

Umwelt

Agroscope Science | Nr. 74 / Januar 2019



Treibhausgasemissionen entwässerter Böden

Autoren

Jens Leifeld, David Vogel, Daniel Bretscher



Auftraggeber:

Bundesamt für Umwelt BAFU, Bern, Projektleitung seitens BAFU: Gabriella Silvestri
Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern, Kontaktperson: Ueli Salvisberg

Projektoberleitung:

Hans Romang, BAFU, Bern, Vorsitz
Victor Kessler, BLW, Bern
Robert Baur, Agroscope, Zürich

Projektleitung:

Thomas Walter, Agroscope, Zürich
Felix Herzog, Agroscope, Zürich
Anja Gramlich, Agroscope, Zürich

Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Auskünfte	Jens Leifeld, E-Mail: jens.leifeld@agroscope.admin.ch
Redaktion	Jens Leifeld
Titelbild	Grenchener Witi (Anja Gramlich)
Download	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2019
ISSN	2296-729X
ISBN	978-3-906804-65-1

Inhalt

Zusammenfassung	4
Résumé	6
Riassunto	8
Summary	10
1 Einleitung	11
2 Kohlenstoffvorräte landwirtschaftlich genutzter Böden in der Schweiz	12
3 Klimabilanz naturnaher, nicht entwässerter organischer Böden (Moore)	13
4 Klimabilanz entwässerter und wiedervernässter organischer Böden	14
5 Emissionen nasser und entwässerter Übergangs- und Mineralböden	16
6 Entwässerte Mineralböden	18
7 Torfverluste und Treibhausgasemissionen durch Moorentwässerung in der Schweiz	20
8 Massnahmen zur Verbesserung der THG-Bilanz entwässerter Böden und Nutzungsoption Nassreis	20
9 Schlussfolgerungen	22
Literatur	24

Zusammenfassung

Treibhausgasemissionen entwässerter Böden

Durch hohe Wasserstände bedingte anoxische Bedingungen führen sowohl in Mooren als auch in nassen Mineralböden zur Akkumulation von organischer Substanz. Bei Entwässerung wird die organische Substanz mikrobiell oxidiert und unter Freisetzung von Kohlendioxid und Lachgas sowie Stoffen in der löslichen Phase freigesetzt. Gleichzeitig sinkt die Methanemission. In der Summe verschlechtert sich die Treibhausgasbilanz eines Standortes vor allem bei organischen Böden, da sie die höchsten CO₂-Emissionen und die höchsten Kohlenstoffvorräte aufweisen. Gegenmassnahmen gehen im Allgemeinen mit einer Anhebung des Wasserspiegels einher; dadurch sinken die CO₂-Emissionen signifikant und der Abbau des noch vorhandenen Kohlenstoffs wird verringert oder gestoppt. Nach derzeitigem Wissensstand verändern Meliorationen (Tiefpflügen oder Übersanden) die CO₂-Emissionen organischer Böden nicht. Die Wiedervernässung ändert die Nutzungsmöglichkeiten eines Standortes und kann, muss aber nicht zu einer Erhöhung der Methanemissionen führen. Die Anhebung des Wasserspiegels beeinflusst die Gesamtbilanz der Treibhausgase auf organischen Böden meist deutlich positiv, bei Übergangs- und Mineralböden hängt die Bilanz sehr von den Standortbedingungen und der Änderung der Methanemissionen ab. Während Folgenutzungen wie nachwachsende Rohstoffe (Paludikultur) ökonomisch weniger interessant sind, aber ein hohes Einsparpotenzial für Treibhausgase haben, könnten Nassreisenanbau oder Aquakultur auf sehr nassen Standorten Alternativen werden, die aber – nicht nur aus der Klimaperspektive – für die Schweiz so gut wie überhaupt nicht untersucht sind. Gleiches gilt für die Grünlandnutzung von Mineralböden mit hohen Wasserständen. Insgesamt steigt im Kontext Treibhausgasemissionen nasser, entwässerter und wiedervernässter Standorte der Wissensstand in der Reihenfolge Mineralböden < Übergangsböden < Moorböden.

Weitere Aspekte werden in zusätzlichen Berichten behandelt: landwirtschaftlichen Produktion und Wirtschaftlichkeit (Zorn, 2018), alternative landwirtschaftliche Kulturen (Jacot *et al.*, 2018), Stoffflüsse (Gramlich *et al.*, 2018), Biodiversität (Churko *et al.*, 2018), potenzielle Feucht-(Acker-)Flächen (Szerencsits *et al.*, 2018). Für die Jahre 2019–2021 sind Arbeiten zur Abwägung bei Interessenkonflikten, die Erstellung von Merkblättern und eine Gesamtsynthese vorgesehen.

Dieser Bericht ist Teil des Feuchttackerprojektes (www.feuchttacker.ch).

Das Projekt **Feucht-(Acker-)Flächen (FAF)** hat zum Ziel, Lösungen im Spannungsfeld «Bewirtschaftung von FAF (agronomische und betriebswirtschaftliche Aspekte)» – «Förderung der Biodiversität in Ackerbaugebieten» – «Nähr- und Schadstoffbelastung der Gewässer» – «Klimagasemissionen und Klimaanpassung» aufzuzeigen. Es werden Entscheidungskriterien und Lösungsmöglichkeiten für den zukünftigen Umgang mit FAF bereitgestellt. Die Grundlagen werden in sechs Arbeitspaketen ausgearbeitet.

1. Lokalisieren:

Erstellen einer gesamtschweizerischen Karte potentieller FAF (FAF_{pot}).

2. Stoffflüsse und Wasserhaushalt:

Literaturreview zu Effekten landwirtschaftlicher Drainage auf Wasser-, Nähr-, Schadstoffflüsse und Erosion sowie auf Klimagasemissionen.

3. Wirtschaftlichkeit:

Aufzeigen der Betriebswirtschaftlichkeit von häufig auf FAF angebauten Kulturen mittels Vollkostenrechnung.

Aufzeigen von alternativen landwirtschaftlichen Produktionsmöglichkeiten und Erträgen auf Feucht-(Acker-)Flächen.

4. Biodiversität, Ist-Zustand Flora und Fauna:

Aufzeigen des Ist-Zustandes von Flora und Fauna auf FAF (Gefässpflanzen, Moose, Laufkäfer, Amphibien).

Aufzeigen der Vernetzung mit national bedeutenden Auen, Mooren und der Vorkommen von Umweltziel- und -leitarten.

5. Biodiversitätsförderung auf Feucht-(Acker-)Flächen:

Aufzeigen von biodiversitätsfördernden Massnahmen auf Biodiversitätsförderflächen. Pilotprojekt(e) mit Reisanbau.

6. Entscheidungshilfe:

Bereitstellen einer Entscheidungshilfe für den Umgang mit Feucht-(Acker-)Flächen.

Résumé

Emissions de gaz à effet de serre des sols drainés

Les conditions anoxiques causées par des niveaux d'eau élevés entraînent l'accumulation de matière organique dans les tourbières ainsi que dans les sols minéraux humides. Lors de l'assèchement, la substance organique s'oxyde par voie microbologique et est libérée dans la phase soluble, produisant du dioxyde de carbone, de l'oxyde nitreux et d'autres substances. Parallèlement, les émissions de méthane diminuent. Dans l'ensemble, le bilan des gaz à effet de serre d'un site se détériore, en particulier pour les sols organiques, car ce sont eux qui émettent le plus de CO₂ et possèdent les stocks de carbone les plus importants. Les contre-mesures sont généralement accompagnées d'une augmentation du niveau de l'eau, ce qui réduit considérablement les émissions de CO₂ et diminue ou arrête la dégradation du carbone encore présent. Selon les connaissances actuelles, l'amélioration des sols (labour profond ou apport de sable) ne modifie pas les émissions de CO₂ des sols organiques. La ré-humidification modifie les utilisations possibles d'un site et peut, mais pas nécessairement, entraîner une augmentation des émissions de méthane. L'augmentation du niveau des eaux souterraines a un impact généralement positif sur le bilan global des gaz à effet de serre dans les sols organiques; dans le cas des sols transitoires et minéraux, le bilan dépend beaucoup des conditions du site et des changements dans les émissions de méthane. Alors que les utilisations ultérieures telles que les matières premières renouvelables (paludiculture) sont moins intéressantes d'un point de vue économique mais présentent un fort potentiel d'économie de gaz à effet de serre, la riziculture humide ou l'aquaculture sur des sites très humides pourraient devenir des alternatives, qui n'ont toutefois guère été étudiées pour la Suisse, et pas uniquement dans la perspective du climat. Il en va de même pour l'utilisation des prairies sur des sols minéraux où les niveaux d'eau sont élevés. Globalement, dans le contexte des émissions de gaz à effet de serre des sites humides, drainés et réhumidifiés, l'état des connaissances augmente dans l'ordre suivant : sols minéraux < sols de transition < sols de tourbières.

D'autres aspects seront traités dans des rapports complémentaires: production agricole et rentabilité (Zorn, 2018), cultures agricoles alternatives (Jacot et al. 2018), flux de matières (Gramlich et al. 2018), biodiversité (Churko et al. 2018), surfaces potentielles (Szerencsits et al. 2018). Pour les années 2019–21, des travaux sont prévus sur l'évaluation des conflits d'intérêts, l'élaboration de fiches techniques et la rédaction d'une synthèse globale.

Ce rapport fait partie du projet Terres assolées humides (www.terresassoleeshumides.ch).

