28.05.2023 liegt eine Zeitspanne von 2 Tagen bzw. 1 Tag für die Hälfte der Zeitspanne. Das berechnete Gewicht, in Grün dargestellt, beträgt also für den Messtag am 26.05.2023: $1.5 + 1 = 2.5$ Tage. (Eigene Darstellung 19.12.2023)

Die Summe der jeweiligen Gasflüsse ergab die kumulativen Flusswerte über eine kontinuierliche Messperiode und konnte anschliessend in das globale Erwärmungspotenzial (GWP) umgerechnet werden. Das GWP stellt einen Index dar, um das Ausmass der CH₄- und N₂O-Emissionen auf die Klimaerwärmung darzustellen. Dabei werden die kumulativen saisonalen Treibhausgasemissionen in CO₂-Äquivalente (CO₂-eq.) für einen 100-jährigen Zeithorizont umgerechnet. Dazu wird für CH₄ der laut IPCC-Bericht 2021 geltende Faktor 27.9 und für N₂O der Faktor 273 verwendet (Smith et al., 2021). Für das kombinierte GWP werden die resultierenden CO₂-Äquivalente summiert, wodurch eine Bewertung der umfassenden Auswirkungen der Feldbewirtschaftungspraktiken auf das Klima möglich ist.

4.6. Statistische Analyse

Es wurden statistische Analysen durchgeführt, um sowohl beide Reistreatments miteinander als auch die beiden Reisbehandlungen mit der Grasbehandlung zu vergleichen. Dazu wurden zunächst Diagnose Plots der Verteilung der Residuen, sowie der qq-Plot im Programm R erstellt. Diese zeigten keine Hinweise auf eine nicht normale Verteilung der Daten, weshalb von einer Normalverteilung der Resultate ausgegangen werden kann.

Für die statistische Auswertung konnte daher anschliessend ein Welch-Test für die jeweiligen kumulativen Flüsse von CH_4 und N_2O , sowie für das kombinierte GWP jeder Messparzelle durchgeführt werden. Dieser Test wurde aufgrund seiner Eignung für kleine Stichprobengrößen gewählt. Ferner eignet sich dieser Test insbesondere um Unterschiede zwischen sämtlichen mit Reis behandelten Parzellen (RPF und RCF) und dem Grastreatment festzustellen. In diesem Fall umfasst die Stichprobengröße «n» für das Reistreatment acht Replikate, während die Grasbehandlung lediglich vier Replikate umfasst. Der Welch-Test ist eine modifizierte Version des Student's t-Test und ist weniger anfällig für Verletzungen der Homogenität der Varianzen (Statistical Consulting UZH, 2023). Er eignet sich somit insbesondere für den Vergleich zweier unabhängiger Stichproben mit unterschiedlichen Stichprobengrößen, sowie für den Vergleich von zwei Stichproben mit unterschiedlich stark ausgeprägten Varianzen um den Mittelwert. Dies ist bei sämtlichen Emissionsflüssen und dem GWP beim Reis- und Grastreatment der Fall. Die Nullhypothese des Tests besagt jeweils, dass es keine Unterschiede zwischen den beiden Gruppen gibt (Statistical Consulting UZH, 2023). Um die Ernteerträge der beiden Reisparzellen miteinander zu vergleichen, wurde der Welch-Test angewendet, da sich auch hier keine Hinweise auf eine nicht normale Verteilung der Reiserträge ergaben.

Da bei der Anzahl der Analysen die Gefahr eines Multiple-Testing-Problems entsteht, wurde die Bonferroni Korrektur angewandt, indem das α -Level vorgängig durch die Anzahl der durchgeführten Tests geteilt wurde (Statistical Consulting UZH, 2023).

5. Resultate

5.1. CH₄-Emissionen

Die kumulierten CH₄-Flüsse über den gesamten Messzeitraum (162 Tage) für jede der zwölf gemessenen Einheiten sind in Abbildung 9 dargestellt. Die Linien stellen die interpolierten, kumulativen Flüsse jeder Parzelle dar. In allen Parzellen ist ein linearer Anstieg mit unterschiedlichen Raten zu beobachten. Die stündlichen CH₄-Flüsse der zwölf Parzellen sind für jeden der 51 Messtage in Abbildung 10 auf Seite 26 dargestellt. Schwarze vertikale Linien kennzeichnen in sämtlichen Abbildungen die Ereignisse am Untersuchungsstandort (Einpflanzen der Reissetzlinge, 1. Düngung, 2. Düngung, 3. Düngung, Grasschnitt, Drainagen zu Düngzwecken, MSD, letzte Entwässerung und Ernte). Findet ein bestimmtes Management nur für eine der beiden Kulturen statt, so wurde das Kürzel «[R]» für Reis und «[G]» für Gras angefügt. Ist kein Kürzel nach dem Ereignisbeschreibung vorhanden, so gilt das Management für beide Kulturen. Die Grasaussaat und -ernte werden nicht angegeben, da diese im März respektive im Oktober stattgefunden haben.

Kumulative CH₄-Emissionsflüsse aller Parzellen über die gesamte Messperiode (linke Grafik), sowie deren Mittelwerte und Streuung (rechte Grafik)

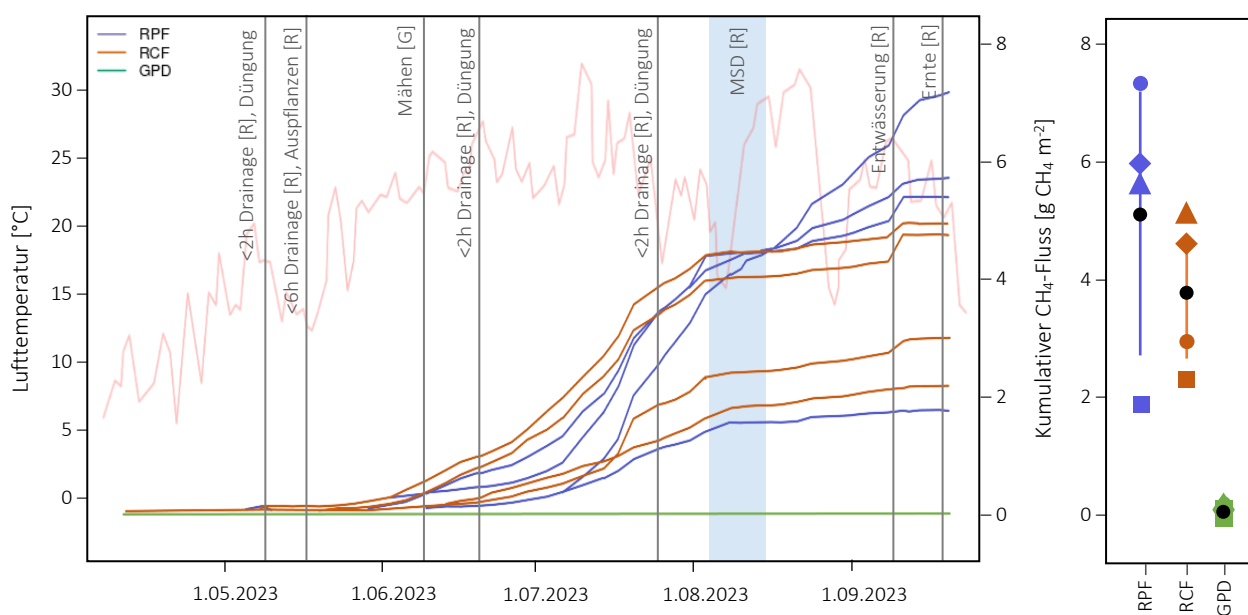


Abbildung 9: Linke Grafik: Kumulative CH₄-Emissionen der 12 Parzellen während der Vegetationszeit von 162 Tagen [g CH₄ m⁻²]. Rechte Grafik: Jährliche Mittelwerte (schwarze Punkte) und 95% Konfidenzintervalle (vertikale Linien) der 3 Treatments. Die farbigen Linien (linkes Diagramm) und Symbole (rechtes Diagramm) derselben Farbe repräsentieren die vier Parzellen pro Treatment (Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD)). Die Tagestemperatur ist in Blassrot dargestellt. Die schwarzen vertikalen Linien stellen das Einpflanzen der Reissetzlinge, Düngeereignisse, Grasschnitte, sowie das Entwässern vor der Ernte und die Ernte selbst dar. Diese Ereignisse gelten dabei entweder nur für die Reiskultur [R] oder die Graskultur [G]. Sind beide Kulturen vom Eingriff betroffen, so befindet sich nach der Beschreibung kein Kürzel in eckigen Klammern. Der hellblaue Balken zeigt den Zeitraum der Midseasondrainage (MSD). (Eigene Darstellung, 20.10.2023)

Stündliche CH₄-Emissionsflüsse aller Parzellen über die gesamte Messperiode

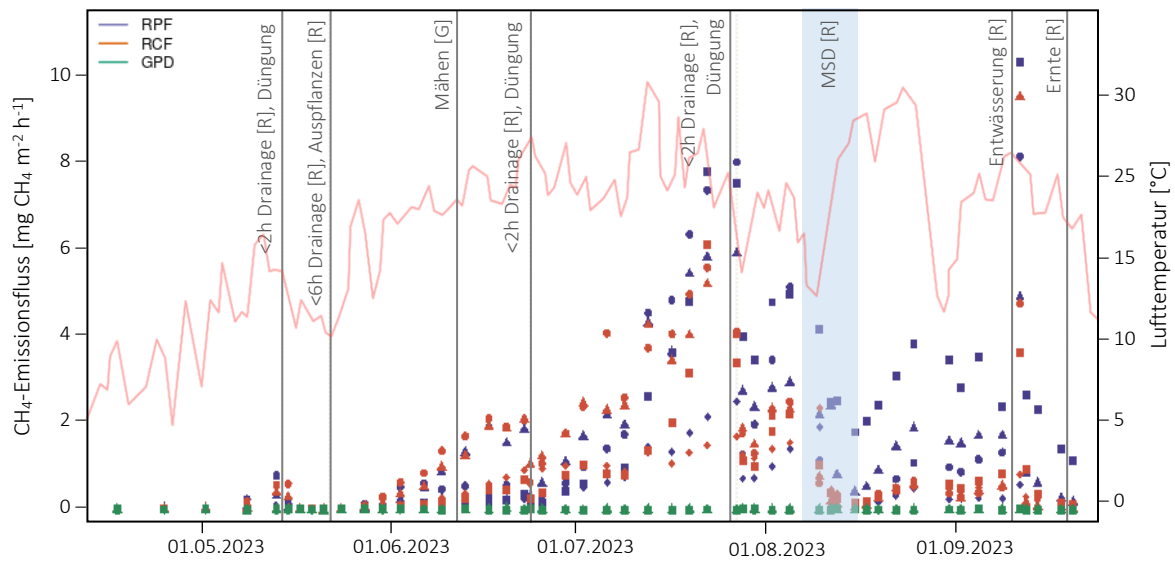


Abbildung 10: Stündliche CH₄-Flüsse [$\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$]. Die drei unterschiedlichen Treatments (Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD)) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. Die rote Linie zeigt den Verlauf der mittleren Tagestemperatur. Den schwarzen vertikalen Linien und dem blauen Balken wird dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023)

Bis zum Auspflanzen der Reissetzlinge in den Mesokosmos am 17. Mai 2023 waren alle Reisparzellen trockengelegt und verzeichneten gering positive oder gar negative CH₄-Flüsse im Bereich von -0.031 bis $+0.764 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Ein Monat nach der Bepflanzung und der Wasserüberstauung wurden bei allen Treatments signifikante CH₄-Emissionen festgestellt. Der mittlere Fluss der jeweils vier RPF-Replikate betrug zehn Tage nach dem Auspflanzen $0.104 \pm 0.102 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und erreichte am 25. Juli Maximalemissionswerte von durchschnittlich $5.920 \pm 2.204 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die vier Parzellen der RCF-Behandlung stiegen hingegen von durchschnittlich $0.114 \pm 0.095 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ nach der Auspflanzung auf durchschnittlich $4.539 \pm 1.803 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ am 20. Juli an. Somit verzeichnete das RPF-Treatment einen stärkeren Emissionsanstieg in der Zeit vor der MSD, während RCF-behandelte Parzellen geringere Emissionsanstiege zur selben Zeit verzeichneten.

Während der MSD vom 7. bis zum 15. August verringerten sich die CH₄-Emissionen auf durchschnittlich $0.547 \pm 0.715 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in den vier RPF-Parzellen und auf $0.715 \pm 0.049 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in den RCF-Parzellen. Somit konnte durch die achttägige Drainage in sämtlichen Reisparzellen eine CH₄-Emissionsreduktion erzielt werden, wobei diese stärker und mit geringerer Varianz in den RCF-Parzellen ausfiel. Dieser Effekt verstärkte sich bis zum dritten Tag der MSD. Die Messungen innert der ersten drei Tage der MSD verzeichneten leicht erhöhte CH₄-Emissionen in sämtlichen Parzellen.

Nach der Entwässerung bis zur Ernte verzeichneten sieben der acht Parzellen wesentlich geringere stündliche Emissionen als vor der MSD. In diesem Zeitraum emittierten RPF-behandelte Parzellen nur noch $0.504 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ bis maximal $3.482 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, während RCF-behandelte Parzellen Emissionsraten von $0.053 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ bis maximal $0.797 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ verzeichneten. Werden die durchschnittlichen stündlichen Emissionen vor und nach der MSD miteinander verglichen, so fand in sieben von acht Reispazellen eine Reduktion um das 1.6-Fache statt. Durch die MSD wurde somit eine CH_4 -Reduktion von durchschnittlich $4.124 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in RCF-behandelten Parzellen erzielt. Eine derartige Reduktion wurde dabei lediglich in zwei der vier RPF-Parzellen erreicht. Generell war somit die MSD induzierte Emissionsreduktion in den RCF-Parzellen doppelt so stark (Differenz der Durchschnitte vor und nach MSD: $0.416 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) als in den RPF-Parzellen (Differenz der Durchschnitte vor und nach MSD: $0.237 \text{ CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Dabei verzeichnete Parzelle 8D (RPF) als einzige einen weiteren Anstieg der stündlichen CH_4 -Emissionen selbst nach der MSD. Diese Parzelle zeigte ausserdem die höchsten Emissionswerte während des gesamten Versuchs vom 11. April bis am 20. September 2023. Da selbst durch die MSD keine Emissionsreduktion in dieser Parzelle induziert wurde, weist sie den stärksten Anstieg der CH_4 -Emissionen im gegebenen Zeitraum auf. Die stündlichen Emissionswerte blieben in Parzelle 8D somit weiterhin erhöht, wodurch ihre kumulativen Flusswerte linear anstiegen.

Allgemein wird der zeitliche Verlauf anhand der kumulativen CH_4 -Flussdaten verdeutlicht: Im Zeitraum vor der MSD zeigen zwei der vier RCF-Parzellen die höchsten Emissionswerte auf. Nach der MSD werden deren Emissionsbeiträge jedoch stärker reduziert, wodurch drei Parzellen mit RPF-Behandlung diese ab dem 15. August übertreffen, und die höchsten kumulativen CH_4 -Flüsse erzielen. Die kumulativen Flüsse zeigen einen leicht steileren Anstieg der CH_4 -Emissionen vor der MSD im Vergleich zu nach der MSD mit Ausnahme der Parzelle 8D.

Die Entwässerung für die Ernte am 11. September wirkte sich in allen Parzellen mit einem kurzzeitigen Anstieg der stündlichen CH_4 -Emissionen um maximal $8.901 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ aus. Der relative Beitrag dieser CH_4 -Emissionsspitzen zum kumulativen CH_4 -Fluss betrug 5% für RPF-behandelte Parzellen und 5.5% für RCF-behandelte Parzellen. Die Varianz war in den vier Replikaten beider Treatments gleich hoch. Dieser Anstieg flachte bereits ein Tag nach der Entwässerung wieder ab, sodass bis zur Ernte, mit Ausnahme Parzelle 8D, Emissionswerte von $0.200 \pm 0.252 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ erzielt wurden. Diese fielen nach der Ernte in denselben Parzellen auf Werte nahe Null, während Parzelle 8D hingegen immer noch leichte Emissionen generierte.

Nach den Düngungen (die stets mit einer Trockenlegung für wenige Stunden verbunden waren) wurden in allen Reispazellen jeweils ein kurzzeitiges Abflachen der stündlichen CH_4 -Emissionen auf unterdurchschnittliche Werte beobachtet. Diese Emissionsreduktion hielt

dabei nach der 2. Düngung in den Parzellen unterschiedlich lange an, sodass die CH₄-Emissionsflüsse in einigen Parzellen bereits am zweiten Messtag, in anderen ab dem dritten Messtag nach der Düngung wieder linear anstiegen. Nach der 3. Düngung wurde ein solcher Anstieg nach vorangehender Emissionsreduktion nicht beobachtet.

Zusammengefasst erzielte die RCF-Behandlung im Durchschnitt leicht tiefere saisonal kumulative CH₄-Flüsse als die RPF-Behandlung ($M_{RPF}=4916.245 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2}$; $M_{RCF}=3641.951 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2}$). RPF-Parzellen zeigen dabei eine hohe Varianz, sodass die RPF-Behandlung den kumulativen Minimal- ($1702.048 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2}$) und Maximalfluss ($7060.941 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2}$) des gesamten Experiments erzielte. Generell weisen jedoch sämtliche Reisparzellen einen ähnlichen Emissionsverlauf, zu unterschiedlich hohen Werten, auf. Lediglich die CH₄-Emissionen der Parzelle 8D (RPF) zeigen ein abweichendes zeitliches Muster mit einem anhaltend Anstieg der kumulativen CH₄-Werte.

Eine Übersicht der mittleren kumulativen CH₄-Flüsse über den Messzeitraum von 162 Tagen ist der Tabelle 1 zu entnehmen. Zusammenfassend lässt sich sagen, dass RPF und RCF ähnliche Emissionen verzeichneten, wobei RCF kumulativ nur geringfügig weniger CH₄ emittierte. Der Standardfehler bei RPF beträgt 46% bei RCF 36% und deutet auf eine grosse Streuung der Daten hin. Der Welch-Test ergab, dass zwischen den beiden Reisbehandlungen kein statistisch signifikanter Unterschied in den kumulativen CH₄-Emissionsflüssen besteht ($W=0.967$, $p=0.378$).

Grasparzellen verzeichneten mit Ausnahme von vier Messungen stets negative CH₄-Flüsse von durchschnittlich $-0.0136 \pm 0.008 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die vier positiven Messwerte waren alle nur geringfügig über dem Wert von Null. Es wurde kein zeitliches Emissionsmuster festgestellt und die stündlichen Emissionen blieben über die gesamte Messperiode weitestgehend konstant. Über die gesamte Vegetationsperiode hinweg bewirkte das Grastreatment eine kumulative CH₄-Aufnahme von durchschnittlich $-57.068 \pm 6.859 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2}$.

Beim Grastreatment variieren die Daten geringfügiger um den Mittelwert mit einem Standardfehler von 1.2%. Der Vergleich zwischen sämtlichen Reisparzellen und den Grasparzellen ergab, dass sich die CH₄-Emissionen der Reisparzellen signifikant von den Grasparzellen unterscheiden ($W=-6.61$, $p<0.001$). Ein negativer W-Wert bedeutet, dass sämtliche CH₄-Emissionen der Reisparzellen grösser als jene der Grasparzellen sind.

Tabelle 1: Mittelwerte und Standardabweichungen der kumulativen CH₄-Flüsse der drei unterschiedlichen Treatments (n=4) über den Messzeitraum von 162 Tagen.

	Rice Peat Flooded	Rice Cover Flooded	Gras Peat Drained
mg CH ₄ m ⁻² /162 d	4916.25 ± 2277.14	3641.95 ± 1328.11	-57.07 ± 6.86

5.2. N₂O-Emissionen

Die Ergebnisse der N₂O-Flussberechnungen sind gleichermassen wie jene der CH₄-Flüsse in den Abbildungen 11 auf Seite 29 und Abbildung 12 auf Seite 30 dargestellt.