Le projet **Terres assolées humides (TAH)** a pour but de proposer des solutions pour répondre à différents impératifs: «Exploitation des TAH (aspects agronomiques et économiques)», «Promotion de la biodiversité dans les zones de grandes cultures», «Pollution des eaux par les éléments nutritifs et polluants», «Emissions de gaz à effet de serre et adaptation au changement climatique». Des critères de décision et des approches de solutions sont proposés pour la gestion des TAH à l'avenir. Les principes sont présentés en six volets.

1. Localiser:

Dresser une carte des TAH potentielles dans toute la Suisse.

2. Flux de matières et bilan hydrique:

Revue de littérature sur les effets du drainage agricole sur l'eau, les flux d'éléments nutritifs et de polluants, sur l'érosion ainsi que sur les émissions de gaz à effet de serre.

3. Rentabilité:

Indiquer la rentabilité des cultures souvent mises en place sur des TAH à l'aide du calcul des coûts complets.

Indiquer les possibilités alternatives de production agricole et les rendements des terres assolées humides.

4. Biodiversité, état des lieux de la flore et de la faune:

Présentation de l'état actuel de la flore et de la faune sur les TAH (plantes vasculaires, mousses, carabes, batraciens).

Présentation de la mise en réseau avec les marais et zones alluviales d'importance nationale et de la présence d'espèces environnementales cibles et emblématiques.

5. Promotion de la biodiversité dans les terres assolées humides:

Présentation des mesures de promotion de la biodiversité sur les surfaces qui y sont destinées. Projet(s) pilote avec riziculture.

6. Aide à la décision:

Elaboration d'une aide à la décision pour le traitement des terres assolées humides.

Riassunto

Emissioni di gas serra da suoli drenati

Le condizioni anossiche provocate da elevati livelli di acqua determinano l'accumulo di materiale organico sia nelle paludi, sia nei suoli minerali umidi. Durante il drenaggio, il materiale organico si ossida per attività microbica e viene rilasciato, liberando anidride carbonica, protossido di azoto e altre sostanze in fase solubile. Contemporaneamente cala l'emissione di metano. Nel complesso, il bilancio di gas serra di un luogo peggiora soprattutto per i suoli organici, dato che presentano le più alte emissioni di CO₂ e le maggiori riserve di carbonio. Di regola, le contromisure prevedono l'innalzamento del livello dell'acqua. In questo modo le emissioni di CO₂ si riducono drasticamente e viene limitato o arrestato il degrado del carbonio ancora presente. In base alle conoscenze attuali le bonifiche agrarie (aratura profonda o sovrasabbatura) non alterano le emissioni di CO₂ dei suoli organici. La riumidificazione modifica i possibili usi di un luogo e può, ma non sempre, determinare un aumento delle emissioni di metano. L'innalzamento del livello della falda freatica ha il più delle volte un impatto molto positivo sul bilancio complessivo dei gas serra dei suoli organici, mentre nel caso dei suoli di transizione e di quelli minerali il bilancio dipende in larga misura dalle condizioni del luogo e dalla variazione delle emissioni di metano. Mentre usi successivi come la produzione di materie prime rinnovabili (paludicoltura) sono poco interessanti economicamente, pur vantando un elevato potenziale di risparmio nell'emissione di gas serra, la risicoltura o l'acquacoltura potrebbero costituire un'alternativa per le zone molto umide, pur essendo tuttavia poco considerate in Svizzera non solo per questioni legate al clima. Lo stesso vale per l'uso come pascoli su suoli minerali con alti livelli di acqua. Nell'insieme, il livello delle conoscenze relative alle emissioni di gas serra da zone umide, drenate e riumidificate, aumenta nell'ordine seguente: suoli minerali < suoli di transizione < suoli paludosi.

Ulteriori aspetti sono trattati in rapporti complementari quali: produzione agricola e redditività (Zorn, 2018), colture agricole alternative (Jacot *et al.*, 2018), flussi di diverse sostanze (Gramlich *et al.*, 2018), biodiversità (Churko *et al.*, 2018), superfici potenziali (Szerencsits *et al.*, 2018). Durante gli anni 2019–2021 sono previste la valutazione dei conflitti di interesse, la preparazione di schede informative e una sintesi complessiva.

Questo rapporto fa parte del progetto sulle superfici umide e inondate dei campi coltivati.

Il progetto **superfici umide e inondate dei campi coltivati (SUC)** ha come obiettivo quello di proporre soluzioni in ambiti potenzialmente conflittuali, quali: «gestione agricola delle SUC (aspetti agronomici ed economici)», «promozione della biodiversità nelle regioni vocate per la campicoltura», «inquinamento delle acque causato da elementi nutritivi e inquinanti», «emissione di gas a effetto serra e adattamento ai cambiamenti climatici». Vuole, altresì, sviluppare criteri decisionali e soluzioni praticabili per la gestione futura delle SUC. L'elaborazione dei punti fondamentali di questo progetto si divide in 6 parti.

1. Localizzazione:

Mappare le potenziali SUC dell'intero territorio nazionale.

2. Flussi di sostanze e bilancio idrico:

Eseguire una ricerca bibliografica relativa agli effetti del drenaggio di superfici agricole su: flussi idrici, flussi di elementi nutritivi e inquinanti, erosione ed **emissione di gas a effetto serra**.

3. Reddittività:

Evidenziare, per mezzo della contabilità analitica, la reddittività a livello aziendale delle colture regolarmente coltivate sulle SUC.

Indicare possibili colture alternative adatte alle SUC, corredate dalle relative rese raggiunte nelle SUC

4. Biodiversità, situazione attuale di flora e fauna:

Mostrare la situazione attuale di flora e fauna nelle SUC (piante vascolari, briofite, carabidi, anfibi).

Mostrare l'interconnessione esistente tra zone golenali e paludi di importanza nazionale, nonché l'esistenza di specie indicatrici e ad elevato valore ambientale.

5. Promozione della biodiversità nelle SUC:

Mostrare le misure favorevoli alla biodiversità attuabili sulle superfici destinate alla sua promozione. Progetto(i) pilota in risicoltura.

6. Criteri d'aiuto decisionale:

Sviluppare criteri d'aiuto decisionale per la gestione delle SUC.

Summary

Greenhouse-Gas Emissions of Drained Soils

In both organic soils and wet mineral soils, anoxic conditions caused by high water levels lead to the accumulation of organic matter. During drainage, the organic matter is oxidised by microbes and released as carbon dioxide, nitrous oxide and substances in the soluble phase. At the same time, methane emissions fall. Overall, the greenhouse gas balance of a site worsens, in particular in the case of organic soils as these have the highest CO₂ emissions as well as the highest carbon stocks. Countermeasures generally go hand-in-hand with a raising of the water table, causing CO₂ emissions to fall significantly, and reducing or stopping the degradation of the remaining carbon. According to the current state of knowledge, melioration (deep-ploughing or sanding) do not alter the CO₂ emissions of organic soils. Rewetting alters the potential uses of a site, and may, but need not necessarily, lead to an increase in methane emissions. Raising the water table usually has a strongly positive influence on the overall balance of greenhouse gases on organic soils; for transitional and mineral soils, the balance depends largely on site conditions and the change in methane emissions. Whilst subsequent uses as, for example, renewable resources (paludiculture) are economically less worthwhile, despite having a high greenhouse-gas-saving potential, wet rice cultivation or aquaculture on very wet sites could become alternatives. These were however seldom – if ever – explored for Switzerland, from a climate or other perspective. The same holds true for the use of mineral soils with high water levels as grassland. All in all, in the context of greenhouse-gas emissions of wet, drained and rewetted sites, the state of knowledge is increasing in the order mineral soils < transitional soils < bog soils.

Further aspects are dealt with in additional reports: agricultural production and economic viability (Zorn, 2018); alternative agricultural crops (Jacot et al., 2018); material flows (Gramlich et al., 2018); biodiversity (Churko et al., 2018); potentially wet areas (Szerencsits et al., 2018). Work planned for 2019-2021 involves the weighing up of conflicts of interest, the preparation of fact sheets, and an overall synthesis.

1 Einleitung

Die drei im Kontext Bodennutzung wichtigen anthropogen beeinflussten Treibhausgase (THG) sind Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄). Ihre Klimawirksamkeit wird im Allgemeinen mit dem Treibhausgaspotential (global warming potential GWP) dargestellt, welches den Einfluss auf die Strahlungsbilanz der Erde, normiert auf jeweils ein kg Gas, vergleicht. Da die THG unterschiedliche Verweilzeiten in der Atmosphäre haben, spielt für diesen Vergleich der betrachtete Zeitraum eine wichtige Rolle. Meist wird der 100-Jahres-Zeitraum angegeben, für den Lachgas und Methan ungefähr 298 bzw. 34-mal potenter als CO₂ sind (Myhre *et al.*, 2013). Diese Angaben hängen zusätzlich von den zu Grunde gelegten Berechnungsannahmen ab. Die im Folgenden verwendete Äquivalenteinheit t CO₂-eq. bezieht sich auf das GWP 100 Jahre. Bei der Betrachtung langer Zeiträume, wie sie insbesondere für Torfakkumulation in Moorböden relevant sind, werden die GWPs' von Methan und Lachgas relativ zu CO₂ kleiner, da die erstgenannten Gase eine kürzere Verweilzeit in der Atmosphäre haben.

Von diesen drei hier besprochenen THG ist CO₂ aufgrund der hohen Gesamtemissionen, v.a. aus fossilen Brennstoffen, aber auch aus Landnutzungswandel, das Wichtigste. Weltweit stammen, wiederum je nach Berechnungsgrundlage und Wahl der Systemgrenze, 10-12 Pg CO₂-eq. bzw. ca. 25 % der anthropogenen THG-Emissionen jeweils zur Hälfte aus den Sektoren a) Landnutzung (v.a. Waldrodung) und b) Landwirtschaft (Tierhaltung und Pflanzenbau) Smith *et al.* (2014). Darin nicht enthalten sind globale Emissionen aus Mooren von ca. 1 Pg CO₂-eq. (Leifeld and Menichetti, 2018).

Der Anteil der Böden an den gesamten THG-Emissionen aus Landnutzung und Landwirtschaft beträgt weltweit ca. 50 % Leifeld (2013). Böden können diese Treibhausgase sowohl aufnehmen als auch abgeben. Aus Böden entweichendes CO₂ entspringt vor allem der aeroben Atmung der Mikroorganismen und Pflanzenwurzeln. Die Aufnahme in den Boden geschieht über ober- und unterirdische Pflanzenreste, die zu organischer Bodensubstanz (OBS) transformiert werden. Die OBS verweilt durchschnittlich einige Jahrzehnte in Oberböden und einige Jahrhunderte in Unterböden sowie mehrere Jahrtausende in organischen Böden. Böden sind damit ein wichtiger mittel- bis langfristiger Kohlenstoffspeicher in der terrestrischen Biosphäre. Ohne diesen Kohlenstoffspeicher wäre die Erde möglicherweise unbewohnbar. **Methan** ist ein Produkt des anaeroben Stoffwechsels bestimmter Mikroorganismen und wird in Böden vorwiegend unter anoxischen Bedingungen gebildet, die oft mit wassergesättigten Bedingungen einhergehen, z.B. in Mooren oder Reisfeldern. Böden gehören weltweit zu den wichtigsten Methanquellen. Oxische Böden nehmen gleichzeitig einen (kleinen) Teil des atmosphärischen CH₄ auf, indem dieses mikrobiell oxidiert wird. Die Methanoxidationsraten hängen u.a. von der Gasdiffusivität der Böden ab und liegen in Waldböden über denen von Landwirtschaftsböden (Smith *et al.*, 2000). **Lachgas** ist ein Stoffwechsel(zwischen)produkt verschiedener mikrobieller Stickstoffumsetzungen und wird vorwiegend bei der Nitrifikation und der Denitrifikation gebildet. Es entsteht natürlicherweise in Böden und Böden sind global auch die wichtigste N₂O-Quelle. Die Emissionsraten werden durch N-Düngung sowie durch den Verlust von OBS erhöht (Davidson, 2009).

Im Folgenden wird, nach einer kurzen Übersicht über die Kohlenstoffspeicherung landwirtschaftlich genutzter Böden in der Schweiz, die THG-Bilanz von organischen und mineralischen Böden zusammengefasst. Die THG-Bilanz ist der Nettofluss (d.h., Summe der Ein- und Austräge) der drei THG über einer Fläche. Hier stehen positive Zahlen für Nettoemissionen, negative Zahlen für Nettoaufnahmen (Senken). Für die C-Bilanz werden zusätzlich noch der Import über organische Dünger und der Ernteexport berücksichtigt. Die Trennung zwischen den beiden Bodengruppen variiert je nach Klassifikationsschlüssel. Das THG-Inventar der Schweiz verweist auf die IPCC-Definition IPCC (2014). Danach wird zwischen entwässerten mineralischen, nassen mineralischen, nassen (d.h., nicht entwässerten) organischen, und entwässerten organischen Böden unterschieden. Entwässerung bedeutet die künstliche Senkung des Wasserspiegels. Organische Böden müssen gemäss dieser Klassifikation einen organischen Horizont mit mindestens 12 % organischen Kohlenstoff (Corg) und einer Mindestmächtigkeit von 10 cm aufweisen. Diese Anforderung wird weiter differenziert und

ist nicht direkt kompatibel mit den Anforderungen an organische Böden in z.B. der Schweizer Bodenklassifikation. Die dort aufgeführten Typen Moore und Halbmoore sind in jedem Fall organische Böden gem. IPCC, Anmoore und antorfige Böden nicht unbedingt. Die wichtigsten Mineralböden, bei denen Entwässerung eine Rolle spielt, sind vermutlich Gleye und Pseudogleye. ‚Nass‘ im Sinne IPCC bedeutet, dass der Boden über das gesamte Jahr oder so lange überschwemmt oder gesättigt ist, dass in ihm vorwiegend anaerobe Bedingungen herrschen.

Die im Weiteren aufgeführten Zahlen orientieren sich grob an der Klassifikation des IPCC, aber sind nicht in jedem Fall notwendigerweise vollständig damit kompatibel, da die Autoren der Studien unterschiedliche Klassifikationen zu Grunde legen. Die meisten aufgeführten Zahlen wurden mittels der Haubenmesstechnik erhoben, in den Studien Drösler *et al.* (2012); Höper (2015); Tiemeyer *et al.* (2016); Taft *et al.* (2017) wurden ausschliesslich Hauben verwendet; im wetland supplement des IPCC (IPCC, 2014) kamen unterschiedliche Methoden zum Einsatz.

2 Kohlenstoffvorräte landwirtschaftlich genutzter Böden in der Schweiz

Der gesamten Vorrat an organischem Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Mineralböden der Schweiz beträgt nach einer Studie von Leifeld *et al.* (2005) ca. 122.6 (± 15.8 ; 95 % CI) Mt C (0-100 cm) bzw. 69.8 (± 9.6) Mt Corg (0-20 cm). Dies entspricht bei Acker und Kunstwiese einem durchschnittlichen Vorrat von ca. 40 – 45 (0 – 20 cm) bzw. 90 – 120 (0-100 cm) t Corg je Hektare. Im Dauergrünland liegen die Vorräte bei 48 – 51 (0 – 20 cm) bzw. 63 – 92 (0 – 100 cm) t Corg je Hektare. Die hier durchscheinenden tieferen Vorräte im Dauergrünland einiger Standorte sind v.a. durch die z.T. geringe Gründigkeit und den hohen Steingehalt der Böden im Gebirgsraum, welche nicht ackerbaulich genutzt werden, verursacht. Der Anteil des im Oberboden (0 – 20 cm) gespeicherten Kohlenstoffs an der Gesamtmenge liegt bei Dauergrünland bei 55 – 76 %, bei Ackerland und Kunstwiese bei nur 37 – 45 %. Dies zeigt, dass insbesondere im Ackerbau der Unterboden eine sehr wichtige Rolle für die Kohlenstoffspeicherung einnimmt. Die Kohlenstoffvorräte der ackerbaulich genutzten Böden liegen insgesamt etwas tiefer als diejenigen unter Wald (ca. 126 t Corg je Hektare, 0 – 100 cm, Nussbaum *et al.*, 2014).

Des Weiteren sind ca. 30 Mt Corg in organischen Böden gespeichert (Wüst-Galley and Leifeld, 2017). Diese Böden haben a) deutlich höhere Kohlenstoffkonzentrationen und sind b) häufig tiefgründiger als einen Meter, haben allerdings auf der anderen Seite meist geringere Lagerungsdichten. Insgesamt sind die Corg-Vorräte organischer Böden in der Schweiz mit 1366 t Corg je Hektare je Flächeneinheit gut zehnmal höher als die der Mineralböden. Bei den organischen Böden erlaubt die Datenlage keine belastbare Differenzierung der Vorräte nach Landnutzung. Die Zahlen des Schweizer Treibhausgasinventars zeigen, dass die noch bestehenden organischen Böden zu 64 % landwirtschaftlich genutzt werden, der Rest befindet sich unter Wald (14 %) oder ist anders bzw. ungenutzt (22 %). Tabelle 1 fasst die genannten Daten zusammen.

Tabelle 1. Mittlere organische Kohlenstoffvorräte in Böden der Schweiz (t C ha⁻¹). Spannweiten subsummieren verschiedene Unterkategorien des jeweiligen Landnutzungstyps (Mineralböden) oder die Variabilität der Untersuchungsstandorte (organische Böden). Werte in Klammern zeigen bei Ackerböden (0 – 30 cm) eine Standardabweichung, bei Wald jeweils einen Standardfehler. Bei den organischen Böden zeigen die Daten den Vorrat für eine Torfmächtigkeit von einem Meter; Standorte können allerdings tief- oder flachgründiger sein.