Kumulative N₂O-Emissionsflüsse aller Parzellen über die Messperiode von 162 Tagen (linke Grafik), sowie deren Mittelwerte und Streuung (rechte Grafik)

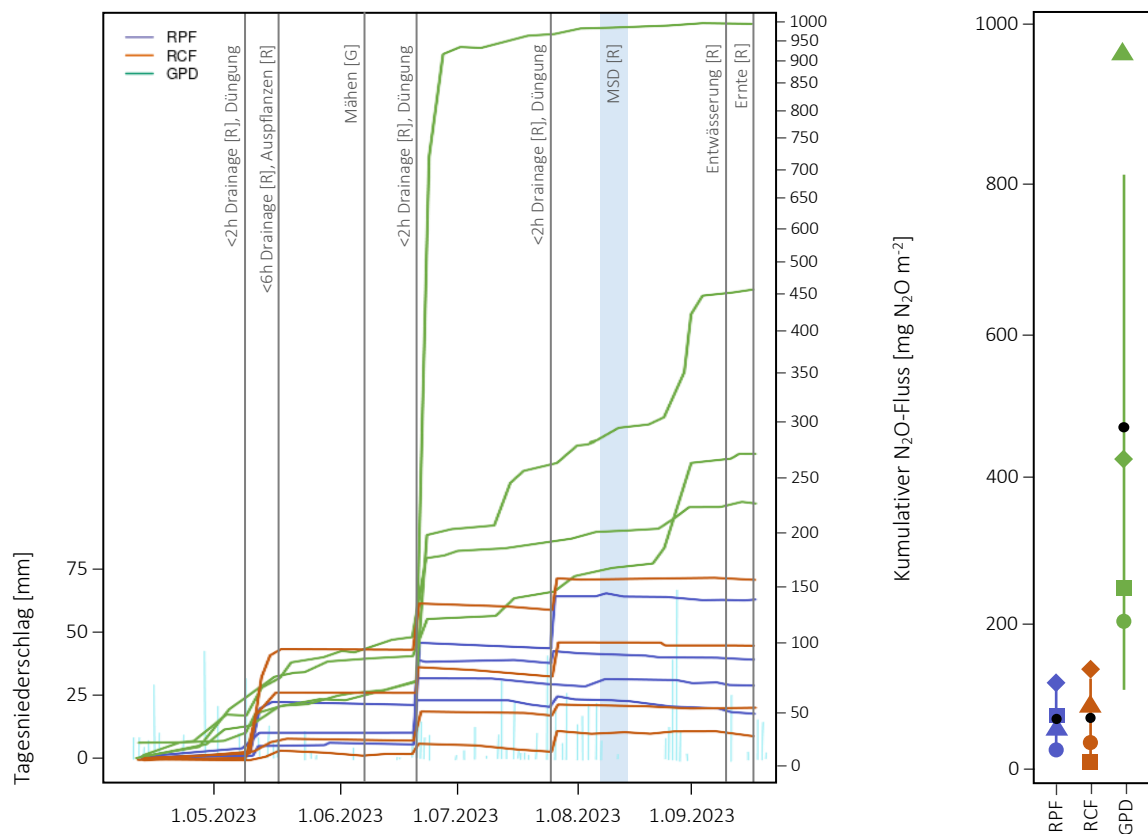


Abbildung 12: Linke Grafik: Kumulative N₂O-Emissionen [mg N₂O m⁻²] der 12 Parzellen während der Vegetationszeit (162 Tage). Der kumulative Fluss wird auf der y-Achse nicht-linear angegeben. Rechte Grafik: Jährliche Mittelwerte (schwarze Punkte) und 95% Konfidenzintervalle (vertikale Linien) der 3 Treatments. Die farbigen Linien (linkes Diagramm) und Symbole (rechtes Diagramm) derselben Farbe repräsentieren die vier Parzellen pro Treatment (Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD)). Die Tagesniederschläge sind als hellblaue Linien dargestellt. Den schwarzen vertikalen Linien und dem blauen Balken werden dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023)

Stündliche N₂O-Emissionsflüsse aller Parzellen über die gesamte Messperiode

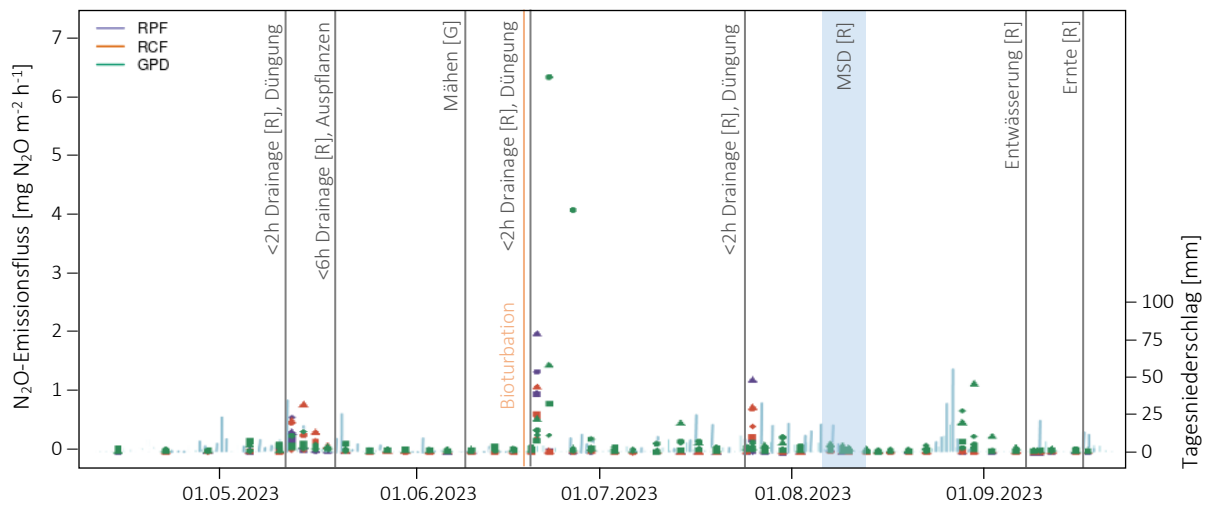


Abbildung 13: Stündliche N₂O-Flüsse [$\text{mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$]. Die drei unterschiedlichen Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. Die hellblauen Linien zeigen die mittleren Tagesniederschläge. Die orange vertikale Linie zeigt den Zeitpunkt der Bioturbation in einer einzelnen Grasparzelle. Den schwarzen vertikalen Linien und dem blauen Balken werden dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023)

Die zwei Reistreatments RPF und RCF folgen bezüglich der N₂O-Emissionen dem gleichen Muster (Abbildung 12). Am Vortag, sowie am übernächsten Messtag nach den Düngungen verzeichneten beide Behandlungen negative oder nur minimale N₂O-Flüsse. So betragen die durchschnittlichen Emissionsraten zwischen den Düngungen $0.006 \pm 0.055 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ für RPF und $0.014 \pm 0.082 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ für RCF.

Am Messtag nach der ersten Düngung am 2. Mai (Reissetzlinge zu diesem Zeitpunkt noch nicht in den Parzellen eingepflanzt) wurden in zwei RPF-Parzellen und einer RCF-Parzelle ein leichter Anstieg der N₂O-Flüsse verzeichnet. In den übrigen Parzellen blieben die N₂O-Emissionen konstant leicht negativ.

Ein deutlicheres Muster ergab sich an den Messtagen nach der zweiten und dritten Düngung, bei welchen die stündlichen Emissionsflüsse in sämtlichen Parzellen anstiegen. Nach der zweiten Düngung stiegen stündlichen Emissionen von leicht negativen oder Emissionsraten nahe Null auf $1.294 \pm 0.397 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ (RPF) und auf $0.621 \pm 0.298 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ (RCF) an. Ab dem zweiten Messtag nach der Düngung fielen die Emissionsflüsse zurück auf leicht negative Werte oder Werte nahe Null. Nach der dritten Düngung stiegen die durchschnittlichen Emissionsflüsse anschliessend erneut auf $0.399 \pm 0.455 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ (RPF) beziehungsweise auf $0.521 \pm 0.205 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{h}^{-1}$ (RCF) an. Für die RPF- und RCF-behandelten Parzellen machten die düngerinduzierten N₂O-Spitzen rund 92% (RPF) respektive 90% (RCF) der

gesamthaften N₂O-Emissionen aus. Für diese Berechnung wurden sämtliche N₂O-Flüsse, die nach einem Düngeereignisse auftraten und höher als der durchschnittliche Fluss der letzten zehn Tage waren, als düngerinduzierte N₂O-Spitzen definiert, die bis zum Auftreten eines unterdurchschnittlichen Flusses andauerten.

Unter Berücksichtigung des Düngemittel-Emissionsfaktors von 0.01 (IPCC, 2013) würde der ausgebrachte Dünger zu einem Ausstoss von 36.7 mg N₂O m⁻² nach jeder Düngung, beziehungsweise zu 110 mg N₂O m⁻² in einer Vegetationssaison führen. Die Emissionen der Reisbehandlungen liegen dabei mit durchschnittlich 71.9 mg N₂O m⁻² (RPF) und 70.5 mg N₂O m⁻² (RCF) und um circa 36% tiefer als der berechnete Ausstoss. Ein Kontrollversuch ohne Düngung, um die Stickstoffdeposition zu berücksichtigen, war nicht Teil der Untersuchung.

Zwischen den durch Düngung induzierten N₂O-Peaks wurden nur marginale N₂O-Emissionen aus den Reisparzellen festgehalten. Durchschnittlich lagen diese Hintergrundemissionen dabei knapp unter dem Nullwert ($M_{RPF} = -0.003$ mg N₂O m⁻² h⁻¹, $M_{RCF} = -0.001$ mg N₂O m⁻² h⁻¹). Ferner verzeichneten das Auspflanzen der Reissetzlinge, die MSD oder die Wasserabsenkung zur Ernte keine Veränderungen der N₂O-Emissionen in beiden Reistreatments. Somit wurden N₂O-Spitzenwerte bei den Reisparzellen lediglich durch Düngemittel induziert.

Die Emissionsflüsse der Grasparzellen stiegen nach der ersten und dritten Düngung weniger stark an, wie jene aus den Reisparzellen. Die zweite Düngung am 19. Juni führte jedoch bei sämtlichen Grasparzellen zu einem deutlich stärkeren Anstieg des Emissionsflusses, als dies bei der Reisbehandlung zu beobachten war. So betrugen die stündlichen Emissionsflüsse im Durchschnitt 0.0198 N₂O m⁻² h⁻¹ zu Beginn des Experiments, stiegen auf 0.103 ± 0.06 mg N₂O m⁻² h⁻¹ nach der ersten Düngung, auf 2.353 ± 2.353 mg N₂O m⁻² h⁻¹ nach der zweiten und schlussendlich auf 0.084 ± 0.043 mg N₂O m⁻² h⁻¹ nach der dritten Düngung an. Parzelle 4B des GPD-Treatments zeigte im Vergleich zu den drei anderen Grasparzellen deutlich höhere Maximalemissionen mit einer Zunahme der N₂O-Emission nach der zweiten Düngung auf 6.177 mg N₂O m⁻². Die Parzelle 4B wurde vor der besagten Düngung durch Bioturbation eines Tieres beeinflusst, wodurch 25% der Erde in der Parzelle frei lag und nur ein Bruchteil noch mit Gras bewachsen war.

Die Düngungen der Grasparzellen führten im Vergleich zu den Reisparzellen zu deutlich weniger extremen Peaks. Es wurden dabei starke Unterschiede in deren Beiträge zu den Gesamtemissionen festgestellt. Die Düngung verursachte in den Parzellen N₂O-Emissionen, die 16% bis maximal 84% der gesamten N₂O-Emissionen der einzelnen Parzellen ausmachten.

Zwischen den Düngeereignissen erreichten die Grasparzellen einen stündlichen Emissionsfluss von durchschnittlich 0.084 ± 0.307 mg N₂O m⁻² h⁻¹. Dieser war somit deutlich höher als bei den Reisparzellen. Zusätzliche Emissionsanstiege wurden in den Grasparzellen nach

Tagesniederschlägen von ≥ 50 mm verzeichnet. Diese Anstiege betragen pro Niederschlagsereignis im Schnitt $0.101 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}$.

Gesamthaft erreichten sämtliche Grasparzellen kumulative Emissionen von durchschnittlich $471.567 \pm 311.111 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}$ zum Ende des Experiments (Abbildung 11). Diese sind im Durchschnitt 6.6-mal höher als die jeweiligen saisonalen kumulativen Flüsse der Reisparzellen von durchschnittlich $71.906 \pm 33.085 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}$ (RPF) und $70.540 \pm 47.562 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}$ (RCF) (Tabelle 2). Die Standardabweichungen waren dabei für sämtliche Behandlungen hoch und betragen für RPF 53%, für RCF 78% und für GPD 76%. Dies bedeutet, dass in sämtlichen Treatments eine grosse Streuung der Daten um den jeweiligen Mittelwert beobachtet wurde.

Der Welch-Test ergab, dass zwischen den beiden Reisbehandlungen kein statistisch signifikanter Unterschied in den kumulativen N_2O -Emissionsflüssen bestand ($W=0.041$, $p=0.969$). Der Test zwischen den Reistreatments und dem Grastreatment ergab einen signifikanten Unterschied zwischen den N_2O -Emissionen der Parzellen mit Reis und jenen der Grasparzellen ($W=3.266$, $p=0.008$). Beiden Reistreatments erzielten signifikant tiefere saisonale N_2O -Flusswerte als die Grasbewirtschaftung.

Tabelle 2: Mittelwerte und Standardabweichung der kumulativen N_2O -Flüsse der drei unterschiedlichen Treatments ($n=4$) über den Messzeitraum von 162 Tagen.

	Rice Peat Flooded	Rice Cover Flooded	Gras Peat Drained
$\text{mg N}_2\text{O m}^{-2} / 162 \text{ d}$	71.91 ± 38.20	70.54 ± 54.81	471.57 ± 359.24

5.3. Ertrag und oberirdische Biomasse

Der mittlere Rohreisertrag sowie die mittlere oberirdische Biomasse der drei Behandlungen sind in Tabelle 3 aufgeführt. Der Rohreisertrag von RPF war dabei nur geringfügig höher als von RCF-behandelten Parzellen. Werden sämtliche Halbparzellen analysiert und nicht nur jene, welche der Gasmessung dienten, so variieren die Erträge der RPF- und RCF-behandelten Halbparzellen im gleichen Ausmass. Auch die oberirdische Biomasse unterscheidet sich kaum zwischen den beiden Treatments. Der Rohreisertrag korreliert negativ mit den CH₄-Emissionen und positiv mit den N₂O-Emissionen. Die oberirdische Biomasse korreliert hingegen positiv mit den CH₄-Emissionen und negativ mit den N₂O-Emissionen. Sämtliche Korrelationen waren nicht signifikant, was unter anderem von der geringen Varianz der Erträge herrührt. Der Welch-Test ergab keine signifikant unterschiedlichen Reiserträge zwischen dem RPF- und RCF-Treatment (W=1.2602, p=0.2611).

Tabelle 3: Reisertrag und oberirdische Biomasse jeder Reisbehandlung (n=4) mit jeweiligem Standardfehler.

	Rohreisertrag [g/Halbparzelle]	Rohreisertrag [t/ha]	Oberirdische Biomasse [g/Halbparzelle]	Oberirdische Biomasse [t/ha]
RPF	334.1 ± 30.2	4.64 ± 0.42	366.3 ± 39.34	5.09 ± 0.55
RCF	315.8.4 ± 31.1	4.39 ± 0.42	345.4 ± 41.35	4.80 ± 0.57

5.4. Treibhauspotenzial

Die CO₂-Äquivalente für N₂O- und CH₄-Emissionen wurden für alle Parzellen berechnet (siehe Kapitel 4.5) und gelten für den Messzeitraum vom 11. April bis zur Reisernte am 19. September (162 Tage). Die entsprechenden Beiträge, sowie das kumulierte GWP beider Gase werden als CO₂-Äquivalente in der Abbildung 13 dargestellt. Die kumulierten GWP-Werte jeder Behandlung liegen im positiven Bereich, was eine Nettoerwärmung des Klimas bedeutet.

Die Reisbewirtschaftung mit Mineralbodenüberschüttung erzielte gesamthaft das geringste GWP von durchschnittlich 0.121 ± 0.044 kg CO₂-eq.m⁻²/162 d mit der kleinsten Varianz. Die Reisbewirtschaftung ohne zusätzliche Mineralbodenüberschüttung erzielte im Durchschnitt das höchste GWP von 0.157 ± 0.054 kg CO₂-eq.m⁻²/162 d. Aufgrund der höchsten Varianz der GWP der Grasreplikate, wurde dennoch in jeweils zwei Grasparzellen, ein deutlich höheres GWP als in der RPF-Behandlung erzeugt. Das durchschnittliche GWP der Grasparzellen liegt dabei zwischen jenen der Reisbewirtschaftungsarten bei 0.127 ± 0.085 kg CO₂-eq.m⁻²/162 d.

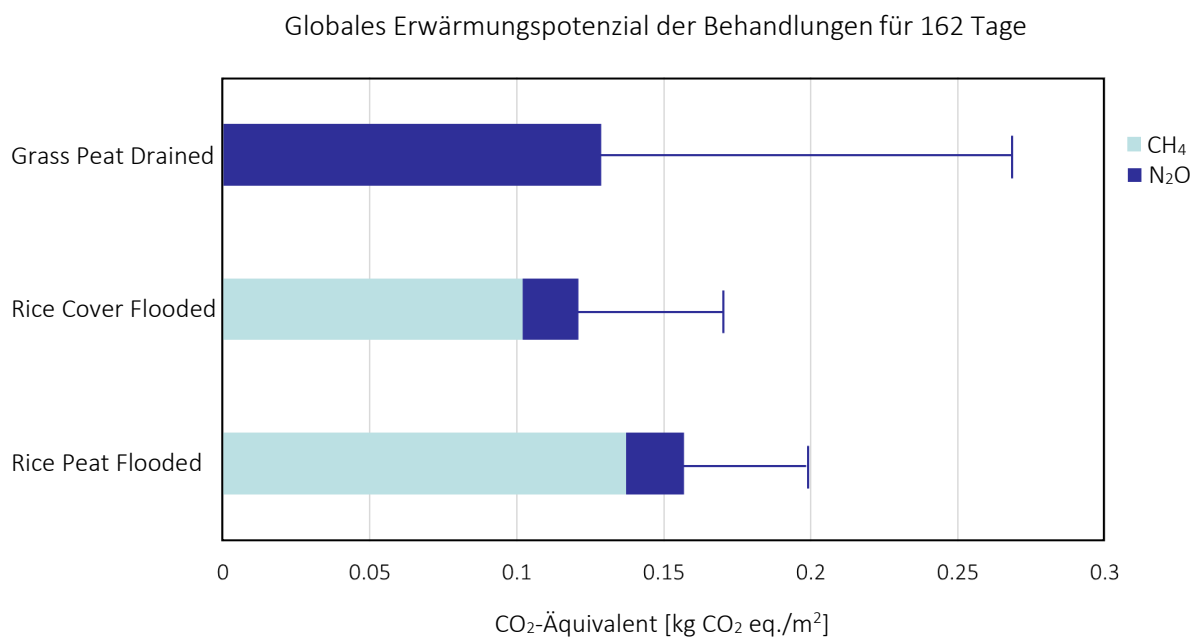


Abbildung 14: Durchschnittliche Beiträge der CH₄-Emissionen (hellblau) und N₂O-Emissionen (dunkelblau) in CO₂-Äquivalente pro Quadratmeter für jedes Treatment über einen Zeitraum von 162 Tagen. Die Summe der hellblauen und dunkelblauen Balken repräsentiert das durchschnittliche kumulierte GWP beider Gase pro Treatment. Die dunkelblauen Linien am Ende der Balken markieren jeweils das maximal erreichte kumulierte GWP eines Treatments. (Eigene Darstellung, 25.12.2024)

Das kumulierte GWP wurde zusätzlich durch den Reis- beziehungsweise Heuertrag geteilt, um das ertragsskalierte Treibhausgaspotenzial der CH₄- und N₂O-Emissionen zu erhalten. Dabei resultierte pro Kilogramm Reis ein geringeres GWP ($M_{RPF}=0.477$; $M_{RCF}=0.430$ kg CO₂-eq.m⁻²/162 d/ kg Reis) als pro Kilogramm getrocknetes Gras ($M_{GPD}=0.744$ kg CO₂-eq.m⁻²/ 162 d/ kg Heu), obschon dieser Vergleich nur begrenzt möglich

ist (siehe Kapitel 6.4). RCF-behandelte Parzellen erzielten gleiche Erträge zu einem leicht tieferen GWP als RPF-behandelte Parzellen. Bei beiden Reisbehandlungen wurde jedoch keine signifikante Korrelation des totalen GWP mit dem jeweiligen Ernteertrag festgestellt ($r_{RPF}=-0.67$, $p_{RPF}=0.056$; $r_{RCF}=-0.63$, $p_{RCF}=0.098$). Hingegen wurde beim Grastreatment eine signifikant positive Korrelation zwischen Ertrag und GWP gefunden ($r=0.57$, $p=0.430$).

Der relative Beitrag von CH_4 zum kombinierten GWP betrug bei RCF 84% und bei RPF 87%. Der Beitrag der N_2O -Emissionen machte somit lediglich 16% bzw. 13% aus und war in den Grasparzellen rund 6.6-mal höher.

Der Welch-Test ergab keinen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den totalen GWP der beiden Reisbehandlungen ($W=0.897$, $p=0.405$). Ebenso wurde mittels des Welch-Tests die summierten GWP sämtlicher Reisparzellen mit jenen der Grasparzellen verglichen. Dabei liefern die vorliegenden Daten keine statistisch signifikanten Hinweise darauf, dass es einen Unterschied zwischen den GWP beider Gruppen gibt ($W=0.221$, $p=0.836$).

5.5. Bodensenkung und Grundwasserspiegel

Während des Experimentes verzeichneten die Parzellen geringfügige Schwankungen der Bodenoberfläche. Um Messungenauigkeiten zu reduzieren, wurde jeweils die durchschnittliche Abstandsmessung (siehe Kapitel 4.4) in der ersten Hälfte der Versuchsperiode mit dem Durchschnitt der zweiten Hälfte verglichen. Dabei fanden sich in den RCF-behandelten Parzellen keine Hinweise auf eine Bodenabsackung. In RPF-Parzellen wurde eine geringfügige Bodenabsenkung von 0.3 bis 0.7 cm festgestellt. Entsprechend widerspiegeln die Wasserstände die Schwankungen der Bodenoberfläche, sodass sie bei tieferer Bodenoberfläche höher lagen. Die individuelle Regulierung der Wasserstände in den acht Versuchsreihen durch separate Schächte sorgte dafür, dass die Parzellen innerhalb einer Reihe ähnliche Wasserstände hatten. Dadurch verzeichnete die Reihe 7 während des gesamten Experiments die tiefsten Wasserstände zwischen 2.0 und 4.0 cm, während in Reihe 1 konstant die höchsten Wasserstände zwischen 5.0 und 10.4 cm gemessen wurden.

5.6. Bodentemperatur und -feuchte

Die Bodentemperaturen reichten während des gesamten Experiments von 10.1°C am 11. April bis maximal 25.8°C am 16. Juni. Innerhalb eines Messtages stiegen die Bodentemperaturen im Durchschnitt um 1.8°C, maximal um 3°C (am 19. Mai) pro Parzelle an. Es wurden keine signifikanten Unterschiede der Bodentemperaturen zwischen Parzellen unterschiedlicher Behandlungen festgestellt ($M_{RPF}= 19.2^{\circ}\text{C}$; $M_{RCF}=19.6^{\circ}\text{C}$).