	Acker, Kunstwiese Leifeld <i>et al.</i> (2005)	Dauergrünland Leifeld <i>et al.</i> (2005)	Wald Nussbaum <i>et al.</i> (2014)
Mineralböden			
0 – 20 cm	40 – 45	48 – 51	n.d.
0 – 30 cm	53 (5)	62 – 75	80 (1.5)
0 – 100 cm	90 – 120	63 – 92	126 (2.4)
Organische Böden Wüst-Galley and Leifeld (2017)			
0 – 100 cm	500 – 1800	200 – 800	400 - 1500

3 Klimabilanz naturnaher, nicht entwässerter organischer Böden (Moore)

Naturnahe Hoch- und Flachmoore sind Ökosysteme, die Torf über Zeiträume von Jahrhunderten bis Jahrtausenden akkumulieren. Sie sind damit, im Gegensatz zu allen mineralischen Böden Standorte, die über sehr lange Zeiträume eine Kohlenstoffsene bilden. Die Torfbildung ist an sauerstoffarme Bedingungen im Boden gebunden und geht mit hohen Wasserständen einher. Torf ist unterschiedlich stark zersetztes und umgewandeltes organisches Pflanzenmaterial, welches ungefähr zur Hälfte aus Kohlenstoff (C) besteht. Damit sind Moore wichtige Kohlenstoffspeicher und tragen zur langfristigen Festlegung des Treibhausgases CO₂ bei. Obwohl Moore global nur ca. 3 % der Erdoberfläche bedecken, sind in ihnen ca. 25 % des Bodenkohlenstoffs gebunden (Yu *et al.*, 2010). Je Hektare speichern intakte Moorböden durchschnittlich ca. 1000 – 2000 t organischen Kohlenstoff (Corg) und damit ca. zehnmal mehr als mineralische Böden. Damit kommt diesen Böden im globalen C-Kreislauf eine besondere Bedeutung zu. Die durchschnittliche jährliche Nettoakkumulation von Kohlenstoff in Mooren der nördlichen Hemisphäre betrug über das gesamte Holozän ca. 0.22 t C je Hektare Loisel *et al.* (2014). Gleichzeitig emittieren naturnahe Moore auch beträchtliche Mengen an CH₄; die Raten liegen im Bereich von 30 – 250 kg CH₄-C je Hektare und Jahr (Höper, 2007) und sind damit ähnlich den Methanemissionen wiedervernässter Moorstandorte (Wilson *et al.*, 2016; IPCC, 2014). Die N₂O-Emissionen naturnaher Moore sind nahe Null Höper (2007).

Trotz der hohen und stetigen CH₄-Emissionen und dem hohen 100-Jahres-GWP wirken intakte Moore kühlend auf das Klima. Dies liegt an der vergleichsweise kurzen mittleren atmosphärischen Verweilzeit von CH₄. Über einen Betrachtungszeitraum von Jahrhunderten und Jahrtausenden überwiegt der Effekt des der Atmosphäre durch Torfwachstum langfristig entzogenen CO₂ auf die Strahlungsbilanz den des langfristig emittierten CH₄ (Frolking and Roulet, 2007). Diese Autoren schätzen den Nettoeffekt der Moore global auf -0.2 bis -0.5 W m⁻²; er ist damit in derselben Größenordnung (aber mit umgekehrten Vorzeichen) wie der der globalen CH₄-Emissionen aus allen Quellen (+0.48 W m⁻², Stocker *et al.*, 2013).

4 Klimabilanz entwässerter und wiedervernässter organischer Böden

Die Entwässerung der Moore im vorletzten und letzten Jahrhundert hatte vor allem zwei Ziele: Den Torfabbau (Gewinnung von Brennmaterial) und die Urbarmachung von Land für die Land- und Forstwirtschaft. Derzeit wird geschätzt, dass der grössere Teil der früheren Torfmengen in der Schweiz durch Torfabbau und nachfolgender Verbrennung verloren gegangen ist, und der kleinere Teil durch den mikrobiellen Torfabbau Wüst-Galley and Leifeld (2017). Mit der Entwässerung setzten physikalische Prozesse der Setzung und Schrumpfung ein: Der vormals schwimmende Torf setzt sich durch den fehlenden Auftrieb des Wassers, gefolgt von einer Schrumpfung des Torfes bei Austrocknung und zunehmender Hydrophobizität. Gleichzeitig verändert sich der noch vorhandene Torf, vor allem im Oberboden: Die faserige Struktur des intakten Torfes wird feiner (Vererdung und Vermulmung), der Mineralstoffgehalt steigt. Das Porenvolumen von ursprünglichen 85-98 % sinkt auf Werte von ca. 50 %. Neben der physikalischen Veränderung wird der Torf durch mikrobielle Atmung abgebaut. Dabei wird neben CO₂ auch N₂O gebildet, da Torf erhebliche Stickstoffmengen speichert (typische C/N-Verhältnisse für Torf in der Schweiz liegen je nach Landnutzung zwischen 14.5 für Ackerland und 27.3 für Böden unter Wald; (Leifeld, 2018)), welche beim mikrobiellen Torfabbau freigesetzt werden.

Durch Aufgabe der Drainage und Anhebung des Wasserspiegels an naturnahe Bedingungen wird der Torfabbau grösstenteils oder vollständig gestoppt. Gleichzeitig kommt es wieder zu einer verstärkten CH₄-Emission sowie einer Abnahme der N₂O-Emission. Das wetland supplement des IPCC (IPCC, 2014) und eine nachfolgende Erweiterung mit neueren Daten (Wilson *et al.*, 2016) weist eine umfangreiche Datenbasis für land- und forstwirtschaftlich genutzte Standorte aus. Eine Übersicht über diese THG-Messungen unterschiedlicher Landnutzungssysteme der gemässigten Zone und ein Vergleich mit den THG-Emissionen wiedervernässter Moorökosysteme gibt Tabelle 2.

Bei allen Landnutzungstypen ist CO₂ das wichtigste THG im entwässerten Zustand, CH₄ im wiedervernässten bzw. naturnahem Zustand. Die Emissionsraten aller THG weisen erhebliche Spannweiten auf. So können z.B. die Methanemissionen wiedervernässter, nährstoffreicher Standorte zwischen Null und fast vierzig t CO₂-eq. je Hektare und Jahr variieren. Eine Vorhersage der THG-Emission für einzelne entwässerte oder wiedervernässte Standorte ist daher mit einer erheblichen Unsicherheit verbunden. Insgesamt ergibt sich durch die Wiedervernässung eine starke Einsparung der THG-Emissionen bei CO₂ und N₂O, aber ein umgekehrter Effekt beim CH₄.

Tabelle 2: Übersicht über mittlere THG-Bilanzen (GWP), basierend auf Messdaten, für entwässerte (e) und wiedervernässte (w) organische Böden der gemässigten Breiten. DOC = gelöster organischer Kohlenstoff (wird als CO₂-Emission angerechnet). Angaben in t CO₂-eq. je ha und Jahr; gerechnet mit einem 100-Jahres-GWP von 34 und 298 für CH₄ und N₂O, negativ = Aufnahme, positiv = Quelle, np = Nährstoffarm, nr = nährstoffreich, sd = flache Drainage, dd = tiefe Drainage) (Wilson *et al.*, 2016).

	CO ₂	DOC	CH ₄	N ₂ O	Σ GWP
	e/w	e/w	e/w	e/w	e/w
Wald np	9.53/-1.22	1.14/0.88	0.27/4.09	1.31/0.03	12.25/3.78
Wald nr	9.53/0.96	1.14/0.88	0.27/10.7	1.31/0.03	12.25/12.57
Acker	28.97/0.96	1.14/0.88	1.98/10.7	6.09/0.03	38.18/12.57
Grasland np	19.43/-1.22	1.14/0.88	2.04/4.09	2.01/0.03	24.62/3.78
Grasland nr dd	22.37/0.96	1.14/0.88	2.50/10.7	3.84/0.03	29.85/12.57
Grasland nr sd	13.20/0.96	1.14/0.88	2.16/10.7	0.75/0.03	17.25/12.57

Ergebnisse eines Schwerpunktprogrammes aus Deutschland zeigen, dass die hohen CH₄-Emissionen wiedervernässter Standorte, die die THG-Bilanz ins Positive verkehren können, stark an den Wasserspiegel gebunden sind. Ist die Fläche häufiger überstaut, sind die Emissionen hoch. Renaturierte nicht überstaute Flächen haben eine neutrale THG-Bilanz (Abb. 1).

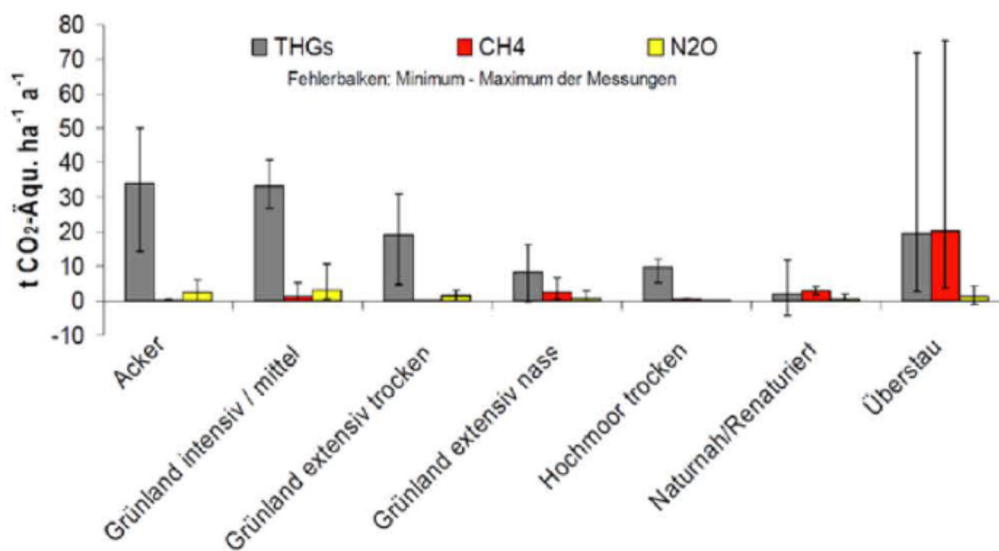


Abb. 1. Vergleich der THG-Bilanzen von entwässerten und wiedervernässten Flachmooren unterschiedlicher Nutzung in Deutschland (Drösler *et al.*, 2013).

Für Graslandstandorte ist nach dem IPCC-Bericht eine neue, umfangreiche Studie aus Deutschland erschienen (Tiemeyer *et al.*, 2016). Die dort aufgeführten Emissionsraten von 48 Standorte wurden grösstenteils noch nicht im IPCC-Bericht berücksichtigt und liegen im Durchschnitt noch darüber. Die durchschnittlichen THG-Bilanzen sind 29.32 ± 17.4 (1 SD) t CO₂-eq. je ha und Jahr und bei nährstoffreichen Standorte höher als bei nährstoffarmen. Standorte auf Hochmoortorf emittieren durchschnittlich nur halb so viele THG wie Flachmoorstandorte; dieser Unterschied tritt bei allen drei THG auf.

Bisher fast überhaupt nicht untersucht sind die Emissionen organischer Böden bei **Gemüsebau**. Die bisher einzige Studie mit peer-review (Taft *et al.* (2017)) weist für drei Standorte in England (Gemüse und Kartoffel)

jährliche Emissionen im Bereich von 26 – 39 t CO₂-eq. je Hektare aus. Sie liegen damit im Bereich anderer Ackerstandorte (Tabelle 2). Auch unter Gemüse spielt neben CO₂ das Lachgas für die Gesamtbilanz eine wichtige Rolle, wohingegen die Methanemissionen annähernd Null waren.

Neben der land- oder forstwirtschaftlichen Nutzung werden Moore v.a. zur Gewinnung von Torf als Brennmaterial oder für die Produktion gärtnerischer Erden entwässert. Dieser Abbau fand in der Schweiz in der Vergangenheit statt. Solche Standorte wurden danach entweder wiedervernässt, oder blieben entwässert. Nach wie vor entwässerte, ehemalige **Torfstiche** emittieren durchschnittlich 2.8 (1.1 – 4.2, Konfidenzintervall) t CO₂-eq. je Hektare und Jahr (IPCC, 2014).

Als wichtige Faktoren für die Höhe der Emissionsraten entwässerter Moore, v.a. beim CO₂, gelten der Grundwasserstand und seine Schwankungsbreite, der damit verbundene belüftete Vorrat an Kohlenstoff und Stickstoff, und die C-Bilanz der Fläche (neben den THG auch der Ernteexport und die Zufuhr an organischem Dünger). Letztere ist stark durch die Bewirtschaftung bestimmt (Drösler *et al.*, 2012; Tiemeyer *et al.*, 2016). Trotz dieser grundlegenden Erkenntnisse ist die Vorhersagekraft der einzelnen Faktoren relativ schwach und es bleibt in jeder Studie eine grosse, unerklärte Varianz. So kann z.B. durch die neueren Daten über Emissionen aus unterschiedlich genutzten Graslandstandorten (Tiemeyer *et al.*, 2016) in Frage gestellt werden, ob eine Umwandlung Acker – Grasland oder eine Graslandextensivierung, wie von Höper (2015) vorgeschlagen, wirklich deutliche Emissionsreduktionen bewirken kann, wenn gleichzeitig nicht auch der GW-Stand verändert wird. Eine zusätzliche Rolle könnte die Zusammensetzung und damit die Abbaubarkeit des Torfes spielen, insbesondere sein Gehalt an Polysacchariden (Wright *et al.*, 2011; Leifeld *et al.*, 2012; Sangok *et al.*, 2017); hier ist aber noch zu wenig bekannt, als dass ein quantitativer Einfluss auf die CO₂-Emissionen im Feld abgeleitet werden könnte.

5 Emissionen nasser und entwässerter Übergangs- und Mineralböden

Übergangsböden. In der oben aufgeführte Studie Tiemeyer *et al.* (2016) wurden nicht nur Moorböden, sondern auch Übergangsböden untersucht, die, je nach Klassifikation, als organische oder mineralische Böden bezeichnet werden können. Sie zeichnen sich durch flache organische Horizonte oder C-reiche mineralische Oberböden aus. Basierend auf der Tatsache, dass solche Böden zwar entwässert sind, aber einen geringeren Kohlenstoffvorrat aufweisen wäre anzunehmen, dass ihre THG-Emissionen geringer sind. Mit der bisherigen, allerdings knappen Datenlage lässt sich diese Annahme nicht verifizieren. Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse der Graslandstandorte aus Tiemeyer *et al.* (2016), wie bereits oben im Text dargestellt. Mit Sternchen markiert sind Übergangsstandorte (in der Studie ‚other organic soils‘ genannt. Diese Standorte weisen Oberbodenhorizonte mit einem Corg-Gehalt < 15 % und einer Mächtigkeit < 30 cm auf und genügen z.T. den Anforderungen des IPCC an die Definition eines organischen Bodens. Sie repräsentieren Flächen, die übersandet oder mit mineralischem Unterbodenmaterial vermischt wurden (Tiefpflug). Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass sich diese Übergangsböden nicht durch systematisch niedrigere THG-Emissionen auszeichnen. Die insgesamt hohen Raten weisen darauf hin, dass diese Böden Kohlenstoff verlieren und sich somit, genau wie reine organische Böden, in einer durch Entwässerung hervorgerufenen Abbauphase befinden.

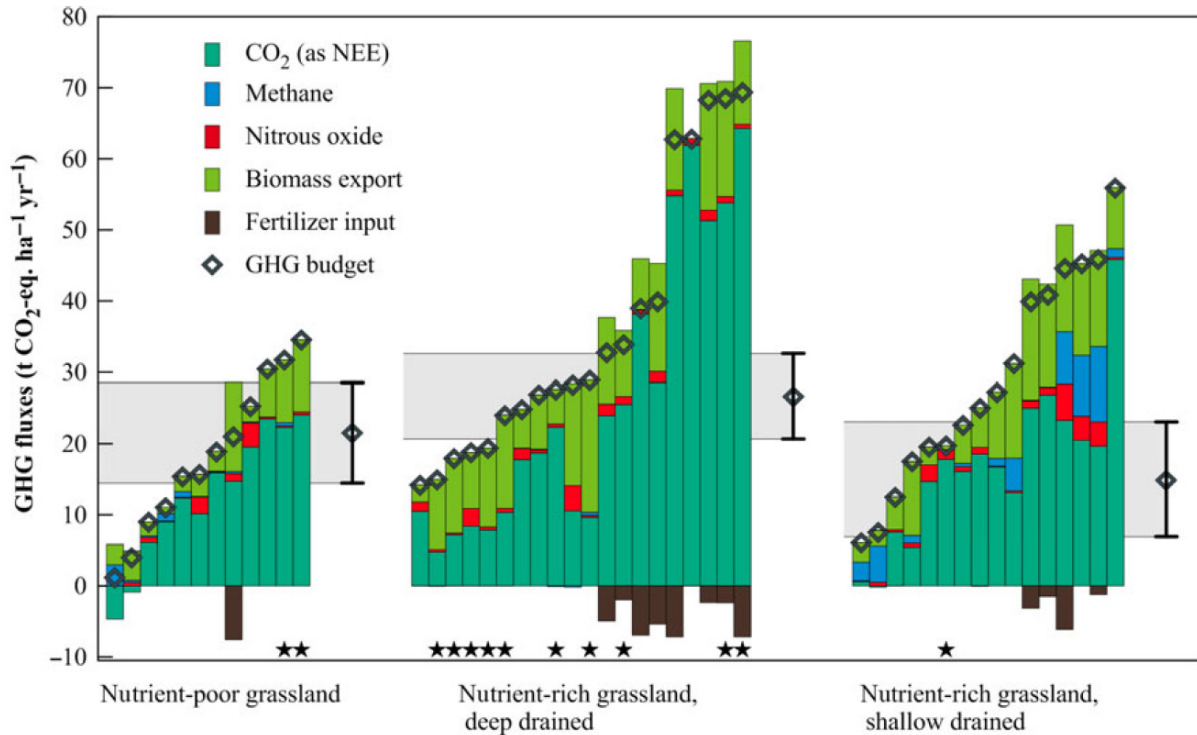


Fig. 1 Average GHG budgets (diamonds) of all sites ordered by magnitude and grouped by the grassland classes of the IPCC Wetlands supplement (IPCC, 2014) as well as the contribution of carbon dioxide either as net ecosystem exchange (NEE), biomass export or input of organic fertilizer, methane and nitrous oxide (all expressed as CO₂-equivalents). For each class, mean and upper and lower confidence intervals of the three emissions factors (EF) of the IPCC Wetlands supplement are given (EF1: nutrient-poor grassland; EF2: nutrient-rich grassland, deep drained; EF3: nutrient-rich grassland, shallow drained). 'Other organic soils' are marked with a star (★).

Abb. 2. THG-Bilanz von Graslandstandorten auf organischen und Übergangsböden in Deutschland (Tiemeyer *et al.*, 2016).

Dieser Befund wird auch von Ergebnissen aus Niedersachsen, Deutschland gestützt, wo drei **übersandete organische Landwirtschaftsböden** untersucht wurden (Sanddeckkultur, Höper (2015)). Diese Böden weisen im oberen Horizont nur Corg-Gehalte von 7.4-8.8 % auf. Die Emissionen liegen im Bereich der für organische Böden erwarteten Größenordnung (Tabelle 3).

Tabelle 3. Jährliche THG-Emissionen (t CO₂-eq. je Hektare) von Moorstandorten in Niedersachsen, Deutschland, mit Sanddeckkultur (Höper 2015).