Es wurde eine signifikante, nichtlineare Korrelation zwischen CH_4 -Flüssen und der Bodentemperatur für RPF, sowie für RCF gefunden. Dazu sind in Abbildung 14 die stündlichen CH_4 -Flüsse für die jeweiligen Bodentemperaturen der unterschiedlichen Parzellen veranschaulicht. Die x-Achse repräsentiert die durchschnittliche Bodentemperatur zwischen 08.00 und 12.00 Uhr am jeweiligen Messtag. Unterhalb von 15°C waren sämtliche Flüsse der Reisparzellen nahe Null, hingegen wurden zwischen 15°C bis 23°C Flüsse bis zu 10.2 $\text{mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ erreicht. Bei den Grasparzellen wurde keine signifikante Korrelation zwischen der Bodentemperatur und den CH_4 -Emissionen festgestellt. Die N_2O -Emissionen korrelieren weder für die Gras- noch für die Reisparzellen mit der jeweiligen Bodentemperatur (Abbildung 14, rechts).

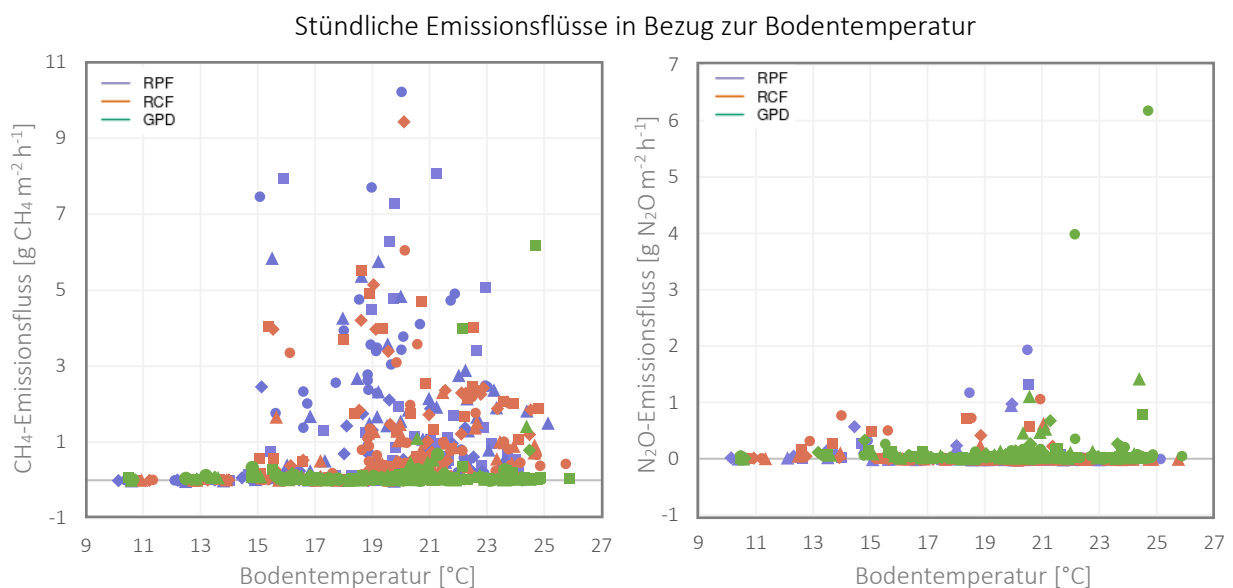


Abbildung 15: Stündliche Emissionsflüsse von CH_4 (links) und N_2O (rechts) in Abhängigkeit der Bodentemperatur der einzelnen Parzellen. Die drei unterschiedlichen Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. (Eigene Darstellung, 20.10.2023)

Die volumetrischen Bodenwassergehalte der beiden Reistreatments weisen einen identischen zeitlichen Verlauf auf (Abbildung 15, Seite 37). Aufgrund der geringen Diskrepanz zwischen Replikaten wird in Abbildung 15 der Verlauf des durchschnittlichen volumetrischen Bodenwassergehalts pro Treatment dargestellt. Dieser reicht bis zu maximal 73%. Parzellen ohne

Mineralbodenüberschüttung wiesen durchschnittlich einen höheren volumetrischen Wassergehalt des Bodens auf ($M_{RPF}=63\%$) als Parzellen mit einer Mineralbodeneinheit ($M_{RCF}=48\%$). Die Grasparzellen wiesen den geringsten Bodenwassergehalt auf ($M_{GPD}=40\%$) und verzeichneten dabei grössere Schwankungen, verbunden mit Niederschlagsereignissen oder künstlicher Bewässerung. In den Reistreatments wurden hauptsächlich signifikante Veränderungen des volumetrischen Bodenwassergehalts durch Drainagen beobachtet. Der volumetrische Wassergehalt des Bodens verringerte sich maximal um 25% pro Parzelle während der Ausspflanzung des Reises, der MSD oder der Entwässerung zur Ernte. Kurzzeitige Drainagen für Düngungen führten zu geringfügigen Abnahmen des volumetrischen Bodenwassergehalts.

Es wurde keine signifikante Korrelation zwischen dem zeitlichen Verlauf des volumetrischen Wassergehalts des Bodens und den stündlichen CH_4 - sowie N_2O -Flüssen festgestellt. Es bestand jedoch eine signifikant positive Korrelation zwischen dem durchschnittlichen Bodenwassergehalt und den kumulativen CH_4 -Emissionen pro Parzelle ($r=0.8$, $p=0.001$), sowie eine signifikant negative Korrelation mit den kumulativen N_2O -Emissionen ($r=-0.7$, $p=0.008$). Abbildung 16 (rechts) zeigt, dass hohe CH_4 -Flüsse bei durchschnittlich höheren Bodenwassergehalten auftraten. Die höchsten 30% der CH_4 -Flüsse wurden bei einem durchschnittlichen volumetrischen Wassergehalt des Bodens von 56% gemessen. N_2O wurde hingegen bei sehr tiefen Bodenwassergehalten nahe Null aber auch bei einer Volumenfeuchte zwischen 30% und 70% emittiert (Abbildung 16, links). Die N_2O -Emissionen waren dabei immer mit Düngereignissen assoziiert.

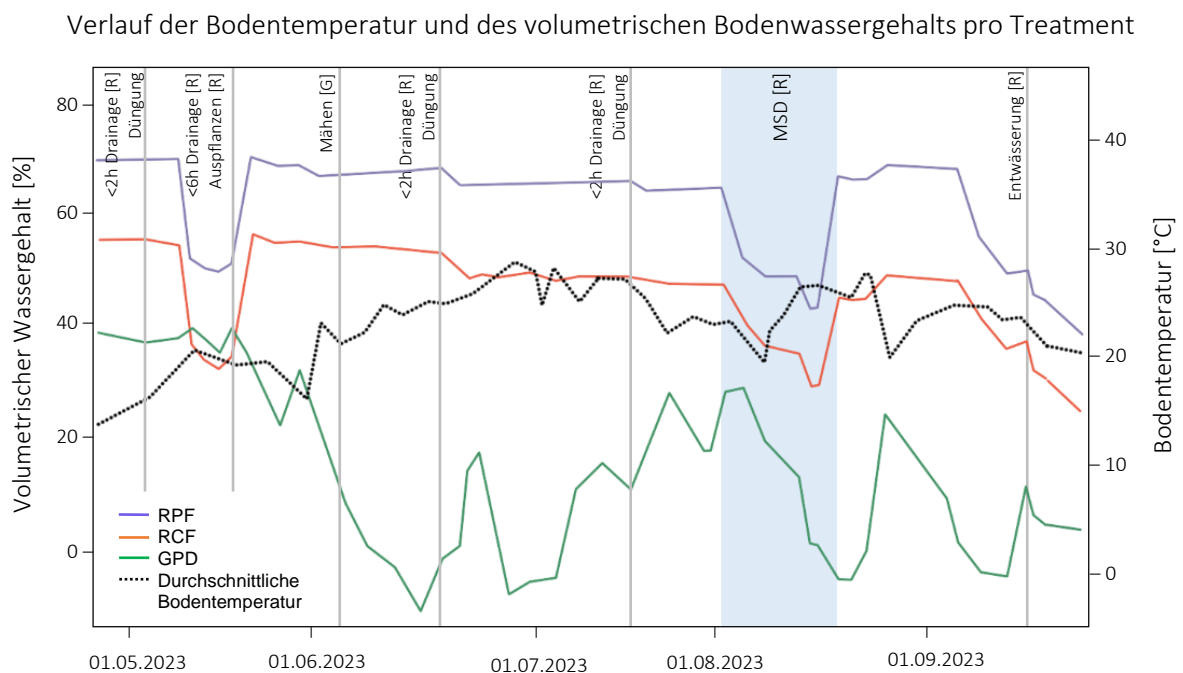


Abbildung 16: Die durchschnittlichen volumetrischen Bodenwassergehalte der drei Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Die durchschnittliche Bodentemperatur aller Parzellen wird durch eine schwarz gepunktete Linie gezeigt. Den grauen vertikalen Linien und dem blauen Balken wird dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023)

Stündliche Emissionsflüsse in Bezug zum volumetrischen Bodenwassergehalt

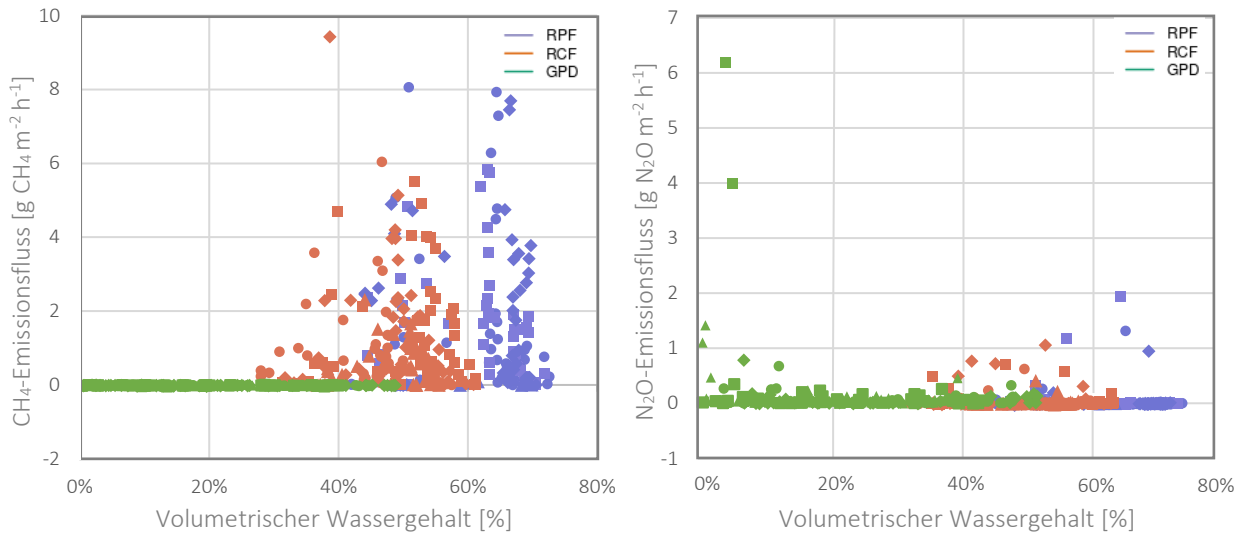


Abbildung 17: Stündliche Emissionsflüsse von CH_4 (links) und N_2O (rechts) in Abhängigkeit des Bodenwassergehalts der einzelnen Parzellen. Die drei unterschiedlichen Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. (Eigene Darstellung, 20.10.2023)

5.7. Redoxpotenzial

Die Redoxpotenziale der Reisparzellen widerspiegeln den Verlauf der Bewässerung (Abbildung 17, Seite 39). Länger anhaltende Drainagen wie zur Bepflanzung, MSD und Ernte gingen stets mit ansteigenden Redoxpotenzialen einher, sodass diese (ausser in Parzelle 8D) im positiven Wertebereich (0 mV bis 2000 mV) lagen. Drainagen für Düngungen führten hingegen nur zu einem geringfügigen Anstieg der Redoxpotenziale um durchschnittlich 200 mV. Generell wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen RPF- und RCF-behandelten Parzellen festgestellt, sodass beide Treatments durchschnittlich gleichhäufig Werte unter -150 mV (Grenzwert für CH_4 -Produktion, siehe Kapitel 2.4) erreichten. Nach dem Auspflanzen der Reisetzlinge zeigten sämtliche Parzellen einen ähnlichen Verlauf der Redoxpotenziale (Abbildung 17). Dennoch liessen sich geringfügige Reihenunterschiede feststellen. In den Reihen 7 und 8 wurden negative Potenziale in höherer Frequenz und Intensität erreicht als in den Reihen 1 und 5. Nur Parzellen 1A und 1C zeigten nach der MSD eine verzögerte Reduktion der Redoxpotenziale, während alle anderen Parzellen kurz nach erneuter Überstauung Potenziale unter -150 mV erreichten.

Die CH_4 -Emissionen korrelieren signifikant negativ mit den Redoxpotenzialen für beide Reisbehandlungen ($r=-0.49$, $p=0.002$). Negative Potenziale stehen stets mit positiven CH_4 -Emissionen in Verbindung (Abbildung 18, links), während positive Potenziale über 400 mV mit einer Reduktion der CH_4 -Emissionen auf den Nullwert einhergehen. Der dazwischenliegende

Bereich von 0 mV bis 300 mV verzeichnete dabei die höchsten CH_4 -Emissionen. Die jeweiligen N_2O -Emissionen stehen in keinem der Treatments mit den jeweiligen Redoxpotenzialen in Korrelation (Abbildung 18, rechts).

Im Verlauf des Experiments zeigten die Grasparzellen konstant positive Redoxpotenziale über 244 mV. Geringfügige Schwankungen der Potenziale können mit Starkniederschlägen oder Bewässerung in Verbindung gebracht werden.

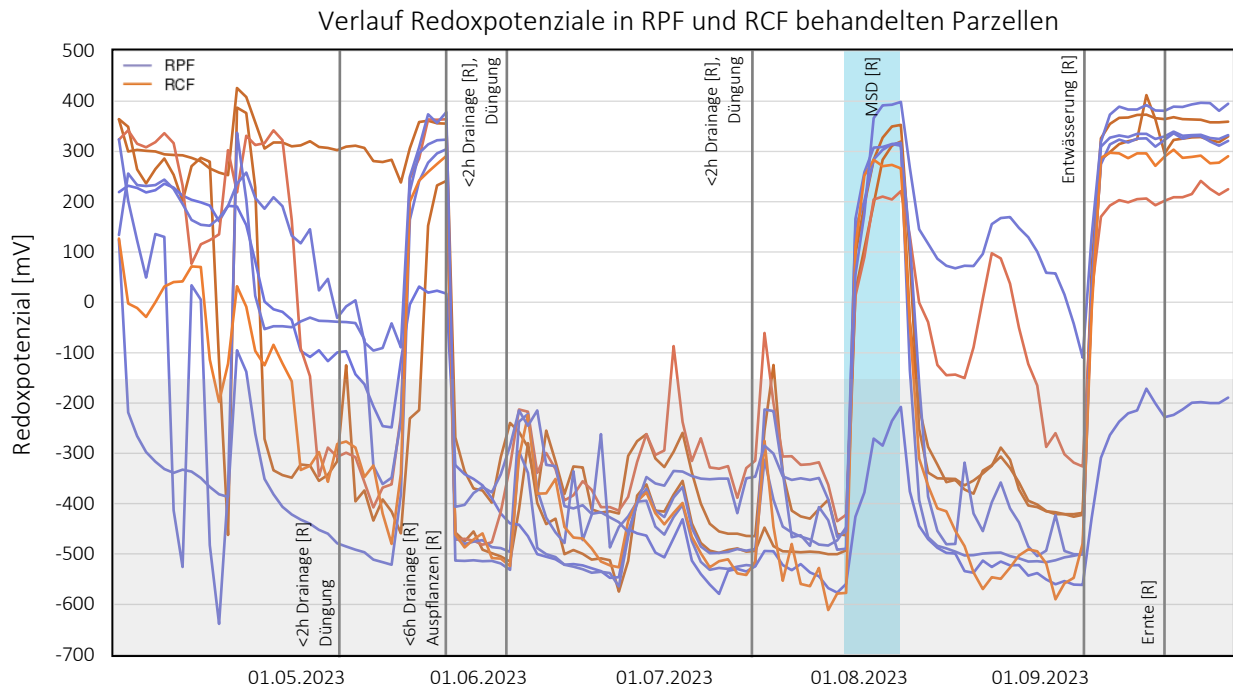


Abbildung 18: Redoxpotenziale im RPF-Treatment (Blau) und in den RCF-Replikaten (Rot). Möglicher Bereich für CH_4 -Produktion aus der Literatur (Grau). Den schwarzen vertikalen Linien und dem blauen Balken wird dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 29.11.2023)

Stündliche Emissionsflüsse und entsprechende Redoxpotenziale

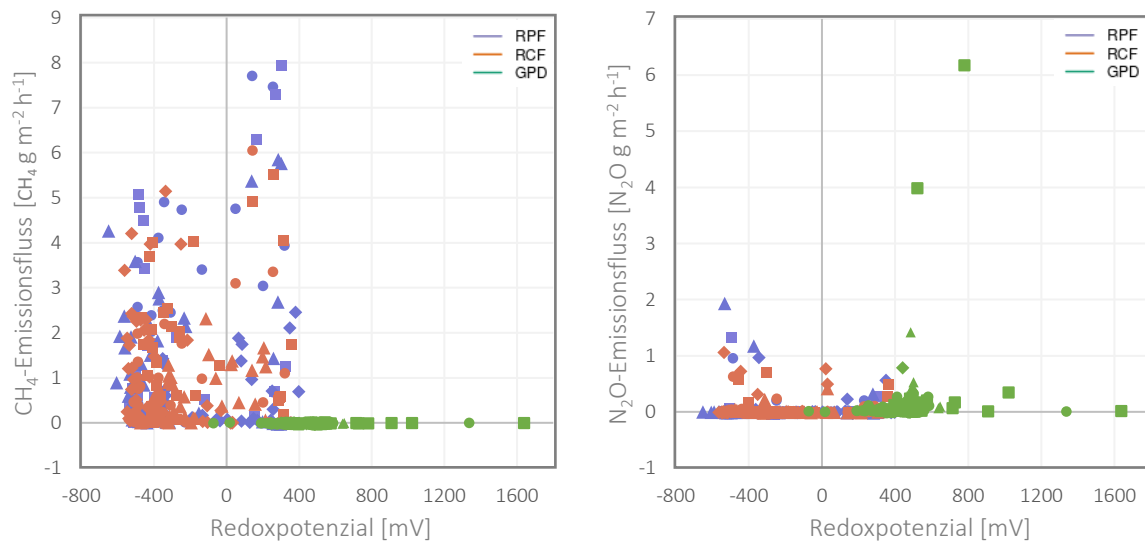


Abbildung 19: Stündliche CH_4 - (links) und N_2O -Emissionsflüsse (rechts) in Bezug auf die Redoxpotenziale der entsprechenden Parzellen. Parzellen des gleichen Treatments werden mit verschiedenen Symbolen derselben Farbe repräsentiert. (Eigene Darstellung, 29.11.2023)

5.8. Ebullition

In acht Messungen vor der Blütezeit wurden durch Ebullition bedingte CH_4 -Emissionen festgestellt. Gesamthaft wurden 2% der CH_4 -Flüsse aus den Reisparzellen durch Ebullition emittiert. Diese waren als starke Anstiege von bis zu 0.1 ppm innerhalb weniger Sekunden in den Messdaten erkennbar. Der Gesamtkonzentrationsanstieg war beim RCF-Treatment aufgrund der Ebullition um rund 1 % grösser als bei RPF und trat vermehrt in den Parzellen auf, deren Messung am Ende eines Messtages gegen 12:00 Uhr stattfand. Parzellen, die morgens bei niedrigeren Temperaturen gemessen wurden, zeigten keine Ebullition.

5.9. Algendokumentation

Im Juli wurden in den Reisparzellen ungeplant gewachsene Algen als filamentöse Grünalgen der Gattung *Oedogium* identifiziert (Dr. Gallego Irene, persönliche Kommunikation, 10.07.2023). Abbildung 19 zeigt ein Beispiel einer Parzelle mit starkem Algenbestand Ende Juni. RPF-behandelte Parzellen waren dabei gleichermassen wie Parzellen des RCF-Treatments vom Algenwachstum betroffen, sodass kürzere und längere Phasen mit unterschiedlich starkem Algenwachstum in sämtlichen Parzellen auftraten. Es wurde ein positiver Zusammenhang zwischen erhöhten N_2O -Emissionen und vermehrtem Algenwachstum sowie eine negative Beziehung zwischen erhöhten CH_4 -Emissionen und geringem Algenbestand festgestellt (Abbildung 20). Der Vergleich der Ernteerträge zwischen Parzellen mit starkem Algenbestand (Parzelle 8B, 8D) und Parzellen mit wenigen bis keinen Algen (Parzelle 5A, 5E, 1A) ergab keine signifikanten Unterschiede (Abbildung 20). Dennoch wurde festgestellt, dass Parzellen mit geringsten Ernteerträgen kurzzeitig starke Algenblüten in der frühen vegetativen Phase aufwiesen.