Typ	Nutzung	t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹
Hochmoor	Acker	26.8 (22.4-31.2)
Flachmoor	Acker	34.1 (33.7-34.4)
Flachmoor	Grasland extensiv trocken	14.9 (13.2-16.5)

Aus Veränderungen der Corg-Vorräte (0-0.5 m) der Böden über längere Zeiträume schliessen Höper and Schäfer (2012) darauf, dass entwässerte, **humusreiche hydromorphe Mineralböden** (Auenböden, Marschen, Gleye, Anmoore) 3-7 t C ha⁻¹a⁻¹ (ca. 11-26 t CO₂) und, über Zeiträume von Jahrzehnten, insgesamt 75-240 t C ha⁻¹ verlieren. Sie liegen damit tendenziell niedriger als die in Tabelle 3 aufgeführten Moorböden mit Sanddeckkultur.

6 Entwässerte Mineralböden

Im Vergleich zu organischen Böden sind die Kenntnisse über die THG-Emissionen entwässerter Mineralböden sehr schlecht, obwohl entwässerte Mineralböden nicht nur in der Schweiz, sondern vermutlich in den meisten Ländern, in denen Böden entwässert sind, eine grössere Fläche einnehmen. Normalerweise wird in Studien mit THG-Flussmessungen auf Mineralböden nicht angegeben, ob der untersuchte Standort entwässert wurde oder nicht. Daher wird hier die Evidenz aus Studien zusammengefasst, in denen sich ändernde Corg-Gehalte- oder Vorräte in entwässerten Mineralböden gemessen wurden. Aus diesen kann zumindest für das CO₂ indirekt auf eine Quellen- oder Senkenfunktion geschlossen werden, jedoch nicht auf die jährliche Rate. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass entwässerte Mineralböden Corg verlieren. Im IPCC Wetland Supplement (2014) werden Kohlenstoffvorräte von nassen Mineralböden für die Klimazone cool-temperate moist, welche dem Schweizer Mittelland entspricht, angegeben. Diese liegen im naturnahen Zustand bei 128 (±17) t C ha⁻¹ (0 - 0.3 m) und nehmen unter Ackernutzung um durchschnittlich 29 % bzw. 37 t C ha⁻¹ ab. Die Qualität der Datenbasis im Supplement ist allerdings nicht gut.

Eine umfangreiche Studie zu diesem Thema kommt aus Belgien (Meersmans *et al.*, 2011). Dort wurden im Rahmen eines Bodenmonitoring in Abstand von 46 Jahren die Corg-Gehalte (0-30 cm) von 629 landwirtschaftlichen Standorten wiederholt beprobt, die durchgehend entweder ackerbaulich oder als Grasland genutzt waren. Durch eine Zuordnung zu Drainageklassen in 1960 war es möglich, den Effekt der Entwässerung der Mineralböden auf die Veränderung der Corg-Konzentrationen abzuschätzen. In Abb. 3 sind diese Veränderungen beispielhaft für die Ackerstandorte dargestellt. Es ist ersichtlich, dass Standorte, die ursprünglich nass waren und seitdem für die bessere ackerbauliche Nutzung möglicherweise entwässert wurden, in jeder Bodenklasse am meisten Corg verloren haben, wohingegen andere Klassen z.T. Gewinne bzw. geringere Verluste verzeichnen konnten. Die Verluste liegen, über 46 Jahre, bei 1 – 2 % Corg. Bei einer angenommenen Lagerungsdichte von 1.3 und einer beprobten Bodentiefe von 0.3 m entspräche dies einem Verlust von 39 – 78 t C ha⁻¹ allein im Oberboden bzw., bei linearem und zum Zeitpunkt der Letztbeprobung abgeschlossenem Verlust, einer jährlichen Rate von ca. 0.9 – 1.7 t C ha⁻¹. (3.3 – 6.2 t CO₂-eq.) Diese Raten sind deutlich kleiner als die oben für Übergangsböden angegebenen, aber wiederum deutlich höher als Verluste auf nicht nassen Ackerstandorten (z.B. 0.10-0.25 t C h⁻¹a⁻¹ bzw. 0.37 – 0.92 t CO₂-eq.) über 60 Jahre im Langzeitversuch ZOFE in Zürich, Oberholzer *et al.* (2014). Auch grundwasserbeeinflusste Böden (Gleye), die als Dauerweide genutzt werden, verlieren Corg. Eine Studie aus Neuseeland zeigt, dass diese Verlustraten über c. 30 Jahre bei durchschnittlich 0.32 t C h⁻¹ a⁻¹ (1.2 t CO₂-eq.) lagen (Schipper *et al.*, 2017). Die Autoren führen dies auf Entwässerung zurück.

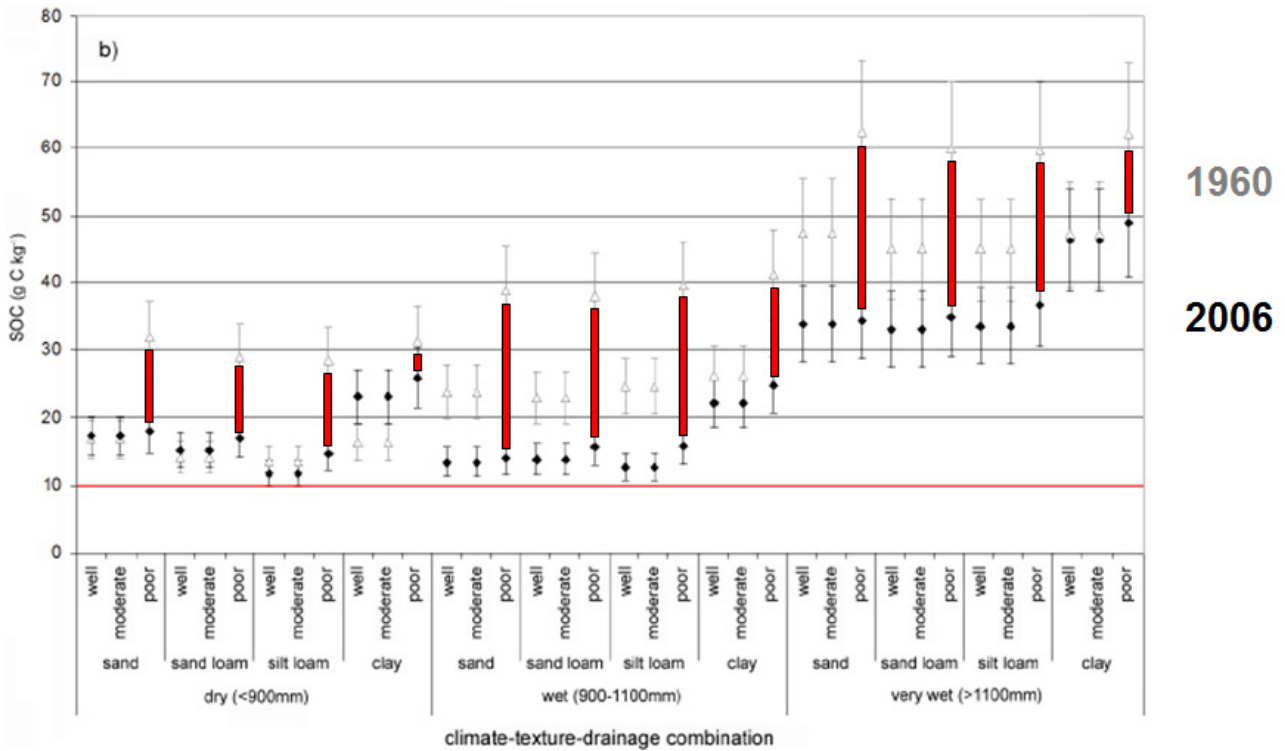


Abb. 3. Corg-Gehalte 1960 und 2006 in belgischen Ackerböden (0-30 cm). Für die jeweilige Texturklasse und das jeweilige Klima sind Drainageklassen für das Jahr 1960 angegeben. Die rot eingefärbten Balken zeigen jeweils die ursprünglich schlecht entwässerten, grund- oder staunassen Standorte, die vor der Ersterhebung oder im Verlauf der letzten Jahrzehnte entwässert worden sein könnten (Meersmans *et al.*, 2011).

Über die Auswirkungen einer Mineralbodenentwässerung auf die N₂O- und CH₄-Emissionen ist noch weniger bekannt. Im Gegensatz zur negativen Klimawirkung durch abnehmende Corg-Gehalte kann die Entwässerung von ackerbaulich genutzten Mineralböden einen dämpfenden Einfluss auf die N₂O-Emissionen haben (Reduktion um 45 %, Fernández *et al.* (2016), vermutlich, weil die Bedingungen für die Denitrifikation schlechter werden. Allerdings sind die N₂O-Flüsse auf nasseren Mineralböden nicht unbedingt höher und z.T. sogar niedriger als auf natürlicherweise gut entwässernden Mineralböden (Skiba and Ball (2002). Insgesamt ist hier die Datenlage noch marginal.