Abbildung 20: Parzelle mit Algen im Mesokosmos Experiment. (Eigene Aufnahme, 29.06.2023)

Kumulative Emissionen und Ertrag pro Parzelle in Abhängigkeit des jeweiligen Algenbestandes

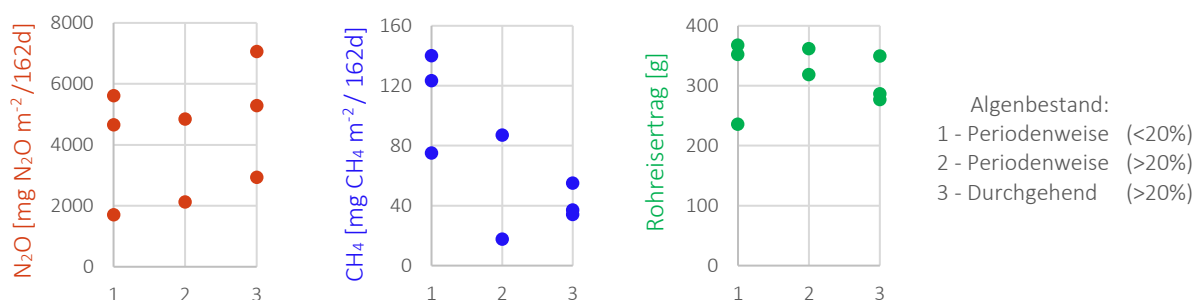


Abbildung 21: Kumulative N_2O - (Rot) und CH_4 -Emissionen (Blau), sowie Rohreiserträge (Grün) in Abhängigkeit der Algenbedeckung (Kategorie 1= Algenbedeckung <20% während kurzen Perioden, 2= Algenbestand >20% während kurzen Perioden, 3= langanhaltende Algenbedeckung >20%) in jeder Reisparzelle. (Eigene Darstellung, 30.11.2023)

5.10. Wurzelstöcke

Insgesamt wurden 36 Wurzelstöcke gewogen, welche sich stark in ihrer Größe und Gewicht (Bereich von 0.55 g bis 9.48 g) unterschieden. Abbildung 21 lässt einen positiven Zusammenhang zwischen der oberflächlichen Wurzelstockbiomasse mit den jeweiligen CH_4 -Emissionen vermuten. Sämtliche Halbparzellen mit einer überdurchschnittlich hohen Anzahl oberflächiger Wurzelstöcke erreichten auch überdurchschnittlich hohe kumulative CH_4 -Emissionen (Abbildung 21). Dennoch zeigt die Grafik auch Halbparzellen mit relativ wenigen Wurzelstöcken an der Oberfläche, welche die höchsten CH_4 -Emissionsfluss des Experiments erzielten. Ein ähnlicher Zusammenhang ergibt sich zwischen der Wurzelstockbiomasse und den N_2O -Emissionen. Auch hier ging eine hohe Anzahl oberirdischer Wurzelstockbiomasse stets mit hohen kumulativen N_2O -Emissionen einher, während eine geringe Anzahl an Wurzelstöcken entweder zu hohen oder niedrigen Emissionen führte (Abbildung 21).

Einfluss der oberirdischen Wurzelstockbiomasse auf kumulative Emissionen

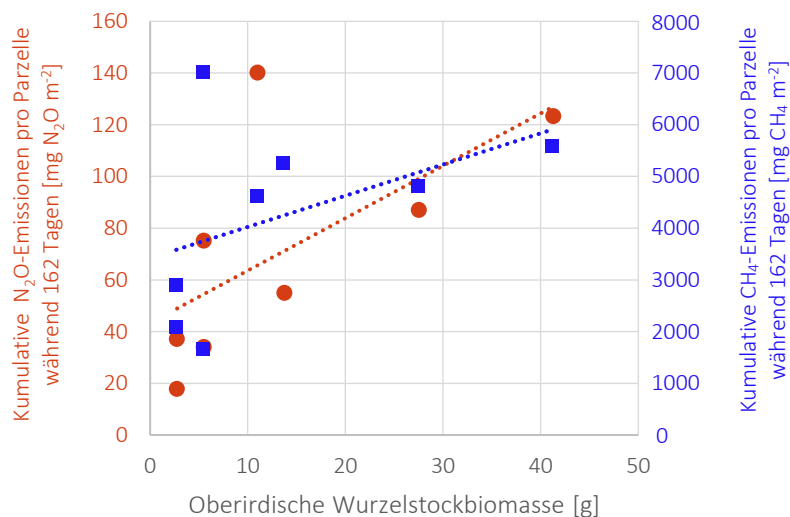


Abbildung 22: Kumulative N_2O -Emissionen (Rot) und kumulative CH_4 -Emissionen (Blau) jeder Reisparzelle in Abhängigkeit der oberirdischen Wurzelstockbiomasse. Gestrichelte Linien zeigen die linearen Regressionen. (Eigene Darstellung, 30.11.2023)

6. Diskussion

6.1. CH₄-Emissionen

Die saisonalen kumulativen CH₄-Emissionen aus dem Reisanbau in diesem Versuch ($M_{RPF} = 49.162 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}/162 \text{ d}$, $M_{RCF} = 36.419 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1}/162 \text{ d}$) liegen im unteren Bereich der Werte aus der Literatur. In China betragen jährliche Emissionen aus dem Nassreisanbau 14 - 208 kg CH₄ ha⁻¹a⁻¹ (Kajiura et al., 2018), in Japan 17 - 367 kg CH₄ ha⁻¹a⁻¹ (Wang et al., 2018). Ein direkter Vergleich mit den jährlichen Emissionen aus der Literatur gestaltet sich schwierig, da die Messungen im vorliegenden Versuch während der Wachstumsperiode erfolgten. Die saisonalen Emissionen können nicht auf jährliche Werte übertragen werden, da während der Brachzeit ein anderes Emissionsmuster zu erwarten ist. Trotzdem ist ein Vergleich mit den jährlichen Literaturdaten unter Vorbehalt möglich, da während der Brachzeit geringe oder sogar fehlende CH₄-Flüsse zu erwarten sind, wie frühere Studien gezeigt haben (Wüst-Galley et al., 2023). Knox et al., 2015 berichten über kumulative CH₄-Emissionen in einem frisch wiedervernässten Moor, die zehnmal höher waren als die in dieser Masterarbeit für RPF und RCF gemessenen Werte. Allerdings wurden die Überflutungsbedingungen in diesen Studien unterschiedlich definiert. Beim Vergleich der kumulativen CH₄-Flüsse müssen daher nicht nur diese Definitionsdifferenzen, sondern auch verschiedene Bewirtschaftungspraktiken, wie permanente Überflutung, Drainage, zwischensaisonale Entwässerungen, abwechselnde Befeuchtung oder Trocknung, berücksichtigt werden. Dies, sowie die saisonal tiefere Atmosphärentemperatur der Schweiz können dabei zu den Diskrepanzen der vorliegenden Daten beitragen.

Obwohl die Reispazellen seit Experimentbeginn durchgängig geflutet waren, stieg die CH₄-Emission erst Ende Mai nach dem Auspflanzen der Reissetzlinge an und nahm ab Anfang Juli in allen Reispazellen deutlich zu. Dieser Emissionsverlauf ist für den Reisanbau in dieser Region typisch (Wüst-Galley et al., 2023). Eine vergleichbare Dynamik der CH₄-Emissionen wurde im äquivalenten Versuch der Agroscope 2021 beobachtet, obwohl dort unterschiedliche Wasserstände verwendet wurden (Wüst-Galley et al., 2023). Dieser Emissionsverlauf könnte womöglich durch folgende vier Mechanismen erklärt werden: (1) Die verzögerte Zunahme der CH₄-Emissionen Ende Mai reflektiert die Dynamik der Redoxpotenziale (Abbildung 17). Nach der Überflutung dauerte es bis Anfang Juni bis negative Potenziale unter -150 mV erreicht und somit ideale Bedingungen für die CH₄-Produktion vorlagen (Kapitel 5.7). (2) Die verschiedenen Pfade der CH₄-Emission aus dem Boden in die Atmosphäre erklären ebenfalls den Verlauf der Emissionen über die gesamte Versuchsperiode. Etwa 90% des CH₄ werden über das Pflanzengewebe (Aerenchym) neben der Diffusion und Ebullition emittiert. Aufgrund der Grössenzunahme der Pflanzen und die dadurch ausgeprägtere, sowie umfangreichere Ausbildung des

Aerenchyms, steigen auch die zu erwartenden Emissionen (Meijide et al., 2017). (3) Die Rhizodeposition kann weiter über die Hälfte der CH_4 -Bildung ausmachen. Das vegetative Wachstumsstadium bestimmt dabei die Wurzelbiomasse, welche während der Blütezeit am grössten ist und auch nach der Blütezeit einen beträchtlichen Anteil der Bodenorganik ausmacht. Organische Stoffe im Boden tragen zur CH_4 -Produktion bei und spielen eine wichtige Rolle bei der Reduktion alternativer Elektronenakzeptoren (Minamikawa et al., 2015), wie in Kapitel 5.3 durch die positive Korrelation der oberirdischen Biomasse mit den CH_4 -Emissionsflüssen bestätigt werden konnte. (4) Weiter war mit einem Emissions-Peak im Spätsommer zu rechnen, da zu diesem Zeitpunkt die thermodynamischen Konditionen der Methanogenese von Acetat optimal sind (Hatala et al., 2012).

Die MSD reduzierte die CH_4 -Emissionen beider Behandlungen wie erwartet und wirkte sowohl während als auch für mehrere Wochen nach der Entwässerung effektiv (Abbildung 9). In kurzen aeroben Perioden werden reduzierte alternative Elektronenakzeptoren rasch reoxidiert, was für die Methanogenese energetisch ungünstig ist (Knox et al., 2015). Die MSD ermöglicht somit also einen effektiven Eintritt von Sauerstoff in den nicht gefluteten Boden, was die CH_4 -Produktion unterdrückt (Conrad, 2002). Die Redoxpotenziale (Abbildung 17) zeigen, dass diese Reaktion unmittelbar einsetzt, indem die Potenziale mit Ausnahme der Parzelle 8D nach Einführung der MSD in den positiven Bereich ansteigen. Diese erhöhten Redoxpotenziale flachten im vorliegenden Versuch innert drei Tagen nach der erneuten Flutung der Parzellen ab, was durch die Regeneration von Oxidationsmitteln während der kurzen Entwässerungs- und Belüftungsphase erklärt werden kann.

Das Eindringen von Sauerstoff in den Boden ermöglicht zunächst die Oxidation von reduziertem Schwefel zu Sulfat und von zweiwertigem zu dreiwertigem Eisen (Conrad, 2002). Sulfat und dreiwertiges Eisen aktivieren sulfat- und eisenreduzierende Bakterien, die Acetat und Wasserstoff verstoffwechseln. Obwohl Acetat und Wasserstoff als methanogene Substrate dienen, werden sie in dieser Stoffwechselreaktion effizienter abgebaut, wodurch sie nicht mehr ausreichend für die Methanogenese und die CH_4 -Produktion vorhanden sind (Conrad, 2002). Da Eisen hierbei das quantitativ wichtigere Oxidationsmittel ist, kann die Regeneration von dreiwertigem Eisen während der Entwässerung insbesondere zu einer Verringerung der gesamten CH_4 -Produktion führen (Conrad, 2002). Um zu prüfen, ob diese Reaktion hauptsächlich für die verminderten CH_4 -Emissionen verantwortlich ist, wäre ein weiteres Experiment erforderlich, das die Zugabe von dreiwertigem Eisen und Sulfat untersucht, beispielsweise durch das Ausbringen von Ammoniumsulfatdünger ohne zusätzliche Wasserabsenkung.

Die fehlende CH_4 -Emissionsreduktion in Parzelle 8D trotz Durchführung der MSD kann somit darauf zurückgeführt werden, dass in dieser Parzelle keine Erhöhung der Redoxpotenziale erreicht wurde. Dies deutet darauf hin, dass entweder der Sauerstoff nicht effektiv in den

Boden eindrang oder dass andere Faktoren, wie die mikrobielle Aktivität, die Verfügbarkeit von Elektronendonatoren und weitere chemische Prozesse die Oxidationsreaktion behinderten.

Mögliche Gründe für das Ausbleiben der Redoxpotenzialerhöhung wurden nicht untersucht. Für zukünftige Forschungsarbeiten wird daher die Platzierung mehrerer Mikroelektroden im Boden empfohlen, die das Redoxpotenzial in mehr als zwei Bodenschichten und in unterschiedlicher Nähe zu den Reiszurkeln messen. Diese Methode ermöglicht eine detailliertere, räumliche Untersuchung und könnte Aufschluss über allfällig fehlende Redoxpotenzialerhöhungen und entsprechend ausbleibende CH₄-Emissionsreduktionen geben.

Im Gegensatz zur Situation nach der MSD wurden nach der letzten Entwässerung zu Erntezwecken deutliche Spitzen in den CH₄-Emissionen verzeichnet. Da die Messungen bei dieser Entwässerung direkt am Nachmittag nach dem Ablassen des Wassers erfolgten, lässt sich davon ausgehen, dass ähnliche CH₄-Emissionsspitzen auch am Nachmittag der Einleitung der MSD entstanden sind. Bei der MSD fand die Messung erst ein Tag nach der Trockenlegung der Parzellen statt, wodurch die Emissionsspitzen entweder nicht oder bereits deutlich abgeschwächt erfasst wurden. Der Verlauf der Redoxpotenziale (Abbildung 17) bestätigt dies, da sich die Redoxpotenziale bei der MSD identisch verhielten wie bei der Entwässerung zur Ernte. CH₄-Emissionsspitzen unmittelbar nach einer Drainage wurden auch in anderen Studien von Reisfeldern beobachtet (Hatala et al., 2012; Linquist et al., 2015; Wassmann et al., 2000). Sie werden durch die Freisetzung des eingeschlossenen CH₄ und dem verringerten hydrostatischen Druck während der Entwässerung verursacht (Han et al., 2005). Aufgrund der schnelleren Bewegung der CH₄-Moleküle durch das Bodenprofil sinkt jedoch die Methanotrophie-Rate durch das erhöhte Redoxpotenzial des Bodens (Han et al., 2005).

Nach der dritten Düngung wurde ein signifikanter Rückgang der CH₄-Emissionen in allen Parzellen festgestellt. Zuvor waren die CH₄-Flüsse Mitte Juli aufgrund des fortgeschrittenen Pflanzenbestandes besonders hoch und erreichten maximale Emissionsraten. Bei der Düngung wurden die Parzellen für einige Stunden entwässert, was die weitere CH₄-Produktion beeinträchtigte. Allerdings erklärt diese kurzzeitige Entwässerung allein nicht die umfassende Flussreduktion. Insbesondere da eine vergleichbare Abnahme selbst bei der MSD nicht erreicht wurde und die Entwässerung vor der Ernte im Gegensatz zu Emissionssteigerungen führte. Es lässt sich postulieren, dass der zugesetzte Stickstoff im Dünger die CH₄-Produktion gehemmt hat. Dabei könnte Nitrat im Dünger als terminaler Elektronenakzeptor in der anaeroben Atmung fungieren und ein Redoxpotenzial generieren, welches die Aktivität von strikten Anaerobiern hemmt (Minamikawa et al., 2015). Dies konnte durch die Redoxpotenzialmessungen bestätigt werden, da in einzelnen Parzellen nach diesem Ereignis Redoxpotenziale grösser als -150 mV erreicht wurden (Abbildung 17). Die ersten beiden Düngungsereignisse führten

zu unveränderten CH₄-Emissionen, was mit entsprechenden Potenzialen unter -150 mV übereinstimmt (Abbildung 17).

Vergleicht man nicht nur den Verlauf der CH₄-Emissionen, sondern auch die kumulierten Emissionsflüsse, zeigt sich, dass der Durchschnitt der kumulierten CH₄-Flüsse im RCF-Treatment niedriger lag als im RPF-Treatment. Ein möglicher Grund dafür könnte der geringere Kohlenstoffgehalt der Mineralbodenschicht sein. Dies wird besonders deutlich, wenn nur die Hintergrundemissionen, ohne die Emissionspeaks nach Drainagen, betrachtet werden. Die durchschnittlichen CH₄-Flüsse des RCF-Treatments liegen deutlich unter denen der RPF-behandelten Parzellen. Diese Unterschiede könnten auf die andere Bodentextur der Mineralschicht im Vergleich zum reinen Moorboden zurückzuführen sein. Die Bodentextur beeinflusst die Etablierung der Anaerobiose, die für die Methanogenese, den Schutz des organischen Bodenmaterials, sowie den Transfer und die Tiefe der oxidierten Bodenschicht verantwortlich ist (Lagomarsino et al., 2016). Die oxidierte Bodenschicht beherbergt die methanotropen Bakterien. Die Tiefe der Schicht bestimmt somit deren Anzahl und die entsprechende CH₄-Emission (Lagomarsino et al., 2016). Daher wird für zukünftige Versuche eine zusätzliche Porenanalyse empfohlen, um die Auswirkungen der Bodentextur auf die Emissionen genauer zu untersuchen (siehe Kapitel 6.2 und 8.2 Forschungsperspektiven). Ebenso ist es denkbar, dass durch die Mineralbodenüberschüttung andere alternative Elektronenakzeptoren, welche die CH₄-Produktion hemmen, vermehrt im Boden vorhanden sind (Lagomarsino et al., 2016). Die Varianz der kumulierten CH₄-Flüsse ist in RCF-behandelten Parzellen jedoch erheblich (± 2277.136 mg CH₄/162d) und der geringste saisonale kumulative CH₄-Fluss wurde in einer RPF-behandelten Parzelle gemessen. Dies zeigt, dass minimale Flüsse nicht ausschliesslich durch eine Mineralbodenüberschüttung erzielt werden können.

Die Ergebnisse der Grasparzellen spiegeln die Befunde aus den Reisparzellen wider. Durch den konstant niedrigen Wasserstand von etwa 100 cm unterhalb der Bodenoberfläche in allen GPD-Parzellen wurden kaum CH₄-Emissionen erzeugt. Die Bedingungen waren für methanotrophe Bakterien zu trocken, was zur Hemmung der CH₄-Produktion führte. Die gering negativen CH₄-Emissionen deuteten darauf hin, dass Methanotrophe unter aeroben Bedingungen aktiv waren (Täumer et al., 2022). Dies wird in Abschnitt 6.7 mittels des Redoxpotenzials weiter bestätigt und erläutert. Einzig an vier Tagen wurden leicht positive CH₄-Emissionen gemessen. Jene lagen ausserhalb der Messgenauigkeit (Picarro, 2021) und korrelierten mit Wasserregulationen in den Reisparzellen. Die Wasserregulation könnte dabei auch kurzzeitig die Wasserzufuhr der Grasparzellen erhöht haben.

Zusammenfassend zeigen die mit Gras bepflanzten Parzellen deutliche Unterschiede zu den mit Reis bewirtschafteten Parzellen. Die GPD-Behandlung verzeichnet über den gesamten Versuchszeitraum eine leichte CH₄-Aufnahme, währenddessen in den Reisparzellen

kumulative CH₄-Emissionen von 1702.048 mg CH₄ bis maximal 7060.941 mg CH₄ in 162 Tagen anfielen. Die beiden Reistreatments unterschieden sich dabei nicht signifikant, sodass eine Mineralbodenüberschüttung nicht generell zu einer Verringerung der CH₄-Emissionen beiträgt. Exkludiert man jedoch die CH₄-Emissionsspitzen nach der Entwässerung zu Dünge- und Erntezwecken, emittieren die RCF-behandelten Parzellen deutlich weniger CH₄ als die RPF-behandelten Parzellen. In diesem Fall erzeugen die RCF-Parzellen im Durchschnitt 1230.508 mg weniger CH₄ während der Messperiode als die RPF-behandelten Parzellen. Dies unterstreicht die Notwendigkeit einer angepassten Düngung ohne kurzzeitig starke Absenkung des Wasserspiegels, sowie einer angepassten Erntepaxis. Ein schrittweises Absenken des Wasserstands über mehrere Tage, zusammen mit einer Mineralbodenüberschüttung, könnte somit ein angepasstes Bewirtschaftungsmanagement bieten, um die CH₄-Emissionen des Reisanbaus erheblich zu reduzieren.

6.2. N₂O-Emissionen

Wie erwartet emittierten die gefluteten Reispazellen an den meisten Messtagen kaum oder nur geringe Mengen an N₂O (Lagomarsino et al., 2016). Die niedrigen Emissionswerte lassen sich durch die hohen Wasserstände erklären, die eine Reduktion der Emissionen durch vollständige Denitrifikation unter anaeroben Bedingungen bewirken. Die negativen Redoxpotenziale bestätigen die geringe Sauerstoffverfügbarkeit für die N₂O-Produktion unter den überfluteten Bodenbedingungen (Wang et al., 2022).

Die saisonalen kumulativen N₂O-Emissionen der beiden Reistreatments dieses Versuchs ($M = 71.2 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}/162 \text{ d}$) lagen im unteren Bereich vergleichbarer Studien ($7 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{a}^{-1}$ bis $1000 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}\text{a}^{-1}$) mit ähnlichem Experimentaufbau (Hu et al., 2017; Lagomarsino et al., 2016; Meijide et al., 2017; Morris et al., 2017; Ye et al., 2016). Etwa 80% der Werte in diesen Studien lagen unter $250 \text{ mg N}_2\text{O m}^{-2}$. In Kapitel 6.1 wurde bereits erwähnt, dass jährliche und saisonale Emissionen nur unter Vorbehalt verglichen werden können, da die Emissionen im Winter generell tief sind (Wüst-Galley et al., 2023). Bei den N₂O-Emissionen können zudem die entwässerten Bedingungen vor der Frühjahrsflut zu nicht erfassten N₂O-Emissionen geführt haben. Unterschiedliche Bewässerungs- und Düngepraktiken in verschiedenen Studien erschweren zusätzlich direkte Vergleiche, da sich viele auf entwässerte oder kontinuierlich geflutete Felder konzentrieren (Hu et al., 2017; Meijide et al., 2017).

Emissionsspitzen wurden in den Reispazellen nur nach den drei Düngungen festgestellt. Diese schwankten in Menge und Dauer für die verschiedenen Behandlungen und Düngeereignisse, trotz gleicher Menge an ausgebrachtem Stickstoffdünger. Unterschiedliche Witterungsbedingungen und Entwicklungsstadien der Reispflanzen erklären die unterschiedlichen Emissionsreaktionen zwischen den drei Düngeereignissen (Meijide et al., 2017). Die zweite

und dritte Düngung verursachte grössere N₂O-Emissionsspitzen als die erste Düngung. Womöglich da sich mehr Restdünger im Boden befand als zu Beginn der Saison. Ebenso wurden tiefere N₂O-Emissionsspitzen nach der ersten Düngung erreicht, da die Ausbringung kurz vor der Aussaat und unter Beibehaltung der ersten Flutung über einen längeren Zeitraum stattfand. Diese längere Überflutungsperiode ermöglichte den Pflanzen eine längere Dauer für die Aufnahme des Stickstoffs vor einer erneuten Düngung. Dadurch wurde die Möglichkeit der Nitrifikation und Denitrifikation verringert, da beide Prozesse zu N₂O-Verlusten führen können (Linguist et al., 2015). Unter Berücksichtigung des Düngemittel-Emissionsfaktors von 0.01 (IPCC, 2013) würde der ausgebrachte Dünger nach jeder Düngung zu einer Emission von 36.7 mg N₂O m⁻² beziehungsweise 110 mg N₂O m⁻² während eines Jahrs führen. Vergleicht man die saisonalen kumulativen N₂O-Emissionen der beiden Behandlungen, so lagen die Werte für RPF und RCF darüber. Allerdings gab es keinen Kontrollversuch ohne Düngung, zur Berücksichtigung der Stickstoff-Deposition. Die Düngemittelspitzen machten mehr als die Hälfte der N₂O-Emissionen der Reispazellen aus.

Bei der MSD und der Entwässerung vor der Ernte wurden keine N₂O-Spitzen registriert. Dies weist daraufhin, dass nicht die kurzzeitige Entwässerung für die Düngung, sondern die Stickstoffeinträge eine wichtige Rolle für die N₂O-Emissionen darstellen. Daraus lässt sich ableiten, dass ein sorgfältiges Düngermanagement besonders beim Reisanbau für eine Emissionsreduktion entscheidend ist. Präzise Düngemittelmengen und -verteilungen, die gezielter den Nährstoffbedürfnissen den Pflanzen entsprechen, könnten dabei einen Stickstoffüberschuss minimieren. Zusätzlich könnte die Anzahl, sowie die Zeitpunkte der Düngungen angepasst werden, um diese besser mit den Wachstumsphasen der Reispflanzen zu synchronisieren. Dadurch könnte ein geringerer Stickstoffverlust durch Auswaschung und Denitrifikation möglich werden. Zusätzlich sollten Düngungen ohne schnelle und starke Drainagen erfolgen, um den Sauerstoffgehalt im Boden und somit die N₂O-Emissionen möglichst tief zu halten.

In vergangenen Feldexperimenten, einschliesslich einer Studie in der Ostschweiz (Wang et al., 2022), wurden deutliche N₂O-Emissionseinsparungen von 70% durch eine Mineralbodenüberschüttung festgestellt. Es ist zu erwarten, dass eine mineralische Bodenbedeckung die N₂O-Emissionen verringern sollte, da der Stickstoff-Gehalt im Mineralboden der Abdeckung (0.057%; Kapitel 7.1) geringer als im organischen Boden (1.368%) ist. Dennoch waren die saisonalen kumulativen N₂O-Emissionen zwischen RPF und RCF nicht signifikant verschieden. Dies jedoch nur da die N₂O-Emissionsspitzen nach den Düngungen bei den RPF-behandelten Parzellen höher ausfielen. Werden nur die Hintergrundemissionen betrachtet, so verzeichnete das RPF-Treatment eine doppelt so starke N₂O-Aufnahme als RCF-behandelte Parzellen. Diese Resultate stehen im Widerspruch zur Literatur, womöglich da sich weitere Faktoren wie Wasserstand und Düngemanagement zwischen den Studien unterscheiden.

Während der Messperiode dieser Masterarbeit war die Torfschicht durch die überfluteten Bewässerungsbedingungen stets durchnässt. Daher konnte die Mineralbodenüberschüttung keinen Einfluss auf die Feuchtigkeit der darunter liegenden Bodenschicht nehmen, wie es in Studien mit abgesenkten Wasserspiegeln der Fall war. Selbst bei der MSD konnte die Mineralbodenüberschüttung nicht bezwecken, dass der darunterliegende Torf komplett durchfeuchtet blieb. Auch hier wurde keine N_2O -Einsparung bei der RCF-Behandlung festgestellt. Um dieser Diskrepanz zwischen Literatur und den vorliegenden Daten nachzugehen wäre eine Folgeuntersuchung der Porosität der Böden wichtig und mehrere Feuchtemessungen in unterschiedlichen Bodenschichten notwendig. Dies könnte Aufschluss darüber geben, ob eine verminderte Porosität des Mineralbodens zu einem geringeren Prozentsatz an wassergesättigten Poren führt und somit die N_2O -Emissionen reduziert.

Der vorliegende Versuch im Rahmen dieser Masterarbeit trägt somit zur Literatur bei und deutet darauf hin, dass unter überflutenden Bedingungen eine Mineralbodenüberschüttung die N_2O -Emissionen nur speziell nach Düngungen reduzieren kann. Es wird empfohlen den Boden pH-Wert in zukünftigen Versuchen zu erfassen, um dessen potenziellen Einfluss auf die Denitrifikation zu bestimmen. Somit kann geprüft werden, ob die Stickstoff-Mineralisierung mit dem erhöhten pH-Wert des Mineralbodens ansteigt und die Synthese von N_2O -Reduktase verstärkt wird (Liu et al., 2014; Chapin et al., 2003; Weslien et al., 2009).

Ebenso könnte eine andere Bodentextur der Mineralbodenüberschüttung im Vergleich zum Moorboden zu einer stärkeren Auswaschung des Stickstoffs nach Düngeeinträgen geführt haben. Dies könnte zu höheren Nitrat-Konzentrationen in den RPF-behandelten Parzellen nach Düngungen führen und somit auch höhere N_2O -Emissionen erwarten lassen. Die Stickstoffzufuhr durch die Düngung könnte die Mineralisierung des organischen Bodenmaterials stimulieren und folglich die N_2O -Produktion im Torf positiv beeinflussen. Die Struktur des Mineralbodens könnte zudem mehr aerobe Mikroporen aufweisen als der reine Torf. In solchen Mikroporen können selbst unter aeroben Bedingungen Denitrifikationsprozesse entstehen. Trotz gleicher Wasserdynamiken in beiden Behandlungen können somit Unterschiede in den N_2O -Emissionen der beiden Treatments erklärt werden (Lagomarsino et al., 2016). Priming-Effekte sowie kurzfristige Veränderungen der Mineralisierungsprozesse als Reaktion auf Düngungen könnten ebenfalls auftreten und die N_2O -Emissionen, abhängig von der Bodenfeuchte und dem Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff beeinflussen. Letzterer ist im RCF-Treatment tiefer als im RPF-Treatment, was zu einem geringeren Priming durch Stickstoffzufuhr führt und somit N_2O -Emissionen nach Düngungen reduziert (Wang et al., 2022).

In der Literatur wird darauf hingewiesen, dass das Wassermanagement sowie die Stickstoffdüngung die N_2O -Emissionen beeinflusst (Morris et al., 2017). Daher sollten neben den Auswirkungen der Düngung auch potenzielle Effekte der MSD auf die N_2O -Emissionen analysiert

werden. Im Vergleich zu den Experimenten von Ye & Horwath (2016) wurde hier jedoch weder eine verstärkte N_2O -Aufnahme unmittelbar nach der Bewässerung noch eine erhöhte N_2O -Emission nach längerer Entwässerungsdauer festgestellt. Am aktuellen Studienstandort gab es somit keine Hinweise darauf, dass die MSD als Massnahme zur Reduktion der CH_4 -Emissionen zu einem Anstieg der N_2O -Emissionen führte.

Diese Diskrepanz zur Literatur lässt sich durch eine allgemein hohe Variabilität von N_2O -Emissionen erklären. Selbst kontinuierliche Messreihen anderer Experimente verzeichneten ebenso unterschiedliche Reaktionen insbesondere nach Drainagen und Düngungen. So kamen in jenen Experimenten beispielsweise nicht immer Emissionsspitzen nach Düngeereignissen vor (Lammirato et al., 2018). Des Weiteren lassen sich unterschiedliche Emissionsreaktionen im Gegensatz zur Literatur durch die Messzeitpunkte erklären. Die Messungen wurden jeweils einen Tag nach der Drainage für die MSD und auch einen Tag nach der Entwässerung für die Düngung durchgeführt. Dadurch besteht die Möglichkeit, dass die in der Literatur beobachteten N_2O -Spitzen nicht erfasst wurden. Es ist davon auszugehen, dass diese durch die physikalische Freisetzung von im Boden eingeschlossenem N_2O , sowie durch eine gesteigerte biologische N_2O -Produktion und eine erhöhte Substratzugänglichkeit beziehungsweise -verfügbarkeit dennoch vorgekommen sind. Hu et al. (2017) beobachteten zudem scharfe N_2O -Emissionsspitzen bei der Wiederbeflutung nach der MSD. Auch hier wurden jedoch weder in der RPF- noch in der RCF-Behandlung solche Spitzen registriert. Normalerweise treten erhöhte N_2O -Emissionen nach einer Wiederbewässerung aufgrund verstärkter Denitrifikation und Verdrängung von N_2O im Boden durch Wasserinfiltration auf (Hu et al., 2017). Da diese Reaktionen schnelle Antworten der Bodeneinheiten auf einen sich ändernden Zustand darstellen, ist es möglich, dass sie nur unmittelbar nach der Veränderung des Wasserpegels erfasst werden können. Für zukünftige Studien wird daher eine höhere Messfrequenz, insbesondere nach Veränderungen der Wasserstände, empfohlen.

Es lässt sich somit zusammenfassen, dass N_2O -Emissionen hauptsächlich durch Düngung beeinflusst werden, während die Wasserdynamik einen sekundären Einfluss hat. Bodeneigenschaften beeinflussen die Emissionen nur geringfügig, insbesondere nach Veränderungen des Wasserstandes. Eine Minderung der N_2O -Emissionen durch Mineralbodenüberschüttung ist nur möglich, wenn sowohl primäre als auch sekundäre Einflussfaktoren angepasst werden.

Die saisonalen N_2O -Emissionen in den Grasparzellen waren bis zu 14-mal höher als in den beiden Reisparzellen. Mit Werten von $2.942 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ bis $13.956 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1}$ entsprachen sie den Emissionen von entwässertem Grünland und anderen wiedervernässten Landnutzungsformen aus der Literatur (Freeman, 2022). Mit Ausnahme von Grasparzelle 4B waren die Düngeespitzen in der GPD-Behandlung geringer als in den Reisparzellen. Dies könnte auf die grössere Wurzelmasse in den Grasparzellen im Vergleich zu den Reisparzellen seit

Experimentbeginn zurückzuführen zu sein. Ein höherer Wurzelanteil kann dazu führen, dass mehr Stickstoff von den Grasparzellen aufgenommen wird, was zu geringeren Emissionen führt. Dies wird durch Parzelle 4B bestätigt, in der vor der zweiten Düngung durch Tieraktivität ein Grossteil der Wurzeln entfernt wurde, was zu einer erhöhten Düngespitze von über $430 \text{ g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ führte. Trotz der ansonsten generell tiefen Düngespitzen emittierten alle Grasparzellen insgesamt deutlich mehr N_2O als die Reispazellen. Dies resultiert daraus, dass die Reispazellen nach Erreichen der höchsten N_2O -Flüsse aufgrund der wiederbefluteten Bedingungen erneut N_2O aufnehmen, während die Grasparzellen kontinuierlich N_2O emittieren. Somit stellt die Reispazellenbewirtschaftung hinsichtlich der N_2O -Emissionen den emissionsärmeren Anbau im Vergleich zur alternativen Grasbewirtschaftung dar.

6.3. Ertrag und oberirdische Biomasse

Die Rohreiserträge der beiden Versuchsgruppen ($M_{\text{RPF}}=50.9 \text{ dt/ha}$, $M_{\text{RCF}}= 48.0 \text{ dt/ha}$) sind mit Ergebnissen vergleichbar, die unter ähnlichen Versuchsbedingungen dokumentiert wurden. Beispielsweise berichteten Gramlich et al. (2021) für den Nassreisanbau im Schweizer Mittelland in den Jahren 2017 bis 2020 von Rohreiserträgen zwischen 25-80 dt/ha pro Jahr. Die Erträge der nicht gefluteten Reisbehandlungen des äquivalenten Versuches der Agroscope aus dem Jahr 2021, fielen hingegen mit 0.57 dt/ha bis 4 dt/ha deutlich geringer aus (Heller, 2022). Das Jahr 2021 war dabei durch unterdurchschnittlich tiefe Aussentemperaturen gekennzeichnet (Meteoschweiz, 2023). Temperaturunterschiede und das Assimilatangebot im Boden können zu variierenden Erträgen führen (Epule et al., 2011). Insbesondere eine geringe Sonneneinstrahlung während der Vorfruchtphase kann zu einer verminderten Assimilatversorgung und Degeneration der Rispen führen, was wiederum zu Ertragsrückgängen führt (Epule et al., 2011). Da weiter keine signifikanten Unterschiede zwischen den Erträgen der RPF- und RCF-Behandlungen festgestellt wurden, deutet dies darauf hin, dass der Wasserstand sowie die Aussentemperatur die primären Einflussfaktoren für die Reiserträge sind.

Die oberirdische Biomasse ($M_{\text{RPF}}= 508.8 \text{ g/m}^2$; $M_{\text{RCF}}= 479.7 \text{ g/m}^2$) entspricht den Werten des Versuches aus dem Jahr 2021, bei dem eine Biomasse von 342 g/m^2 bis maximal 581 g/m^2 gemessen wurde (Heller, 2022). Die CH_4 -Emissionen korrelieren positiv, wenn auch nicht signifikant, mit der oberirdischen Biomasse. Aufgrund der in Kapitel 6.1 diskutierten CH_4 -Emissionspfade, insbesondere durch das Pflanzengewebe selbst, wäre ein signifikanteres Ergebnis zu erwarten gewesen. Eine positive Korrelation der Rispenbildung mit den N_2O -Emissionen kann durch den positiven Einfluss des Stickstoffdüngers auf die Erträge, sowie auf die N_2O -Emissionen erklärt werden. Dies kann dabei jedoch nicht die Diskrepanz zwischen einzelnen Reispazellen erklären, da ihnen die identische Menge an Stickstoff durch die Düngung zugeführt wurde. Daher sind Unterschiede zwischen den Erträgen der Parzellen auf die natürliche Variation der Pflanzen zurückzuführen.

Wang et al. (2017) bestätigen, dass umgekehrt eine geringe Reisbiomasse mit niedrigeren CH₄- und N₂O-Emissionen einhergeht, indem der pflanzengestützte Emissionstransport durch das Aerenchym verringert wird. Eine niedrige Emission bedeutet jedoch nicht zwangsläufig einen geringen Ertrag. Zhao et al. (2019) fanden eine negative Korrelation von Emissionen zum Ertrag, erklärt durch eine vermehrte Rispenproduktion bei geringerer Grünbiomasse. Im Versuch im Rahmen dieser Masterarbeit wurde dies bestätigt, sodass ein höherer Ertrag mit geringeren CH₄-Emissionen einherging.

6.4. Treibhauspotenzial

Um die Klimaauswirkungen der Gras- und Reisbewirtschaftung umfassend zu bewerten, ist die Berücksichtigung des GWP entscheidend. Selbst bei geringeren CH₄-Emissionen in der Grasbewirtschaftung könnte aufgrund des zehnfach höheren GWP von N₂O der resultierende erwärmende Effekt auf das Klima stärker ausfallen.

Die kombinierten GWP der Reisbehandlungen ($M_{RPF}=0.157 \text{ kg CO}_2\text{-eq. m}^{-2}/162 \text{ d}$, $M_{RCF}=0.121 \text{ kg CO}_2\text{-eq. m}^{-2}/162 \text{ d}$) liegen im unteren Bereich der in der Literatur dokumentierten Werte für äquivalente Experimente in Asien ($0.007 - 0.235 \text{ kg CO}_2\text{-eq. m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) (Tirol-Padre et al., 2018). Es wurde gezeigt, dass gerade die Überstauung der Reispazellen deren GWP reduziert. In diesem Versuch betrug das generierte GWP nur die Hälfte im Vergleich zu nicht gefluteten Bedingungen ($0.216 \text{ kg CO}_2\text{-eq. m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), welche 2021 in einer Agroscope-Studie untersucht wurden (Heller, 2022). Die Mineralbodenüberschüttung und die überfluteten Feldbedingungen wirkten somit mindernd auf die Klimaeinwirkung des Reisanbaus. Ebenso wurde gezeigt, dass ein höherer Reisertrag nicht mit einem höheren GWP einhergeht.

Der Vergleich zwischen den GWP der vier Gras- und den acht Reisreplikaten ergab keine signifikanten Unterschiede. Die geringen CH₄- und hohen N₂O-Emissionen bei der Grasbewirtschaftung haben, im Vergleich zu den hohen CH₄- und geringen N₂O-Emissionen des Reisanbaus, keine signifikant unterschiedlichen klimatologischen Auswirkungen. Dies bedeutet jedoch nicht, dass beide Bewirtschaftungsmethoden auf organischen Böden gleichermaßen auf das Klima einwirken. Die CO₂-Emissionen werden somit für die Bewertung der Bewirtschaftungsmethoden entscheidend. Gemäss der Literatur wird unter gefluteten Bedingungen der Torfabbau und somit die CO₂-Emissionen gehemmt (Tiemeyer et al., 2020), während dies bei der drainierten Grasbewirtschaftung nicht der Fall ist. Letztere emittiert laut Leifeld (2018) bis zu $3.65 \text{ kg CO}_2\text{-eq. m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Die Hochrechnung des kumulierten GWP aus CH₄ und N₂O der GPD-Behandlung auf ein Jahr (ohne Berücksichtigung einer emissionsinaktiveren Winterphase) ergibt ein GWP von $1.6 \text{ kg CO}_2\text{-eq. m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Diese Hochrechnung des jährlichen GWP aus N₂O und CH₄ liegt deutlich unter den Literaturwerten (Leifeld 2018; Tiemeyer et al., 2020). Es ist daher anzunehmen, dass die CO₂-Emissionen den fehlenden grossen Beitrag zum GWP

von Gras ausmachen, da die CH₄- und N₂O-Emissionen den berichteten Werten von Tiemeyer et al., 2020 entsprechen. Dieser Berechnungsansatz wurde bereits in früheren Feldversuchen der Agroscope angewendet und gilt daher als valid (Wüst-Galley, 2023). Für eine präzisere Analyse wird empfohlen, zukünftige Messungen ganzjährig durchzuführen, um eventuelle Emissionen der nachfolgenden Brachzeit zu erfassen. Zusätzlich sind Messungen der CO₂-Emissionen erforderlich, um die Berechnungen dieser Arbeit zu bestätigen. Hierbei wird auf laufende Untersuchungen der Agroscope verwiesen, welche die exakten Messwerte jährlicher CO₂-Emissionen inkludieren werden.

Dennoch können bereits ohne CO₂-Messungen aus der Kombination der CH₄- und N₂O-Werte die CO₂-äquivalente Einsparungen durch den Anbau von Nassreis anstelle von Gras berechnet werden. Dies geschieht durch Abzug der CH₄- und N₂O-Emissionen der GPD-Kontrollbehandlung von jenen der Reisbehandlungen. Die Gesamtemissionen der GPD-Behandlungen liegen mit 0.157 kg CO₂-eq. m⁻²/ 162d um 5% höher als bei der RCF-Behandlung und 22% tiefer als bei RPF. Daher kann trotz des nicht signifikanten Unterschieds zwischen den beiden Reisbehandlungen von einer Treibhausgaseinsparung durch die Mineralbodenüberschüttung ausgegangen werden. Es besteht somit die Möglichkeit, dass die mineralische Bedeckung die N₂O- und möglicherweise die CH₄-Emissionen senken kann. Diese Wirkung ist jedoch der Erhöhung des Wasserspiegels untergeordnet. Die Zugabe von Mineralböden könnte den Schutz des organischen Bodenkohlenstoffes verstärken, wenn sich durch die Überschüttung höhere Wasserstände aufrechterhalten liessen. Dies wurde auch in einem Versuch in St. Gallen gezeigt (Wang et al., 2021). Dort wurden CO₂-Flüsse von Parzellen mit und ohne Mineralbodenüberschüttung gemessen. Dabei wurde festgestellt, dass die Emissionen nur in sehr nassen Jahren in den überschütteten Flächen geringer ausfielen und die Mineralbodenüberschüttung nur als Klimamassnahme funktionierte, wenn der darunterliegende Torf gänzlich durchnässt war (Wang et al., 2021).

Um eine umfassende Treibhausgasbilanz zu erstellen, sollte berücksichtigt werden, dass Grasländer zusätzliche CH₄-Emissionen durch die Beweidung von Kühen verursachen können. Kühe stossen dabei CH₄ von bis zu 0.84 Mio. t CO₂-eq./ 162 d aus (BAFU, 2021). Es ist jedoch wichtig zu beachten, dass Reis- und Kuhprodukte unterschiedliche ökonomische und versorgungstechnische Werte haben. Auf eine weitere Vertiefung ebendieser Thematik wird an dieser Stelle verzichtet. Selbst ohne den letztgenannten Aspekt kann jedoch erwartet werden, dass die überflutete Reisbewirtschaftung unter Berücksichtigung der CO₂-Emissionen generell ein geringeres GWP als der Grasanbau erzielen kann.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Reisbewirtschaftung eine ähnliche Treibhausgasbilanz bezüglich N₂O- und CH₄-Emissionen erzielt wie die Grasbewirtschaftung, sodass die zusätzlich generierten CO₂-Emissionen der Behandlungen für die Beurteilung

entscheidend werden. Da mit einer Mineralbodenüberschüttung bereits die N_2O - und CH_4 -Emissionen reduziert werden können, sollte die RCF-Bewirtschaftung auf organischen Böden bevorzugt werden. Werden Hochrechnungen der zusätzlich generierten CO_2 -Emissionen hinzugezogen, verdeutlicht sich der Unterschied zwischen den GWP vom Reis- und Grasanbau, sodass auch bei der Reibewirtschaftung ohne Mineralbodenüberschüttung ein geringeres Treibhausgaspotential als bei der Grاسبewirtschaftung erwartet werden kann. Da der Beitrag der N_2O -Emissionen zum kombinierten GWP nur 13-17% beträgt, sind die CH_4 -Emissionen die Haupttreiber der Treibhausgasbilanz des Reisanbaus. Dies steht im Einklang mit Literaturwerten, wonach N_2O lediglich 0.6-40% des GWP ausmacht (Tirol-Padre et al., 2018). Daher sind alternative Strategien zur weiteren Reduktion der CH_4 -Emissionen notwendig.