Im naturnahen Zustand liegen die jährlichen Emissionen für Methan bei ca. 8.0 ± 3.7 t CO₂-eq. und unterscheiden sich nicht signifikant von Raten auf wiedervernässten Standorten (IPCC 2014). Entwässerte Mineralböden emittieren im Vergleich zu nicht entwässerten, temporär überstauten Böden aufgrund der besseren Belüftung deutlich weniger CH₄. Eine umfangreiche Studie mit vielen Einzelstandorten aus den nördlichen USA zeigt auf Grundlage von saisonalen Kammermessungen, dass auf Nassstandorten nicht entwässerte Ackerböden Emissionen im Bereich von $0.35 - 3.18$ g CH₄ m⁻² d⁻¹ aufweisen, entwässerte Ackerböden hingegen nur $<0.001 - 0.38$ g CH₄ m⁻² d⁻¹ Tangen *et al.* (2015). Die Methanemissionen der nicht entwässerten Flächen waren in derselben Größenordnung wie die von naturnahen Präriestandorten. Obwohl die THG-Flüsse aufgrund der eingesetzten Methodik nicht auf Jahresbilanzen hochgerechnet werden konnten, schliessen Tangen *et al.* (2015), dass die Wiedervernässung vormals entwässerter Äcker die Methanemissionen erhöht, die Renaturierung vormals nicht entwässerter Ackerböden hingegen nicht. Auf der kanadischen Seite derselben Landschaft wurden mit vergleichbarer Methodik auf Standorten, die zeitweise überschwemmt waren (Wasserstände mehrere Dezimeter über Flur), auf das Jahr hochskalierte Methanemissionen in der Größenordnung von durchschnittlich $32-55$ g CH₄ m⁻² a⁻¹ (ca. $11 - 19$ t CO₂-eq. ha⁻¹a⁻¹) gemessen (Pennock *et al.*, 2010). Die Größenordnung der gemessenen Methanraten dieser beiden Studien zeigt insgesamt deutlich, dass sie für die THG-Bilanz nasser bzw. überschwemmter Mineralböden, berechnet mit dem GWP 100, ausschlaggebend sein können.

7 Torfverluste und Treibhausgasemissionen durch Moorentwässerung in der Schweiz

In der Schweiz wurden Moore, wie in anderen europäischen Ländern, bereits frühzeitig zur Torfgewinnung entwässert. Dazu waren umfangreiche Entwässerungsmassnahmen notwendig (z.B. Juragewässer-Korrekturen). Der abgebaute Torf wurde als Brennstoff genutzt. Gleichzeitig setzte der oxidative Torfabbau ein. In einer jüngeren Studie wurden Schätzungen über a) die ursprüngliche Kohlenstoffmenge in Mooren der Schweiz, b) die heute noch verbleibende Menge und c) den Pfad des Verlustes angestellt (Wüst-Galley and Leifeld, 2017). Zusammengefasst können folgende Aussagen getroffen werden:

Die ursprünglich (Jahr 1850) vorhandene Torfmenge wird auf ca. 200 Mio. t Corg geschätzt. Davon sind derzeit noch ca. 30 Mio. t Corg vorhanden. Der wichtigste historische Verlustpfad war der Torfabbau, der ca. 85 % des Gesamtverlustes ausmachte. Demgegenüber gingen nur ca. 15 % durch oxidativen Torfverlust verloren. Heute spielt der Torfabbau im Inland keine Rolle mehr, es wird aber Torf importiert. Gleichzeitig nahm die Fläche der organischen Böden von ca. 136'000 ha auf ca. 28'000 ha und die Medianmächtigkeit der Torfe von 2.00 auf 0.95 m ab. Dennoch emittieren die organischen Böden der Schweiz, die grösstenteils land- und forstwirtschaftlich genutzt werden, jährlich ca. 0.74 Mio. t CO₂-eq., grösstenteils als CO₂, und sind damit ein wichtiger Faktor im THG-Budget des Landnutzungssektors.

8 Massnahmen zur Verbesserung der THG-Bilanz entwässerter Böden und Nutzungsoption Nassreis

Der Verlust von Bodenkohlenstoff nach Entwässerung ist in den meisten nassen Böden unvermeidlich, da die ursprünglich hohen Vorräte vor allem durch das meist anaerobe Milieu und die damit verbundenen kleinen Abbauraten verursacht wurden. Eine Erhaltung noch vorhandener Vorräte ist daher stark an die Wiederherstellung des vormaligen Bodenwasserhaushaltes gekoppelt. Eine Wiederherstellung der Senkenfunktion von Moorböden, d.h. Torfwachstum, bedingt die Wiederherstellung des naturnahen Ökosystems.

Eine Verringerung der CO₂-Emissionsraten kann teilweise durch eine Anhebung des Wasserspiegels erreicht werden, auch wenn die Stärke des Effekts schwierig vorherzusagen ist. Die Wiedervernässung entwässerter Mineralböden kann einen Teil der oben beschriebenen Verluste an Bodenkohlenstoff kompensieren (IPCC, 2014). Grundsätzlich können nasse mineralische und organische Böden auch ohne oder mit moderater Entwässerung bei entsprechender Anpassung der Bewirtschaftung genutzt werden. Bei organischen Böden sind bei sehr hohen Wasserständen, bei denen die CO₂-Emissionen gegen Null tendieren, Nutzungen mit nachwachsenden Rohstoffen möglich (Abb. 4). Diese sogenannte Paludikultur umfasst Pflanzen, die bei hohen Wasserständen gedeihen und ökonomisch nutzbar sind, z.B. Rohrglanzgrass, Erle, Weide, Schilf (Wichmann, 2017; Croon, 2013). Auf ehemaligen Hochmoorflächen wird auch mit der Wiederansiedlung und nachfolgender kommerzieller Nutzung von Torfmoosen experimentiert (Gaudig *et al.*, 2013). Um hohe CH₄-Emissionen und damit ungünstige Auswirkungen auf das Klima zu vermeiden, gelten GW-Flurabstände von –10 cm als ideal (Drösler, 2013). Bei tieferen Grundwasserflurabständen von –20 bis –40 sind extensive Wiesen- und Weidenutzung möglich. Hier ist eine Erhaltung des noch vorhandenen Torfes fraglich, aber die CO₂-Emissionsraten sind durchschnittlich niedriger als bei tieferer Entwässerung. Inwieweit die Regulierung des GW-Spiegels auch bei nassen Mineralböden die CH₄-Emissionen erfolgreich auf einem niedrigen Niveau halten kann, ist unklar. Hier ist die CO₂- und CH₄-Bilanz von genutzten Mineralböden mit hohen GW-Ständen noch zu evaluieren. Die zitierten Studien legen nahe, dass temporäre Überschwemmungen sehr hohe Emissionen induzieren können und vermieden werden sollten. Die längerfristige Entwicklung der CH₄-Emissionen wiedervernässter Mineralböden ist allerdings nicht bekannt.

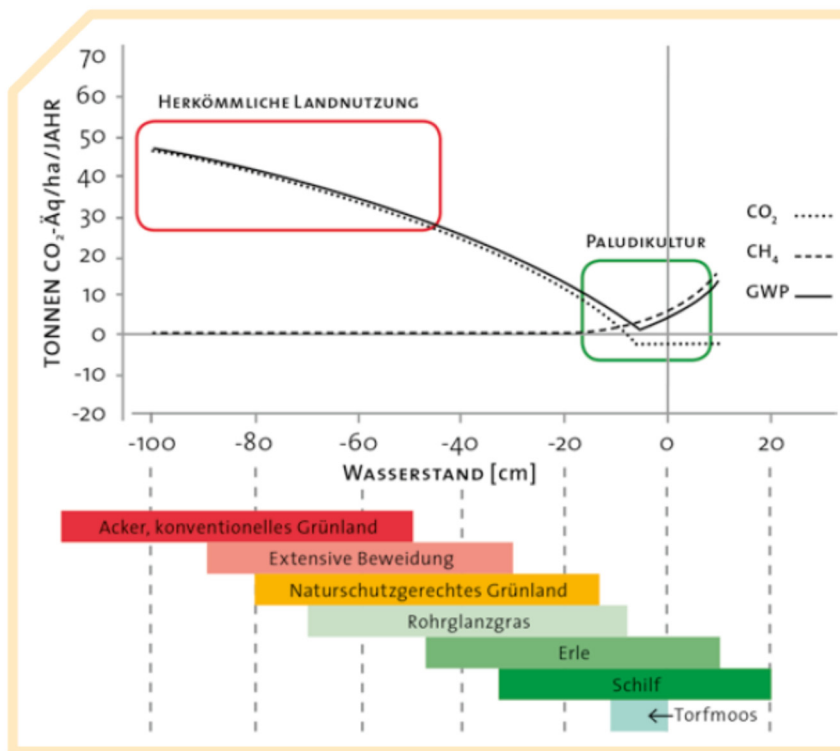


Abb. 4. Nutzungsmöglichkeiten für organische Böden in Abhängigkeit vom Wasserstand und schematische Relation zur THG-Bilanz des Standortes (TEEB-DE, 2014).

Sowohl bei organischen, als auch bei Mineral- oder Übergangsböden könnte, unter zukünftigen Klimabedingungen, der Nassreisanbau interessant werden. Da Reis meist in den (Sub)tropen angebaut wird, liegen die meisten Daten auch für diese Klimazonen vor; in der Schweiz wird Reis (Trockenreis) bisher ausschliesslich im Tessin angebaut. Grundsätzlich ist Nassreisanbau auch auf organischen Böden möglich (Furukawa *et al.*, 2005; Hergoualc'h and Verchot, 2014); die meisten Reisböden weltweit sind allerdings mineralisch, und Nassreis ist die vorherrschende Anbauform (Verhoeven and Setter, 2010).