6.5. Bodensenkung und Grundwasserspiegel

Die Bodenoberfläche zeigte zahlreiche Schwankungen und unerwartete Zunahmen auf, welche auf Ungenauigkeiten bei der visuellen Abstandsmessung zurückzuführen sind. Ähnliche Schwankungen traten auch bei den Wasserständen auf. Trotz des beobachteten Reihenbias und der kurzzeitigen Spitzen in den Wasserständen zeigten sich keine Veränderungen der CH_4 -Emissionen. Hingegen spiegelte sich der Reihenbias der Wasserstände in den N_2O -Emissionen deutlich wider. Reihe 5 erzielte mit einem relativ tiefen Wasserstand die höchsten kumulativen N_2O -Emissionen, während Parzellen mit hohen Wasserständen die geringsten N_2O -Emissionsflüsse aufwiesen. Dies bestätigt die Theorie, dass hohe Wasserstände N_2O -Emissionen verringern (Tiemeyer et al., 2020, Lagomarsino et al., 2016). Dabei hatten höhere Wasserstände nur eine geringfügig positive Auswirkung auf den entsprechend volumetrischen Bodenwassergehalt. Daher ist es möglich, dass die CH_4 -Produktion weniger auf kleine Veränderungen der des Grundwasserspiegels reagierte, sondern ab einem bestimmten Grenzwert des volumetrischen Wassergehalts des Bodens mehrheitlich konstant bleibt. Dies würde erklären, weshalb die CH_4 -Emissionen im Gegensatz zu N_2O nicht auf solche Veränderungen ansprechen. Dabei ist also ein bestimmter Schwellenwert von überstauten Wasserständen eine notwendige, aber keine ausreichende Voraussetzung für hohe CH_4 - und tiefe N_2O -Emissionen.

Aufgrund dieses Reihenbias wurden die unterschiedlichen Treatments der gleichen Reihen miteinander verglichen. Die Analyse ergab, dass in den Reihen 5, 7 und 8 die RCF-behandelten Parzellen jeweils geringere CH_4 - und N_2O -Emissionen aufwiesen als die RPF-behandelten Parzellen. Hingegen zeigte Reihe 1 mit den höchsten Wasserständen, ein entgegengesetztes Muster. Dies verdeutlicht, dass eine Mineralbodenüberschüttung die Emissionen mindern kann, aber dem Effekt des Wasserstandes unterliegt.

6.6. Bodentemperatur und -feuchte

Die Bodenfeuchtigkeit und das Redoxpotenzial (siehe Kapitel 6.7) sind Indikatoren für die Durchlüftung des Bodenprofils und können Trocken- und Nässestress in biologischen Prozessen widerspiegeln (Tiemeyer et al., 2016). Somit können Unterschiede in den hydraulischen Bodeneigenschaften und im Kapillaraufstieg die Variation der Emissionen bei gleichem Wasserstand erklären.

In der Literatur ist eine negative Korrelation der N_2O -Flüsse und eine positive Korrelation der CH_4 -Flüsse mit dem volumetrischen Wassergehalt des Bodens beschrieben (Pärn et al., 2018; Toma et al., 2010). Diese Korrelation war im vorliegenden Versuch zwischen den kumulativen Emissionen und den durchschnittlichen Bodenwassergehalten, jedoch nicht zwischen den stündlichen Emissionen und den volumetrischen Bodenwassergehalten nachweisbar. Ein hoher volumetrischer Wassergehalt des Bodens verhindert dabei die Diffusion der Gase, wodurch die Emissionen gemindert werden können. Es ist möglich, dass sich dieser nur während langanhaltenden Perioden auf die Emissionen auswirkt. Kurzfristige Änderungen von 5% bis 10% der Volumenfeuchte stellen daher keine ausreichende Begründung für Veränderungen der CH_4 - und die tiefen N_2O -Emissionen dar (siehe Kapitel 6.1). Langfristige Unterschiede im volumetrischen Bodenwassergehalt können sich jedoch auf die Emissionen auswirken, wobei die höchsten CH_4 -Emissionen bei Volumenfeuchten zwischen 40% bis 78% auftreten (Abbildung 14). Dies ist kongruent mit den Ergebnissen von Toma et al. (2010), welche die höchsten CH_4 -Emissionen bei einem Bodenwassergehalt von 55% bis 78% feststellten. Höhere Volumenfeuchten wurden dabei nicht erfasst. Diese Feuchtigkeitsbedingungen gelten als optimal für die Dekomposition von organischem Bodenmaterial (Toma et al., 2010). Nur wenige Parzellen im vorliegenden Versuch erreichten volumetrische Wassergehalte des Bodens über 78%. Jene hohe Volumenfeuchten waren mit minimalen CH_4 -, sowie N_2O -Emissionen verbunden. Es ist daher möglich, dass eine CH_4 -, sowie eine N_2O -Emissionseinsparung bei Bodenwassergehalten zwischen 20% und 40% aber auch über 78% möglich ist. Der volumetrische Wasseranteil ist somit ein wesentlicher Faktor für die CH_4 -Emissionen. Dennoch ist er kein sensitiver Indikator für das Ausmass der Ausdehnung der Kapillarräume im Boden, welche massgeblich die Emissionsraten beeinflussen (Tiemeyer et al., 2016). Dies könnte die grosse Variabilität der Emissionen bei einem bestimmten Bodenwassergehalt erklären.

Parzellen ohne Mineralbodenüberschüttung wiesen einen höheren volumetrischen Wassergehalt des Bodens auf als Parzellen mit einer Mineralbodeneinheit. Da die Böden beider Reistreatments mit Wasser überflutet waren, ist anzunehmen, dass die Porenräume der Böden beider Treatments gleichermassen mit Wasser gesättigt sind. Der Unterschied in den jeweiligen volumetrischen Bodenwassergehalten muss dementsprechend auf unterschiedlich grosse Porenräume der Böden zurückzuführen sein. Organische Substanz enthält einen

höheren Anteil an Mikro- und Makroporen und kann somit eine höhere Wasserspeicherkapazität erreichen (Bot & Benites, 2005). Da RCF-Parzellen einen geringeren Gehalt an organischen Kohlenstoff (0.6%) als RPF-Parzellen aufweisen, erreichen erstere einen geringeren Wassergehalt des Bodens. Dies führte entsprechend dazu, dass RCF-behandelte Parzellen allgemein, insbesondere während den Drainagen, in einen idealen Wertebereich der Volumenfeuchte gefallen sind, welcher mit geringen Emissionen in Verbindung stand. Weitere Untersuchungen der Bodenporosität und des wassergefüllten Porenraums in den unterschiedlichen Böden der Treatments sind notwendig, um diese Ergebnisse zu bestätigen.

Die Bodentemperatur beeinflusst laut der Literatur die mikrobiologischen Reaktionsraten, wodurch mit höheren Temperaturen eine erhöhte Emissionsproduktion einhergeht (Conrad, 2002; Ouyang et al., 2023). Die stündlichen Temperaturwerte wiesen keine signifikante Korrelation mit den stündlichen Emissionsflüssen von N_2O und CH_4 auf. Dies stimmt mit den Beobachtungen des Versuchs der Agroscope im Jahr 2021 überein (Wüst-Galley et al., 2023). Daher war es auch nicht möglich die Temperatur als einen Proximalwert für eine entsprechende Interpolation der CH_4 - und N_2O -Emissionen zu verwenden. Es ist denkbar, dass der Effekt der Erwärmung aufgrund der zusätzlichen Abhängigkeit von der Bodenfeuchte nicht deutlich war. Insbesondere in Parzellen mit einem niedrigem durchschnittlichem Bodenwassergehalt waren die Auswirkungen der stündlichen Temperaturschwankungen auf die gleichzeitigen Flüsse weniger ausgeprägt. Die kumulierten saisonalen Emissionen zeigten hingegen eine Abhängigkeit der durchschnittlichen Temperatur während der gesamten Versuchsperiode. So korrelierte die Bodentemperatur leicht positiv mit den kumulativen CH_4 -Emissionen, und negativ mit den N_2O -Emissionen. In den Studien von Pärn et al. (2018), Leppelt et al. (2014) und Toma et al. (2010) zeigten sich ähnliche Resultate mit einer ebenso inkonsistenten Korrelation. Da die optimale CH_4 -Produktion bei $35^\circ C$ erfolgt und in diesem Experiment ein tieferes Temperaturoptimum des Bodens von $26^\circ C$ erreicht wurde, könnten sehr hohe Emissionen möglicherweise nicht generiert worden sein (Minamikawa et al., 2015). Auch ist es denkbar, dass keine Produktionsminderung bei tieferen Temperaturen stattfinden muss, sondern lediglich eine Verschiebung der methanogenen Reaktionspfade entsteht (Conrad, 2002). Somit sind auch bei anderen Temperaturbereichen hohe CH_4 -Produktionen erklärbar, indem beispielsweise bei tiefen Temperaturen CH_4 hauptsächlich aus Acetat anstelle aus Wasserstoff gebildet wird (Conrad, 2002). Die N_2O -Produktion erreicht hingegen ihr Maximum bereits bei $24^\circ C$ (Pärn et al., 2018). In diesem Experiment wurden über dieser Temperaturschwelle die höchsten 95% der N_2O -Emissionen verzeichnet. Tiefere Temperaturen waren jedoch ebenfalls mit hohen N_2O -Emissionen verbunden. Auch in den Grasparzellen wurden Höchstwerte von bis zu $0.7 \text{ mg } N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, aber auch tiefe Emissionsflüsse nahe Null bei $24^\circ C$ erreicht. Daher stellt die Bodentemperatur nicht den primären Einflussfaktor für die Emissionen dar. Die N_2O -Emissionen werden deutlich stärker von den Düngungen beeinflusst.

6.7. Redoxpotenzial

Der Verlauf der Redoxpotenziale entspricht den Erwartungen aus der Literatur (Wang et al., 2017). Bei Überschwemmungsbedingungen wurden die Redoxpotenziale verringert (Abbildung 17), wodurch die mikrobielle Abbaukette ausgelöst und die CH₄-Produktion gefördert wurde. Die Unterschiede zwischen den vier Replikaten derselben Behandlungen korrelieren mit den leicht variierenden Wasserständen zwischen den Reihen. Auch geringe Unterschiede in den vorhandenen Oxidationsmitteln Eisen, Mangan und Sulfat könnten zu leichten Differenzen in den Redoxpotenzialen und somit zu Unterschieden in den CH₄-Emissionen führen (Knox et al., 2015). Die Platzierung der Sonde kann ebenfalls einen geringfügigen Einfluss auf unterschiedliche Redoxpotenziale haben (Reiser et al., 2020).

Zu Beginn des Experiments waren die Reispazellen trocken, was vorwiegend positive Redoxpotenziale erwarten liess. Dies legt nahe, dass bereits zu Beginn der Messperiode alternative Elektronenakzeptoren im Boden verfügbar waren, die gemäss Wang et al. (2017) eine Schlüsselrolle für die spätere CH₄-/N₂O-Produktion und -Konsumation spielen. Die starken Potenzienschwankungen bis zur ersten Düngung können auf Manipulation der Sonden oder auf Niederschlagsereignisse zurückgeführt werden. Letztere beeinflussen die Potenziale nur, wenn die Parzellen nicht überflutet sind. Dieser Effekt konnte auch in den drainierten Grasparzellen beobachtet werden.

Zum Zeitpunkt der Auspflanzung und Flutung der Reispazellen zeigten die Redoxpotenziale eine schnelle Reaktion. Sie sanken abrupt in den negativen Wertebereich ab und wiesen dadurch auf anaerobe Bedingungen hin. Diese schnelle Reaktion kann nicht die verzögerte Zunahme der CH₄-Emissionen zu diesem Zeitpunkt erklären. Es liegt nahe, dass auch die Pflanzenphysiologie eine bedeutende Rolle spielt. Nicht zuletzt, da die zu diesem Zeitpunkt kleinen Setzlinge mit wenig ausgebildetem Aerenchym und Wurzelsystem trotz der anaeroben Bedingungen nur wenig CH₄ emittieren.

Kurzanhaltende Entwässerung für Düngungen führten lediglich zu einer geringen Zunahme der Redoxpotenziale. Diese führten zu kurzzeitigen Senkungen der CH₄-Emissionen. Daraus lässt sich schliessen, dass nur langanhaltende Drainagen, wie die MSD, effektiv für eine Senkung der CH₄-Emissionen sind. Erst durch das Herabsetzen des Wasserspiegels über mehrere Tage werden positive Redoxpotenziale von 200 bis 400mV erreicht. Dabei werden die meisten Methanogenen durch die Sauerstoffzufuhr destruiert. Dennoch wurde in den Resultaten nie ein absoluter Rückgang der CH₄-Emissionen auf den Nullwert verzeichnet. Eine Erklärung dafür sind die methanogenen Arten, welche auch in oxischen Bedingungen leben können und die Austrocknung nach der Drainage überleben. Ebenso werden viele Methanogene, durch die Sauerstoffzufuhr lediglich gehemmt und nicht abgetötet, wenn das Substrat Wasserstoff in einer ausreichenden Konzentration für die exergonische CH₄-Produktion vorhanden ist

(Knox et al., 2015). Die Dauer und Intensität der CH_4 -Hemmung hängt vor allem vom Verhältnis der verfügbaren organischen Substanz zu reduzierbarem zwei- und dreiwertigem Eisen ab (Conrad, 2002). Die genaue Schwelle für aerobe oder anaerobe Bedingungen hängt somit von verschiedenen Faktoren, einschliesslich den spezifischen Mikroorganismen in der Umgebung, den verfügbaren Elektronenakzeptoren und -donatoren, der Temperatur und des pH-Werts, ab. Daher ist es wichtig, das Redoxpotenzial im spezifischen Kontext zu interpretieren. Aus diesem Grund konnten in diesem Versuch CH_4 -Emissionen bereits bei Werten unter 300 mV nachgewiesen werden, und nicht erst bei dem in der Literatur angegebenen Grenzwert von -150 mV (Lagomarsino et al., 2016). Zukünftige Studien sollten diese genannten Faktoren daher gezielt in Betracht ziehen. Die Erfassung zusätzlicher Daten könnte auch dazu beitragen, die ausbleibende Erhöhung des Redoxpotenzials in Parzelle 8D während der MSD zu erklären. Dies ist von Bedeutung, da das Beibehalten der negativen Redoxpotenziale während der MSD in Parzelle 8D nicht zur angestrebten Reduktion der Emissionen führte. Da von einer effizienten Entwässerung in den Parzellen ausgegangen wird, müssen Daten der vorherig genannten Faktoren erhoben werden, um zu erklären, warum in Parzelle 8D negative Potenziale während der MSD beibehalten und keine Emissionsminderung erzielt wurde.

Durch die negative Korrelation der CH_4 -Emissionen und N_2O -Flüsse werden die unterschiedlichen Reaktionen der Mikroben ersichtlich. So kam es zur verstärkten CH_4 -Produktion insbesondere bei tiefen Redoxpotenzialen unter 300 mV, aber vor allem unter -150 mV, da diese anaeroben Bedingungen ideal für den Metabolismus methanogener Bakterien sind. Zeitgleich wird unter diesen Bedingungen die Denitrifikation dominant, sodass NO und N_2O zu N_2 reduziert werden, was zu geringen N_2O -Flüssen führt. Die wenigen positiven N_2O -Emissionen, die unter dem Grenzwert von 300mV dieses Versuches entstanden sind, waren dabei stets mit Düngungen verbunden. Vor allem die Stickstoffzufuhr, aber auch die kurzzeitige Drainage und somit geringe Anhebung der Redoxpotenziale führte zu den erhöhten N_2O -Emissionen unter 300 mV. Bei hohen Redoxpotenzialen über 300 mV werden mikrobische Prozesse im Boden dominant, welche die N_2O -Produktion fördern und die CH_4 -Emission vermindern.

Zusammenfassend zeigen die Resultate, dass die Fluktuation der Redoxpotenziale zwischen überstauten und drainierten Perioden ein wichtiger Faktor für N_2O - und CH_4 -Emissionen aus Reisfeldern darstellt. Diese Erkenntnis deckt sich mit der Studie von Wang et al. (2017).

6.8. Ebullition

Eine mögliche Erklärung für die verstärkte Ebullition in den RCF-behandelten Parzellen könnte in der erhöhten Porosität der Mineralschicht liegen. Dadurch könnten sich grössere Gasblasen in den Porenbereichen bilden und anschliessend entweichen. Es besteht jedoch auch die Möglichkeit, dass die Atmosphärentemperatur einen entscheidenden Einfluss auf die Häufigkeit von ebullitionsbedingten Emissionen hat. Um dies zu überprüfen, sollten in zukünftigen Versuchen sowohl RCF- als auch RPF-behandelte Parzellen jeweils bei identischen Aussentemperaturen gemessen werden.

6.9. Algendokumentation

Die Algen stellen kein Artefakt des Versuchsaufbaus dieser Masterarbeit dar, sondern wurden bereits häufig in der Schweizer Reisbewirtschaftung dokumentiert (Thea Bulas, Persönliche Kommunikation, 1.12.2023). Das Algenwachstum in den Reisparrzellen wurde bislang nicht auf deren Auswirkung auf den Ertrag untersucht. Im Versuch dieser Masterarbeit wurde dazu keine signifikante Auswirkung der Dauer und des Bedeckungsgrades der Algenbestände auf die Ernteerträge festgestellt. Es wurde jedoch eine Korrelation zwischen dem Auftreten einer Algenblüte vor dem Bestockungsstadium und niedrigeren Erträgen festgestellt. Obschon die Algen dabei nicht physisch auf das Reisswachstum einwirken, besteht die Möglichkeit, dass Algendecken die Lichteinflüsse und Wassertemperatur und somit indirekt das Pflanzenwachstum beeinflussen (Thea Bulas, Persönliche Kommunikation, 1.12.2023). Um eine Empfehlung für eine Algenbekämpfung im Juni abgeben zu können, sind weiterführende Experimente erforderlich, die gezielt die Zugabe unterschiedlicher Algenarten untersuchen. Ferner lässt sich bereits festhalten, dass diese allfällige Algenbekämpfung nicht mittels einer Mineralbodenüberschüttung erzielt werden kann.

Die in den Messparzellen beschriebene Algenart filamentous green Algae der Gattung *Oedogonium* fixiert keinen Stickstoff und betreibt Fotosynthese (Dr. Irene Gallego, Persönliche Kommunikation, 10.07.2023). Es ist daher anzunehmen, dass diese Art keinen Einfluss auf die CH_4 - und die N_2O -Emissionen genommen hat. Das Algenwachstum und auch das Algensterben konnte als wesentlicher Faktor für CH_4 -Emissionen ausgeschlossen werden. Im Gegenteil können Grünalgen möglicherweise die CH_4 -Emissionen reduzieren. Dies, indem sie die Redoxpotenziale des Wassers eventuell erhöhen können, da sie tagsüber die Sauerstoffkonzentration im Wasser durch Fotosynthese erhöhen (Dell'Aglio, 2017). Die beobachtete Relation zwischen erhöhten N_2O -Emissionen und vermehrtem Algenwachstum lässt sich durch den kausalen Zusammenhang der vorangehenden Düngungen erklären. Diese begünstigen sowohl das Algenwachstum als auch die N_2O -Emissionen. Je nach Algenart können sich unterschiedliche Auswirkungen auf die vorhandenen Nährstoffe, sowie die Emissionen ergeben.

Obschon in diesem Experiment eine Fotosynthese betreibende Algenart im Juni identifiziert wurde, besteht aufgrund der Korrelation mit den N₂O-Emissionen ebenfalls die Möglichkeit, dass zu einem späteren Zeitpunkt stickstofffixierende Algen aufgetreten sind.

Beide Reisbehandlungen waren gleichermassen von Algen betroffen. Daher ist es trotz möglicher Einflüsse durch Algen möglich, die Auswirkungen der Mineralbodenüberschüttung auf die Emissionen zu beurteilen.

6.10. Wurzelstöcke

Entgegen der Literatur wurde keine signifikante Korrelation zwischen der Anzahl eingearbeiteter Wurzelstöcke und den CH₄-Emissionen festgestellt. Es war zu erwarten, dass die CH₄-Emissionen aus den Reisparzellen zunehmen, wenn nach der Ernte mehr Reisstroh in den Boden eingebracht wird. Grund dafür ist der gesteigerte Anteil der labilen organischen Kohlenstoffsubstrate für die Methanogenese (Hatala et al., 2012). Dafür zeigten sich in diesem Experiment keine Anhaltspunkte. Die Menge der Kohlenstoffverbindungen im Torf ist wesentlich grösser als die Kohlenstoffbeiträge durch die Wurzelbälle. Daher ist es möglich, dass die Effekte der eingearbeiteten Wurzelstöcke auf die CH₄-Emissionen verhältnismässig zu gering waren und somit keine merklichen Auswirkungen auf die Emissionen hatten.

Oberirdische Wurzelstöcke sind somit keine notwendige Bedingung für hohe CH₄-Emissionen (Abbildung 20). Daher wird empfohlen, Wurzelstöcke während der Trockensaison im Herbst in den Boden einzuarbeiten, wodurch diese genügend Zeit haben aerobisch abgebaut zu werden. Eine nachträgliche Einarbeitung von aufschwimmenden Wurzelstöcken wird hingegen als nicht notwendig erachtet.

7. Synthese

In dieser Masterarbeit wurden die CH₄- und N₂O-Emissionen von überstauten Nassreisparzellen und entwässerten Grasflächen auf organischem Boden in der gemässigten Klimazone analysiert. Die CH₄- und N₂O-Emissionen der Grasparzellen entsprechen den jährlichen Emissionen aus einer vorgängigen Studie über entwässerte organische Böden in Deutschland (Tiemeyer et al., 2020). Diese Ergebnisse, zusammen mit ähnlichen Befunden aus dem Reisanbau, unterstreichen, dass das Mesokosmos-Experiment für den Vergleich von Treibhausgasemissionen zwischen den verschiedenen Behandlungen geeignet ist.

In der Reisbehandlung betragen die kombinierten N₂O- und CH₄-Emissionen über den Messzeitraum von 162 Tagen 0.157 kg CO₂-eq./m²/162d (RPF) und 0.121 kg CO₂-eq./m²/162d (RCF). Für die GPD-Behandlung lag das GWP bei 0.127 kg CO₂-eq./m²/162d. Das kombinierte GWP aus den CH₄- und N₂O-Emissionen unterscheidet sich dabei nicht signifikant zwischen der Reis- und der Grasbewirtschaftung. Hypothese H.iv (Kapitel 3) muss somit abgelehnt werden.

Die Forschungsfrage, ob der Nassreisanbau bezüglich N₂O- und CH₄-Emissionen auf organischen Böden der Schweiz ein geringeres GWP im Vergleich zum herkömmlichen Anbau von Gras aufweist, lässt sich verneinen. Dennoch bedeutet dies nicht, dass die Gesamtbilanz der Treibhausgasemissionen des Nassreisanbaus gleich jener des Grasanbaus ist. Die CO₂-Emissionen werden für die jeweiligen Treibhausgasbilanzen entscheidend. Die Literatur deutet darauf hin, dass nicht berücksichtigte CO₂-Emissionen bei drainierten organischen Böden höher ausfallen können als bei der Nassreisbewirtschaftung (Tiemeyer et al., 2020). Dies bedeutet, dass der Nassreisanbau im Gegensatz zum konventionellen, tief drainierten Grasanbau auf den organischen Böden das Potenzial hat, die Klimaerwärmung durch die landwirtschaftliche Nutzung zu verringern.

Das GWP von Gras wurde hauptsächlich von den N₂O-Hintergrundemissionen bestimmt, während das GWP der Reisbewirtschaftung vor allem von den CH₄-Emissionen abhängig war. Diese werden dabei nicht durch eine Mineralbodenüberschüttung erhöht, wie in Hypothese H.ii postuliert wurde. Die Hypothese kann somit verworfen werden. Die Mineralbodenüberschüttung stellt im Gegenteil gerade bei Veränderungen des Wasserstandes ein wesentlicher Faktor zur Emissionsreduktion dar. Während der MSD wurden somit die CH₄-Emissionen in RCF-behandelten Parzellen stärker unterdrückt und kurzfristige Emissionsspitzen bei weiteren Drainagen, wie vor der Ernte, fielen geringer aus. Ebenso fielen dünginduzierte N₂O-Spitzen für sämtliche RCF-behandelte Parzellen geringer aus. Somit kann die Hypothese H.i, die besagt, dass der Reisanbau mit einer Mineralbodenüberschüttung geringere N₂O-Emissionen verursacht, nicht gänzlich verworfen werden. Die stündlichen CH₄- und N₂O-Emissionsflüsse der RCF-Behandlung deuten darauf hin, dass diese Bewirtschaftungsart als potenzielle Option

zur Treibhausgasreduktion weiterverfolgt werden sollte. Dies sollte jedoch im Kontext weiterer Umweltvariablen erfolgen. Das Wassermanagement und andere Faktoren, die im folgenden Abschnitt näher erläutert werden, sind entscheidend um die emissionsmindernde Wirkung einer Mineralbodenüberschüttung zu beurteilen.

Es wurde gezeigt, dass überstaute Wasserstände die kumulativen N_2O -Emissionen mindern und der Wasserstand der primäre Treiber der Emissionen ist. Dennoch sollte bei überstauten Wasserständen der volumetrische Bodenwassergehalt zusätzlich kontrolliert werden. Dieser sollte nicht zu hoch sein, da bei einer Volumenfeuchte von über 40% höhere CH_4 -Emissionen erzeugt werden. Der volumetrische Wassergehalt ist dabei nicht nur abhängig vom Grad der Überstauung, sondern auch von der Bodenstruktur. RPF-behandelte Parzellen erreichten dadurch einen höheren Bodenwassergehalt als RCF-Parzellen und lagen vermehrt im gewünschten Bereich eines intermediären volumetrischen Wassergehaltes, selbst wenn Veränderungen des Wasserstandes vorgenommen wurden.

Eine erhöhte Bodentemperatur und das Vorhandensein oberirdischer Wurzelstöcke sind sekundäre Einflussfaktoren für höhere CH_4 -Emissionen. Das Experiment zeigte, dass das Ausmass der CH_4 -Emissionen nicht allein durch die Mineralbodenüberschüttung, Bodenfeuchte oder -temperatur erklärt werden kann. Eine Kombination dieser und weiterer Umweltfaktoren (wie Nitrat-Gehalt, organischer Kohlenstoff/ Stickstoff im Boden, Boden pH-Wert etc.) können zu höheren Korrelationen führen. Für die N_2O -Emissionen wurde hingegen primär ein positiver Zusammenhang mit Düngungen, sowie tiefen Wasserständen festgestellt. Diese Faktoren überlagern dabei die emissionsmindernde Wirkung der Mineralbodenüberschüttung.

Da mit der mineralischen Überschüttung keine Ernteeinbussen einhergehen, kann die Hypothese H.iii angenommen werden. Unter zusätzlicher Kontrolle und Regulation des volumetrischen Bodenwassergehaltes, kann sich somit die RCF-Behandlung als Praxis für die Landwirtschaft bewähren. Ein systematischer Feldbetrieb, der die Vorzüge verschiedener, individueller Bewirtschaftungspraktiken wie die Überstauung der Felder, einer MSD im Spätsommer, einem regulierten Bodenwassergehalt von über 40% Volumenanteil mit einer Mineralbodenüberschüttung vereint, könnte zukünftig eine umweltfreundliche Bewirtschaftung der degradierten Moorböden in der Schweiz ermöglichen. Diese Form der Wiedervernässung wird ein effektives Werkzeug darstellen, um den Klimawandel zu verlangsamen, indem die Kohlenstoffspeicherung von Moorböden wiederhergestellt wird und die unerwünschten Effekte der Drainage eingestellt werden.

8. Ausblick

8.1. Empfohlene Managementstrategien zur Emissionsreduktion im Nassreisanbau

Um die N_2O - und CH_4 -Emissionen des Nassreisanbaus auf organischen Böden minim zu halten, wird eine Anpassung der Entwässerungsraten empfohlen, um Emissionsspitzen vor der Ernte und zu Beginn der MSD zu reduzieren. Dies könnte durch langsames Ablassen des Wassers über mehrere Tage erfolgen. Periodisches Trockenlegen und Überfluten der Reisparzellen, ähnlich wie durch die MSD, könnte dabei eine weitere Methode darstellen, um CH_4 -Emissionen weiter zu reduzieren, ohne die N_2O -Emissionen stark zu beeinflussen. Durch optimale Bewässerungsstrategien, abhängig von der Pflanzenphysiologie während unterschiedlicher Wachstumsphasen, könnten Nass-Trocken-Zyklen besser gesteuert werden, um die N_2O -Emissionen zu verringern.

Zusätzlich sollte das Düngemanagement angepasst werden. Durch Optimierung der Ausbringungsmenge und des Zeitpunktes der Düngung, basierend auf den Pflanzenbedürfnissen, können weitere Emissionen reduziert werden. Dabei sollen auch Nitrifikationshemmer, Langzeitdünger oder andere geeignete Düngequellen getestet werden. Diese können CH_4 - und N_2O -Emissionen durch Hemmung der Nitrifikation und indirekte Reduzierung der Nitrat-Verfügbarkeit für die Denitrifikation verringern (Zhao et al., 2019). Es ist wichtig die beiden Variablen Grundwasserspiegel und Düngung zu trennen. Da die Wasserspiegel für die Düngung abgesenkt wurden, kann der isolierte Einfluss der Düngung auf die Emissionen nicht herausgerechnet werden. Daher sollten Düngungen ohne Änderungen des Wasserspiegels erfolgen.

8.2. Forschungsperspektiven

Für die Zukunft wird eine Fusion der gefundenen Ergebnisse mit den laufenden CO_2 -Messungen für die fortführende Forschung über die Treibhausgasemissionen von Nassreis vorgeschlagen. Zusätzlich wird die Untersuchung der folgenden weiteren Managementpraktiken organischer Böden empfohlen.

Der volumetrische Wassergehalt im Boden ist ein entscheidender Einflussfaktor auf die Emissionen. In dieser Arbeit lagen die meisten volumetrischen Bodenwassergehalte unter 78%, weshalb weiterführende Forschungen höhere Wassergehalte des Bodens auf ihre Emissionsauswirkungen untersuchen sollten. Durch eine detaillierte Analyse könnte dabei ein Zielbereich für geringe Emissionen definiert werden. Dabei wird empfohlen, einen überstauten Wasserstand beizubehalten und den volumetrischen Bodenwassergehalt durch andere Massnahmen, abhängig von der Bodenstruktur, zu regulieren. Durch das gezielte Mischen oder Überschütten von Böden unterschiedlicher Porosität könnten spezifische Bodenwassergehalte während der Überstauung erreicht werden. Porenanalysen sollen Aufschluss über die

Abhängigkeit des Bodenwassergehalts geben. Eine Analyse der Ausdehnung der Kapillarräume im Boden ist notwendig, da Bodendichte und der Anteil grosser Poren die Dekomposition von organischem Material weiter reduzieren und den CH_4 -Durchfluss blockieren können (Zhao et al., 2019).

Um die Balance zwischen Ertragssteigerung und Emissionsminderung beim Reisanbau auf organischen Böden zu optimieren, sollten gezüchtete Reissorten mit weniger entwickeltem Aerenchymssystem auf ihre Emissionen getestet werden. Die Reisart könnte nicht nur den Ertrag, sondern auch die Effizienz des Emissionstransports und die CH_4 -Produktion beeinflussen. Letztere könnte durch die Wurzeln bestimmt werden, indem diese das Redoxpotenzial des Bodens beeinflussen (Zhao et al., 2019). Alternativ können die Emissionen anderer Pflanzenarten auf organischen Böden, wie Blaubeeren oder Cranberries untersucht werden. Diese können ebenfalls unter feuchten Bedingungen wachsen und potenziell Torf bilden. Durch ihre Pflanzenphysiologie ohne Aerenchym wäre ein reduzierter CH_4 -Transport aus den organischen Böden in die Atmosphäre denkbar.

Die Zugabe von Sulfat sollte ebenfalls untersucht werden, da sulfatreduzierende Bakterien mit den Methanogenen um Substrate konkurrieren, was zu einer Verringerung der CH_4 -Produktion führen kann (Epule et al., 2011). Der Einfluss dieser Umweltvariablen, wie Sulfatkonzentration, der Anteil gelöster organischer Substanzen im Boden, pH-Wert, Bodensalinität und Eisengehalt könnte zusätzliche Einblicke in die Interaktionen des CH_4 - und N_2O -Stoffwechsels geben (siehe Kapitel 6.1 und 2.3). Es sollte überprüft werden, ob das Ausbringen bestimmter Sulfat-reduzierender Bakterien im Feld Methanogene verdrängt und inwiefern dies die Umwandlung von Ammonium zu N_2O begünstigt. Die Analyse der Eisen-Konzentration im Boden könnte weitere Aufschlüsse über die N_2O -Emissionen geben. Höhere Eisen-Konzentrationen könnten einerseits die biologische Oxidation von Ammonium erhöhen, die N_2O durch Nitrifikation erzeugt. Andererseits könnten höhere Konzentrationen an dreiwertigem Eisen zu einem Anstieg der Konzentration des zweiwertigen Eisens führen, was wiederum die Reduktion von Nitrit zu N_2O fördern würde (Wang et al., 2017). In diesem Zusammenhang könnte auch der Einsatz von Elektronenakzeptoren wie zweiwertigem Eisen, Sulfat oder Nitrat in Betracht gezogen werden.

In Zukunft empfiehlt sich auch eine Untersuchung der Anwendung von Biokohle, einem kohlenstoffreichen Material, das durch die Pyrolyse von Rest-Biomasse unter anoxischen Bedingungen und hohen Temperaturen hergestellt wird (Zhao et al., 2019). Die hochporöse Struktur der Biokohle macht sie zu einem idealen Bodenzusatz für die Kohlenstoffsequestrierung, was zu einer Verringerung der N_2O -Emissionen führen könnte (Zhao et al., 2019). Die Integration von Mykorrhiza-Pilzen wird ebenfalls als potenzielle Massnahme diskutiert, da sie die Nährstoffaufnahme fördern, zu höheren Erträgen führen und die Umwandlung von

atmosphärischem CO₂ in Assimilate sowie die Kohlenstoffsequestrierung unterstützen können (Zhao et al., 2019).

Die Erkenntnisse zu den Wechselwirkungen zwischen verschiedenen Feldbewirtschaftungspraktiken, Boden- und Klimabedingungen sowie Emissionen sollten durch mehrjährige Studien vertieft werden. Nur über einen längeren Forschungszeitraum können die Kohlenstoffbindungsraten im Boden präzise bestimmt, die verzögerten Auswirkungen von Landnutzungsänderungen erfasst und die zwischenjährliche Variabilität von langfristigen Trends unterschieden werden. Das Ziel sollte darin bestehen, das Potenzial von Veränderungen in den Feldbewirtschaftungspraktiken zur Minderung des Klimawandels zu erkennen, während gleichzeitig die Nahrungsmittelversorgung aufrechterhalten wird. Als zentrales methodisches Konzept für weiterführende Forschungen wird daher die Win-Win-Nachhaltigkeit empfohlen, welche ein Szenario beschreibt, in dem Entwicklung und Umweltschutz Hand in Hand gehen.

9. Literaturverzeichnis

- Amelung, W., Blume, H. P., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretzschmar, R. & Wilke, B. M. (2018). Scheffer/Schachtschabel Lehrbuch der Bodenkunde (17.Aufl.). Springer-Verlag.
- Balaine, N., Carrijo, D. R., Adviento-Borbe, M. A. & Linqvist, B. (2019). Greenhouse Gases from Irrigated Rice Systems under Varying Severity of Alternate-Wetting and Drying Irrigation. *Soil Science Society of America Journal*, 83(5), 1533–1541. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2019.04.0113>
- Bot, A. & Benites, J. (2005). The importance of soil organic matter: Key to drought-resistant soil and sustained food production. *FAO Soils Bulletin* 80, 38-42.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU) (2021). Kenngrößen zur Entwicklung der Treibhausgasemissionen in der Schweiz 1990–2019. Abteilung Klima. 32-33. Abgerufen am 2.5.2023 von <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/klima/zustand/daten/treibhausgasinventar.html>
- Carlson, K. M., Gerber, J. S., Mueller, N. D., Herrero, M., MacDonald, G. K., Brauman, K. A., Havlik, P., O’Connell, C. S., Johnson, J. A., Saatchi, S. & West, P. C. (2017). Greenhouse gas emissions intensity of global croplands. *Nature Climate Change* 7, 63–68. <https://doi.org/10.1038/nclimate3158>
- Clymo, R. S. (1982). The limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Biological Sciences*, 303(1117), 605-654.
- Conrad, R. (2002). Control of microbial methane production in wetland rice fields. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 64(1–2), 59–69. <https://doi.org/10.1023/A:1021178713988>
- Dell’Aglio, E., Cosentino, F. & Campanella, L. (2017). Use of algae *Scenedesmus* as bioindicators of water pollution from active ingredients. *Journal of Analytical & Pharmaceutical Research*, 6(5), 189-201. <https://doi.org/10.15406/japlr.2017.06.00189>
- Denier Van Der Gon, H. A. C., Van Breemen, N., Neue, H. U., Lantin, R. S., Aduna, J. B., Alberto, M. C. R. & Wassmann, R. (1996). Release of entrapped methane from wetland rice fields upon soil drying. *Global Biogeochemical Cycles*, 10(1), 1–7. <https://doi.org/10.1029/95GB03460>
- Epule, E. T., Peng, C. & Mafany, N. M. (2011). Methane emissions from paddy rice fields: strategies towards achieving a win-win sustainability scenario between rice production and methane emission reduction. *Journal of Sustainable Development*, 4(6), 188. <https://doi.org/10.5539/jsd.v4n6p188>
- Fabian, Y., Jacot, K. & Brönnimann, V. (2022). Ökologischer Nassreis: Anbauerfahrungen nördlich der Alpen 2021. *Agroscope*, Zürich. Abgerufen am 20.3.2023 von <https://ira.agroscope.ch/en-US/publication/50644>
- Freeman, C., Evans, C. D., Monteith, D. T., Reynolds, B. & Fenner, N. (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 412(6849), 785-785. <https://doi.org/10.1038/35090628>
- Freeman, C., Ostle, N. J., Fenner, N. & Kang, H. (2004). A regulatory role for phenol oxidase during decomposition in peatlands. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10), 1663-1667. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.012>
- Freeman, B. W. J., Evans, C. D., Musarika, S., Morrison, R., Newman, T. R., Page, S. E., Wiggs, G. F. S., Bell, N. G. A., Styles, D., Wen, Y., Chadwick, D. R. & Jones, D. L. (2022). Responsible agriculture must adapt to the wetland character of mid-latitude peatlands. *Global Change Biology*, 28(12), 3795–3811. <https://doi.org/10.1111/gcb.16152>
- Frolking, S., Talbot, J., Jones, M. C., Treat, C. C., Kauffman, J. B., Tuittila, E. S. & Roulet, N. (2011). Peatlands in the Earth’s 21st century climate system. *Environmental Reviews*, 19(1), 371–396. <https://doi.org/10.1139/A11-014>

- Fuss, R., Hueppi, R. & Pedersen, A. R. (2020). Greenhouse gas flux calculation from chamber measurements: Package for R, Version 0.4-2. Abgerufen am 20.4.2023 von <https://cran.r-project.org/web/packages/gasfluxes/gasfluxes.pdf>
- Gramlich, A., Fabian, Y. & Jacot, K. (2021). Faktenblatt Reisanbau– Ökologischer Nassreis-Anbau auf vernässenden Ackerflächen in der Schweiz. Agridea, Lindau. Abgerufen am 20.3.2023 auf [https://agridea.abacuscity.ch/de/A~3804~1/3~410100~Shop/Publicationen/Pflanzenbau-Umwelt-Natur-Landschaft/Ackerbau/Grundlagen der Düngung \(GRUD\) \(2017\). Düngung von Ackerkulturen Agrarforschung Schweiz 8 \(6\), Spezialpublikation, 8/21-9/9. \[Sinaj S., Charles R., Baux A., Dupuis, B., Hiltbrunner J., Levy L., Pellet D., Blanchet G. & Jeangros B\].](https://agridea.abacuscity.ch/de/A~3804~1/3~410100~Shop/Publicationen/Pflanzenbau-Umwelt-Natur-Landschaft/Ackerbau/Grundlagen%20der%20Düngung%20(GRUD)%20(2017).%20Düngung%20von%20Ackerkulturen%20Agrarforschung%20Schweiz%208%20(6),%20Spezialpublikation,%208/21-9/9.%20[Sinaj%20S.,%20Charles%20R.,%20Baux%20A.,%20Dupuis,%20B.,%20Hiltbrunner%20J.,%20Levy%20L.,%20Pellet%20D.,%20Blanchet%20G.%20&%20Jeangros%20B].)
- Han, G. H., Yoshikoshi, H., Nagai, H., Yamada, T., Saito, M., Miyata, A. & Harazono, Y. (2005). Concentration and carbon isotope profiles of CH₄ in paddy rice canopy: Isotopic evidence for changes in CH₄ emission pathways upon drainage. *Chemical Geology*, 218(1–2), 25–40. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMGEO.2005.01.024>
- Hatala, J. A., Detto, M., Sonnentag, O., Deverel, S. J., Verfaillie, J. & Baldocchi, D. D. (2012). Greenhouse gas (CO₂, CH₄, H₂O) fluxes from drained and flooded agricultural peatlands in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Ecosystems and Environment*, 150, 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.009>
- Heller, S. (2021). Wet rice on organic soils – CH₄ & N₂O fluxes depending on water regime And soil composition. (unveröffentlichte Masterarbeit, Umweltwissenschaften). ETH Zürich, Zürich.
- Hu, J., Vanzomeren, C. M., Inglett, K. S., Wright, A. L., Clark, M. W. & Reddy, K. R. (2017). Greenhouse Gas Emissions Under Different Drainage and Flooding Regimes of Cultivated Peatlands. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(11), 3047–3062. <https://doi.org/10.1002/2017JG004010>
- Hüppi, R., Felber, R., Krauss, M., Six, J., Leifeld, J. & Fuss, R. (2018). Restricting the nonlinearity parameter in soil greenhouse gas flux calculation for more reliable flux estimates. *PLOS ONE*, 13(7), 1–17. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0200876>
- Hussain, S., Peng, S., Fahad, S., Khaliq, A., Huang, J., Cui, K. & Nie, L. (2015). Rice management interventions to mitigate greenhouse gas emissions: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(5), 3342–3360. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3760-4>
- International Panel on Climate Change (IPCC) (2013). Supplement to the 2006 IPCC Guide lines for National Greenhouse Gas Inventories: Kapitel 2 Wetlands Switzerland [Hirai-shi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. & Troxler, T.G. (Eds.)]. IPCC, 354.
- International Panel on Climate Change (IPCC) (2021). Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu & B. Zhou (Eds.)]. Cambridge University Press. In Press.
- World Reference Base for Soil Resources IUSS Working Group (WRB) (2015). International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. *World Soil Resources Reports* FAO, 106.
- Jacot, K., Churko, G., Burri, M. & Walter, T. (2018). Reisanbau im Mittelland auf temporär gefluteter Fläche möglich. Ein ökonomisch und ökologisch interessantes Nischenprodukt. *Agroscope Transfer*, 238, 1–8. Abgerufen am 20.3.2023 von <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/39070>
- Kajiura, M., Minamikawa, K., Tokida, T., Shirato, Y. & Wagai, R. (2018). Methane and nitrous oxide emissions from paddy fields in Japan: An assessment of controlling factor using an intensive regional data set. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 252, 51–60. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.09.035>

- Knox, S. H., Sturtevant, C., Matthes, J. H., Koteen, L., Verfaillie, J. & Baldocchi, D. (2015). Agricultural peatland restoration: Effects of land-use change on greenhouse gas (CO₂ and CH₄) fluxes in the Sacramento-San Joaquin Delta. *Global Change Biology*, 21(2), 750–765. <https://doi.org/10.1111/GCB.12745>
- Lagomarsino, A., Agnelli, A. E., Linqvist, B., Adviento-Borbe, M. A., Agnelli, A., Gavina, G., Ravaglia, S. & Ferrara, R. M. (2016). Alternate Wetting and Drying of Rice Reduced CH₄ Emissions but Triggered N₂O Peaks in a Clayey Soil of Central Italy. *Pedosphere*, 26(4), 533–548. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60063-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60063-7)
- Lammirato, C., Lebender, U., Tierling, J. & Lammel, J. (2018). Analysis of uncertainty for N₂O fluxes measured with the closed-chamber method under field conditions: Calculation method, detection limit, and spatial variability. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 181(1), 78-89. <https://doi.org/10.1002/jpln.201600499>
- Leifeld, J., Bretscher, D. & Vogel, D. (2019). Treibhausgasemissionen entwässerter Böden. *Agroscope Science*, 74, 1–27. Abgerufen am 18.4.2023 von <https://link.ira.agroscope.ch/de-CH/publication/40969>
- Linqvist, B. A., Van Groenigen, K. J., Adviento-Borbe, M. A., Pittelkow, C., van Kessel, C. (2012). An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. *Global Change Biology*, 18(1), 194–209. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02502.x>
- Linqvist, B. A., Anders, M. M., Adviento-Borbe, M. A. A., Chaney, R. L., Nalley, L. L., da Rosa, E. F. F. & van Kessel, C. (2015). Reducing greenhouse gas emissions, water use, and grain arsenic levels in rice systems. *Global Change Biology*, 21(1), 407–417. <https://doi.org/10.1111/GCB.12701>
- Meijide, A., Gruening, C., Goded, I., Seufert, G. & Cescatti, A. (2017). Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agriculture, ecosystems & environment*, 238, 168-178. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.017>
- Meteoschweiz (2023). Automatic measuring station of the national monitoring network SwissMetNet. Station Zürich / Affoltern. Abgerufen am 10.10.2023 von <https://www.meteoschweiz.admin.ch/>
- METER (2023). Advanced soil moisture and temperature sensing. TEROs 11. Abgerufen am 20.11.2023 von <https://www.metergroup.com/environment/products/teros-12/>
- Minamikawa, K., Tokida, T., Sudo, S., Padre, A. & Yagi, K. (2015) Guidelines for measuring CH₄ and N₂O emissions from rice paddies by a manually operated closed chamber method. *National Institute for Agro-Environmental Sciences*, 76.
- Morris, J., Ye, R., Silva, L. C. R. & Horwath, W. R. (2017). Nitrogen Fertilization Had No Effect on CH₄ and N₂O Emissions in Rice Planted in Rewetted Peatlands. *Soil Science Society of America Journal*, 81(1), 224–232. <https://doi.org/10.2136/SSSAJ2016.06.0182>
- Ouyang, Z., Jackson, R. B., McNicol, G., Fluet-Chouinard, E., Runkle, B. R. K., Papale, D., Knox, S. H., Cooley, S., Delwiche, K. B., Feron, S., Irvin, J. A., Malhotra, A., Muddasir, M., Sabbatini, S., Alberto, M. C. R., Cescatti, A., Chen, C. L., Dong, J., Fong, B. N. & Zhang, Y. (2023). Paddy rice methane emissions across Monsoon Asia. *Remote Sensing of Environment*, 284, 113335. <https://doi.org/10.1016/J.RSE.2022.113335>
- Parish, F., Sirin, A., Charman, D., Joosten, H., Minayeva, T., Silvius, M. & Stringer, L. (2008) Assessment on peatlands, biodiversity and climate change: Main report. *Global Environment Centre, Kuala Lumpur, Malaysia / Wetlands International, Wageningen, The Netherlands*. 179.
- Pärn, J., Verhoeven, J. T. A., Butterbach-Bahl, K., Dise, N. B., Ullah, S., Aasa, A., Egorov, S., Espenberg, M., Järveoja, J., Jauhiainen, J., Kasak, K., Klemedtsson, L., Kull, A., Laggoun-Défarge, F., Lapshina, E. D., Lohila, A., Lõhmus, K., Maddison, M., Mitsch, W. J. & Mander, Ü. (2018). Nitrogen-rich organic soils under warm well-drained conditions are global nitrous oxide emission hotspots. *Nature Communications* 2018, 9(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03540-1>

- Paul, S. & Leifeld, J. (2023). Management of organic soils to reduce soil organic carbon losses. *Burleigh Dodds Series in Agricultural Science*, 617–680. <https://doi.org/10.19103/AS.2022.0106.20>
- Picarro (2021). Technology, Cavity Ring-Down Spectroscopy (CRDS). Aufgerufen am 8.8.2023 von <https://www.picarro.com/company/technology>
- Reiser, R., Stadelmann, V., Weisskopf, P., Gram, L. & Keller, T. (2020). System for quasi-continuous simultaneous measurement of oxygen diffusion rate and redox potential in soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 183(3), 316–326. <https://doi.org/10.1002/JPLN.201900518>
- Saunio, M., Stavert, A. R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J. G., Jackson, R. B., Raymond, P. A., Dlugokencky, E. J., Houweling, S., Patra, P. K., Ciais, P., Arora, V. K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D. R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K. M., Noce, S. & Zhuang, Q. (2020). The Global Methane Budget 2000–2017. *Earth System Science Data*, 12(9), 1561–1623. <https://doi.org/10.5194/essd-12-1561-2020>
- Smith, C., Nicholls, Z. R., Armour, K., Collins, W., Forster, P., Meinshausen, M., Palmer, D. & Watanabe, M. (2021). The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks, and Climate Sensitivity Supplementary Material. In *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S.L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M.I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T.K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu, and B. Zhou (Eds.)]. *Climate change, 1850-2005*.
- Statistical Consulting UZH (2023). Methodenberatung mathematische Fakultät Universität Zürich. Abgerufen am 25.10.2023 von www.math.uzh.ch
- Syngenta Agro AG (2023). Wuxal Flüssigdünger. Abgerufen am 20.11.2023 von www.syngenta.ch
- Täumer, J., Marhan, S., Gross, V., Jensen, C., Kuss, A. W., Kolb, S. & Urich, T. (2022). Linking transcriptional dynamics of CH₄-cycling grassland soil microbiomes to seasonal gas fluxes. *The ISME Journal*, 16(7), 1788–1797. <https://doi.org/10.1038/s41396-022-01229-4>
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K. & Zeitz, J. (2016). High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology*, 22(12), 4134–4149. <https://doi.org/10.1111/GCB.13303>
- Tiemeyer, B., Freibauer, A., Borraz, E. A., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A. & Drösler, M. (2020). A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2019.105838>
- Tirol-Padre, A., Minamikawa, K., Tokida, T., Wassmann, R. & Yagi, K. (2018). Site-specific feasibility of alternate wetting and drying as a greenhouse gas mitigation option in irrigated rice fields in Southeast Asia: a synthesis. *Soil Science and Plant Nutrition*, 64(1), 2–13. <https://doi.org/10.1080/00380768.2017.1409602>
- Toma, Y., Kimura, S. D., Yamada, H., Hirose, Y., Fujiwara, K., Kusa, K. & Hatano, R. (2010). Effects of environmental factors on temporal variation in annual carbon dioxide and nitrous oxide emissions from an unfertilized bare field on Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. *Soil Science & Plant Nutrition*, 56(4), 663–675. <https://doi.org/10.1111/J.1747-0765.2010.00486.X>
- Wang, J., Akiyama, H., Yagi, K. & Yan, X. (2018). Controlling variables and emission factors of methane from global rice fields. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(14), 10419–10431. <https://doi.org/10.5194/ACP-18-10419-2018>

- Wang, Y., Paul, S. M., Jocher, M., Alewell, C. & Leifeld, J. (2022). Reduced Nitrous Oxide Emissions From Drained Temperate Agricultural Peatland After Coverage With Mineral Soil. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 157. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.856599>
- Wassmann, R., Neue, H. U., Lantin, R. S., Makarim, K., Chareonsilp, N., Buendia, L. V. & Rennenberg, H. (2000). Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. II differences among irrigated, rainfed, and deepwater rice. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 58(1–3), 13–22. <https://doi.org/10.1023/A:1009874014903>
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C. D., Murdiyarso, D., Page, S., Renou-Wilson, F., Rieley, J., Sirin, A., Strack, M. & Tuittila, E.-S. (2016). Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *UWSpace* <https://doi.org/10.19189/MAP.2016.OMB.222>
- Wüst-Galley, C., Grünig, A., & Leifeld, J. (2015). Locating organic soils for the Swiss greenhouse gas inventory. *Environment Agroscope Science*, 26, 1–100. Abgerufen am 18.4.2023 von <https://link.ira.agroscope.ch/de-CH/publication/34998>
- Wüst-Galley, C., Grünig, A. & Leifeld, J. (2020). Land use-driven historical soil carbon losses in Swiss peatlands. *Landscape Ecology*, 35(1), 173–187. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00941-5>
- Wüst-Galley, C., Heller, S., Ammann, C., Paul, S., Doetterl, S. & Leifeld, J. (2023). Methane and nitrous oxide emissions from rice grown on organic soils in the temperate zone. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 356, 108641. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2023.108641>
- Ye, R., Espe, M. B., Linqvist, B., Parikh, S. J., Doane, T. A. & Horwath, W. R. (2016). A soil carbon proxy to predict CH₄ and N₂O emissions from rewetted agricultural peatlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 220, 64–75. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2016.01.008>
- Zhao, X., Pu, C., Ma, S. T., Liu, S. L., Xue, J. F., Wang, X., Wang, Y. Q., Li, S. S., Lal, R., Chen, F. & Zhang, H. L. (2019). Management-induced greenhouse gases emission mitigation in global rice production. *Science of The Total Environment*, 649, 1299–1306. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.08.392>

I. Abbildungsverzeichnis

- Abbildung 1: Übersicht des Versuchsaufbaus. Rechtecke stellen die Bodenparzellen dar. Diese sind oberflächlich durch eine 30 cm tiefe Betonplatte in Halbparzellen unterteilt (schwarze Linie), unterirdisch sind beide Seiten der Parzellen miteinander verbunden. Farben symbolisieren die verschiedenen Treatments. Rote Kreuze markieren Halbparzellen, auf welchen Gasflüsse gemessen wurden. (Eigene Darstellung, 29.07.2023).....14
- Abbildung 2: Gaskammermessung einer Halbparzelle mit Reisbepflanzung im frühen Vegetationsstadium. Die rot gestrichelte Linie zeigt die Unterteilung der Parzellen für die Gaskammermessungen und die gegenüberliegende Platzierung der Messsonden. (Foto: Gabriela Brändle, 09.06.2023).....15
- Abbildung 3: Zeitachse der Graspflege im Mesokosmos-Experiment. (Eigene Darstellung, 3.10.2023).....15
- Abbildung 4: Zeitachse der Reispflege im Mesokosmos-Experiment. Die Bilder zeigen die Pflanzen zum entsprechenden Zeitpunkt. (Eigene Aufnahmen, April-September 2023)17
- Abbildung 5: Wurzelstock aus einer Messparzelle. (Eigene Aufnahme 22.06.2023).....19
- Abbildung 6: Vergleich der Daten nach Entfernung von Ausreißern (links) und bei Beibehaltung der Ausreißer (rechts). Die lineare Regression der Daten ist in Rot dargestellt. Die Gleichung der Regression sowie das Bestimmtheitsmass sind jeweils als y-Wert und R^2 -Wert angegeben. (Eigene Darstellung, 05.08.2023)21
- Abbildung 7: Beispiel einer Gaskammermessung. Dargestellt sind die CH_4 -Konzentrationen in Blau über die Messperiode. In Rot wurde der Konzentrationsanstieg durch Ebullition umkreist. (Eigene Darstellung, 05.08.2023)21
- Abbildung 8: Lineares Interpolationsverfahren. (Eigene Darstellung 19.12.2023).....23
- Abbildung 9: Linke Grafik: Kumulative CH_4 -Emissionen der 12 Parzellen während der Vegetationszeit von 162 Tagen [$g CH_4 m^{-2}$]. Rechte Grafik: Jährliche Mittelwerte (schwarze Punkte) und 95% Konfidenzintervalle (vertikale Linien) der 3 Treatments. Die farbigen Linien (linkes Diagramm) und Symbole (rechtes Diagramm) derselben Farbe repräsentieren die vier Parzellen pro Treatment (Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD)). Die Tagestemperatur ist in Blassrot dargestellt. Die schwarzen vertikalen Linien stellen das Einpflanzen der Reissetzlinge, Düngeereignisse, Grasschnitte, sowie das Entwässern vor der Ernte und die Ernte selbst dar. Diese Ereignisse gelten dabei entweder nur für die Reiskultur [R] oder die Graskultur [G]. Sind beide Kulturen vom Eingriff betroffen, so befindet sich nach der Beschreibung kein Kürzel in eckigen Klammern. Der hellblaue Balken zeigt den Zeitraum der Midseasondrainage (MSD). (Eigene Darstellung, 20.10.2023)26
- Abbildung 10: Stündliche CH_4 -Flüsse [$mg CH_4 m^{-2} h^{-1}$]. Die drei unterschiedlichen Treatments (Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD)) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. Die rote Linie zeigt den Verlauf der mittleren Tagestemperatur. Den schwarzen vertikalen Linien und dem blauen Balken wird dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023) ..26
- Abbildung 11: Linke Grafik: Kumulative N_2O -Emissionen [$mg N_2O m^{-2}$] der 12 Parzellen während der Vegetationszeit (162 Tage). Der kumulative Fluss wird auf der y-Achse nicht-linear angegeben. Rechte Grafik: Jährliche Mittelwerte (schwarze Punkte) und 95% Konfidenzintervalle (vertikale Linien) der 3 Treatments. Die farbigen Linien (linkes Diagramm) und Symbole (rechtes Diagramm) derselben Farbe repräsentieren die vier Parzellen pro Treatment (Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD)). Die Tagesniederschläge sind als hellblaue Linien dargestellt. Den schwarzen vertikalen Linien

und dem blauen Balken werden dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023).....	29
Abbildung 12: Stündliche N ₂ O-Flüsse [mg N ₂ O m ⁻² h ⁻¹]. Die drei unterschiedlichen Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. Die hellblauen Linien zeigen die mittleren Tagesniederschläge. Die orange vertikale Linie zeigt den Zeitpunkt der Bioturbation in einer einzelnen Grasparzelle. Den schwarzen vertikalen Linien und dem blauen Balken werden dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023).....	30
Abbildung 13: Durchschnittliche Beiträge der CH ₄ -Emissionen (hellblau) und N ₂ O-Emissionen (dunkelblau) in CO ₂ -Äquivalente pro Quadratmeter für jedes Treatment über einen Zeitraum von 162 Tagen. Die Summe der hellblauen und dunkelblauen Balken repräsentiert das durchschnittliche kumulierte GWP beider Gase pro Treatment. Die dunkelblauen Linien am Ende der Balken markieren jeweils das maximal erreichte kumulierte GWP eines Treatments. (Eigene Darstellung, 25.12.2024).....	34
Abbildung 14: Stündliche Emissionsflüsse von CH ₄ (links) und N ₂ O (rechts) in Abhängigkeit der Bodentemperatur der einzelnen Parzellen. Die drei unterschiedlichen Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. (Eigene Darstellung, 20.10.2023).....	36
Abbildung 15: Die durchschnittlichen volumetrischen Bodenwassergehalte der drei Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Die durchschnittliche Bodentemperatur aller Parzellen wird durch eine schwarz gepunktete Linie gezeigt. Den grauen vertikalen Linien und dem blauen Balken wird dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 20.10.2023).....	37
Abbildung 16: Stündliche Emissionsflüsse von CH ₄ (links) und N ₂ O (rechts) in Abhängigkeit des Bodenwassergehalts der einzelnen Parzellen. Die drei unterschiedlichen Treatments Rice Peat Flooded (RPF), Rice Cover Flooded (RCF), Grass Peat Drained (GPD) sind in verschiedenen Farben dargestellt. Parzellen, die dem gleichen Treatment angehören werden mit unterschiedlichen Symbolen der gleichen Farbe dargestellt. (Eigene Darstellung, 20.10.2023).....	38
Abbildung 17: Redoxpotenziale im RPF-Treatment (Blau) und in den RCF-Replikaten (Rot). Möglicher Bereich für CH ₄ -Produktion aus der Literatur (Grau). Den schwarzen vertikalen Linien und dem blauen Balken wird dieselbe Bedeutung wie in Abbildung 9 zugeschrieben. (Eigene Darstellung, 29.11.2023).....	39
Abbildung 18: Stündliche CH ₄ - (links) und N ₂ O-Emissionsflüsse (rechts) in Bezug auf die Redoxpotenziale der entsprechenden Parzellen. Parzellen des gleichen Treatments werden mit verschiedenen Symbolen derselben Farbe repräsentiert. (Eigene Darstellung, 29.11.2023).....	39
Abbildung 19: Parzelle mit Algen im Mesokosmos Experiment. (Eigene Aufnahme, 29.06.2023).....	40
Abbildung 20: Kumulative N ₂ O- (Rot) und CH ₄ -Emissionen (Blau), sowie Rohreiserträge (Grün) in Abhängigkeit der Algenbedeckung in jeder Reissparzelle. (Eigene Darstellung, 30.11.2023).....	40
Abbildung 21: Kumulative N ₂ O-Emissionen (Rot) und kumulative CH ₄ -Emissionen (Blau) jeder Reissparzelle in Abhängigkeit der oberirdischen Wurzelstockbiomasse. Gestrichelte Linien zeigen die linearen Regressionen. (Eigene Darstellung, 30.11.2023).....	41

II. Tabellenverzeichnis

<i>Tabelle 1: Mittelwerte und Standardabweichungen der kumulativen CH₄-Flüsse der drei unterschiedlichen Treatments (n=4) über den Messzeitraum von 162 Tagen.....</i>	<i>28</i>
<i>Tabelle 2: Mittelwerte und Standardabweichung der kumulativen N₂O-Flüsse der drei unterschiedlichen Treatments (n=4) über den Messzeitraum von 162 Tagen.....</i>	<i>32</i>
<i>Tabelle 3: Reisertrag und oberirdische Biomasse jeder Reisbehandlung (n=4) mit jeweiligem Standardfehler.....</i>	<i>33</i>

III. Danksagung

Für das Gelingen und Ermöglichen dieser Arbeit möchte ich mich bei meiner Betreuerin Dr. Chloé Wüst-Galley, wissenschaftliche Mitarbeiterin der Forschungsgruppe Klima und Landwirtschaft an der Agroscope Zürich, bedanken. Sie unterstützte mich kompetent mit Ihrer fachlichen Expertise zum Versuchsaufbau, der Datenanalyse und -interpretation und war für mich stets eine geschätzte Ansprechperson bei den Herausforderungen dieses Projektes. Gemeinsam mit dem grossen Engagement von Alina Widmer, PhD Studentin, war sie eine grosse Hilfe bei der Aufzucht der Reissetzlinge sowie deren Pflege über die gesamte Saison.

Gleichermassen danke ich meinem Betreuer Prof. Dr. Michael Schmidt, Professor im Bereich Soil Science and Biogeochemistry der Universität Zürich, für seine wertvollen Beiträge zur Strukturierung meiner Arbeit und Präsentationen. Sein objektiver Blick auf das Experiment war dabei eine grosse Hilfe bei der Argumentation.

Ferner möchte ich PD Dr. rer. nat. Jens Leifeld danken, welcher mich primär in das Experiment einführte und mir diese Masterarbeit ermöglichte. Er führte die Gesamtkoordination des Projekts und war gemeinsam mit dem Team der Agroscope stets ein Ansprechpartner bei Problemen. Ebenso möchte ich mich bei den Mitgliedern der Forschungsgruppe bedanken, insbesondere bei Herr Markus Jocher für die Bereitstellung der Messgeräte und Unterstützung bei technischen Problemen, sowie bei Herr Robin Giger für die Instruktion des Messablaufes und Herr Valerio Volpe für die Wartung der Redoxsonden. Ich möchte mich herzlich für die erfahrungsreiche und spannende Zeit in der Gruppe «Klima und Landwirtschaft» bedanken. Das Interesse, Fachwissen und der grosse Enthusiasmus der Mitglieder haben meine Masterarbeit begleitet und bereichert.

Abschliessend möchte ich mich bei meiner Familie bedanken, die mir mein Studium durch ihre Unterstützung ermöglicht hat und stets ein offenes Ohr für mich hatte.

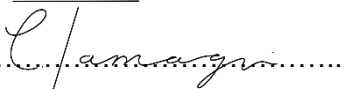
IV. Persönliche Erklärung

Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und die den verwendeten Quellen wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

Ich bestätige mit meiner Unterschrift die Richtigkeit dieser Angaben.

Datum: 29.01.2024

Name: Tamagni Vorname: Lisa

Unterschrift:.....