Nassreisböden sind im Landwirtschaftssektor global mit jährlich ca. 0.52 Pg CO₂-eq. eine der wichtigsten CH₄-Quellen (Smith *et al.*, 2014). Die Menge des emittierten Methans ist daher ein wichtiger Aspekt bei der Beurteilung dieser Kultur im Kontext THG-Emissionen von nassen Böden. So zeigt eine Metaanalyse, in welcher die Lachgas- und Methanemission der Kulturen (Nass)reis, Weizen und Mais verglichen wurden, dass die THG-Emissionen beim Nassreis durch das CH₄ dominiert werden, bei Weizen und Mais durch N₂O (CO₂ wurde nicht berücksichtigt) (Linguist *et al.*, 2012). Für die jeweilige Vegetationsperiode (nicht pro Jahr!) lagen die THG-Emissionen für Reis, Weizen und Mais bei jeweils 3.76, 0.66 und 1.40 t CO₂-eq ha⁻¹. Bei Nassreis waren 89 % dieser Emissionen auf Methan zurückzuführen, während die beiden anderen Kulturen schwache Senke für Methan waren.

Die nach wie vor verwendeten Standardemissionsfaktoren des IPCC (s. Tubiello *et al.*, 2013) liegen bei 3.4 – 9.4 t CO₂-eq. je Hektare und Jahr. Durch eine Verringerung der Überstauungsphasen können die Methanraten allerdings deutlich gesenkt werden (Mitra *et al.*, 2002). Unter der Annahme, dass ein Nassreisfeld in der Schweiz lediglich vier Monate geflutet wird, könnte gemäss Standardannahmen (IPCC, 2006) eine Reduktion der CH₄-Emission während der Brachephase um ca. 35 % erreicht werden. Während der Vegetationsphase des Reis können kurze Trockenphasen die Emissionen um 40 – 50 % senken. Des Weiteren wirkt sich positiv auf die THG-Bilanz aus, wenn das Reisstroh abgeführt und das Feld nicht organisch gedüngt wird.

Diese Angaben gelten für typische mineralische Nassreisböden (Paddy Soils). Bei der Umnutzung eines entwässerten organischen oder Übergangsbodens stellt sich die Frage, ob sie sich insgesamt positiv auf die

THG-Bilanz auswirkt. Die häufige Überstauung reduziert vermutlich die CO₂-Emissionen auf Kosten des Methans. Ob eine solche Reduktion des CO₂-Flusses proportional zur Dauer der überstauten Phase ist, ist nicht bekannt. Gleichzeitig können sich durch die Veränderung des Redoxpotentials bei seltenerer Überstauung bzw. tieferen Wasserständen auch die N₂O-Emissionen ändern (Furukawa *et al.*, 2005). Bei typischen Nassreisböden sind die düngungsinduzierten N₂O-Emissionen deutlich tiefer als bei anderen Kulturen und unterschieden sich zum Teil nicht von ungedüngten Vergleichsparzellen (Minamikawa *et al.*, 2018). Landwirtschaftlich genutzte organische Böden emittieren jedoch deutlich mehr N₂O (Leifeld, 2018) und es ist nicht klar, ob ein möglicher Nassreisbau diese Emissionen signifikant verändert. Die einzige identifizierte Studie, welche gemessene THG-Flüsse dokumentiert zeigt, dass auf organischen Böden der Reisbau eine Option zur Verbesserung der THG-Bilanz sein **kann**: Ein beweideter, degradierter organischer Boden in Kalifornien stiess jährlich 10.7 – 17.3 t CO₂-eq. je Hektare aus, eine parallel zu Reis umgewandelte Fläche, jeweils unter Berücksichtigung der CO₂- und CH₄-Flüsse, fungierte dagegen als THG-Senke (–1.1 bis –7.1 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹) (Hatala *et al.*, 2012).

Als Massnahme, die über die oben beschriebenen Nutzungen hinausgeht, ist auch die Umwandlung von Nassstandorten in z.B. flache Stillgewässer mit Aquakultur denkbar. Die oben beschriebenen hohen CH₄-Emissionen teilweise überfluteter Mineralböden deuten darauf hin, dass die THG-Bilanz ein wichtiges Entscheidungskriterium für eine solche Umwandlung sein kann. Für die Schweiz werden im THG-Inventar gegenwärtig CH₄-Emissionen aus Speicherseen ausgewiesen, die auf Hiller *et al.* (2014) basieren. Die Emissionsraten liegen im Bereich von ca. 10 – 40 kg CH₄ ha⁻¹a⁻¹ (ca. 0.34 bis 1.36 t CO₂-eq. ha⁻¹a⁻¹) und damit deutlich unter den auf überschwemmten Mineralböden gemessenen Raten. Kohlenstoffverfügbarkeit, Anteil der Methanblasen an der Gesamtemission und Pfadlänge für die Methanoxidation dürften wichtige Gründe für die Unterschiede in den Methanraten sein.

9 Schlussfolgerungen

Stark wasserbeeinflusste Böden, v.a. Moore, haben unter natürlichen Bedingungen grosse Vorräte an organischem Kohlenstoff akkumuliert und unter Berücksichtigung ihrer gesamten THG-Bilanz kühlend auf das Klima gewirkt. Für die Nutzung entwässerte organische Böden, Übergangs- und Mineralböden verlieren durch Belüftung gespeicherten organischen Kohlenstoff. Die Verlustraten sind ungefähr proportional zum Corg-Vorrat, wobei Corg-reiche Übergangsböden ebenso hohe CO₂-Emissionen wie Moorböden aufweisen können. Organische Böden emittieren im entwässerten Zustand auch grosse Mengen Lachgas. Aus Klimasicht machen die CO₂-Emissionen allerdings den grössten Anteil der THG-Bilanz aus und sind daher bei möglicherweise zu ergreifenden Massnahmen vorrangig zu verringern.

Für entwässerte organische Böden ist ohne Gegenmassnahmen davon auszugehen, dass der Torfvorrat im Verlaufe von Jahrzehnten bis Jahrhunderten, unabhängig von der Art der Nutzung, vollständig oxidiert wird. Der Wissensstand über die Höhe der THG-Emissionen ist hier vergleichsweise gut, aber die Variabilität der Raten sehr hoch. Anhebungen des GW-Spiegels an einzelnen Standorten verringern messbar die CO₂-Emissionen und müssen nicht zu hohen CH₄-Emissionen führen – dies kann nach jetzigem Kenntnisstand durch das Unterlassen von Überstausituationen vermieden werden. Aufgrund der Variabilität der Emissionen zwischen Standorten sind Prognosen für einzelne Flächen dennoch mit grossen Unsicherheiten behaftet. Wie stark eine Anhebung des GW-Spiegels die Emissionen organischer Böden auf regionaler Ebene verändert (abzuschätzen z.B. über regionalisierte GW-Stände) ist ebenfalls ungewiss, da die Emissionen nicht nur vom GW-Stand und der Bewirtschaftung, sondern auch von anderen Steuerungsfaktoren abhängen, die grösstenteils unbekannt sind.

Bei tief entwässerten Standorten können die THG-Emissionen unter Grasland so hoch wie unter Acker sein. Inwieweit eine ökonomisch potenziell interessante Grasland/Weidenutzung bei höheren GW-Ständen die THG positiv beeinflusst, ist wenig bekannt, da hier auch eine Änderung der CH₄-Emissionen der Tiere durch eine veränderte Futterqualität oder andere Tierrassen berücksichtigt werden müsste. Durch eine starke Wiedervernässung wird die Nutzbarkeit des Standortes (z.B. mit Paludikultur) aus ökonomischer Sicht z.T.

sehr stark eingeschränkt. Die Auswirkung von technischen Massnahmen wie Übersandungen oder Durchmischungen auf die THG-Bilanz organischer Böden ist kaum bekannt. Die wenigen vorliegenden Zahlen deuten darauf hin, dass Übersandungen die Emissionen nicht substantiell verringern.

Auch entwässerte Mineral- und Übergangsböden verlieren grosse Teile ihres akkumulierten Corg-Vorrats. Über die dazugehörigen Raten bei Entwässerung und die Auswirkung einer möglichen Anhebung des GW-Spiegels auf die THG-Bilanz von genutzten Mineral- und Übergangsböden ist deutlich weniger bekannt als bei Moorböden, hier liegt ein klarer Forschungsbedarf vor. Die Erhöhung des GW-Standes bei solchen Böden, wie z.B. Gleyen, kann einen Teil des verlorenen Corg-Vorrates wieder aufbauen (Senke), die entsprechenden Zeitskalen sind aber unbekannt. Die Methanemissionen können bei Wiedervernässung von Mineralböden, insbesondere unter Überstauungssituationen, sehr hoch sein. Da bei Mineralböden ein wesentlich kleinerer Corg-Vorrat im Boden durch eine Anhebung des Wasserstandes als bei organischen Böden geschützt werden kann und eine Torfbildung nicht erfolgt, spielt bei ihnen der methanbürtige Anteil der THG-Bilanz eine vergleichsweise wichtigere Rolle. Neue Nutzungsformen wie der Nassreisanbau müssen zunächst die trade-offs zwischen den verschiedenen THG evaluieren, bevor sie als Bewirtschaftungsmassnahme vorgeschlagen werden können. Sie haben mit Blick auf eine Verbesserung der THG-Bilanz auf organischen Böden ein grösseres Potential als auf mineralischen Böden.

Literatur

- Churko G, Szerencsits E., Gramlich A., Prasuhn V., Walter T., 2018. Arten der Feucht-(Acker-) Flächen der Schweiz und Korridore zwischen Schutzobjekten. *Agroscope Science* | Nr. 76 / November 2018, 35 S.
- Croon, F.W., 2013. Saving reed lands by giving economic value to reed. *Mires and Peat* 13, 10-10.
- Davidson, E.A., 2009. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geosci* 2, 659-662.
- Drösler, M., *et al.*, 2013. Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des Vorhabens "Klimaschutz - Moornutzungsstrategien" 2006-2010. In: Technische Universität München, V. (Ed.), München, p. 201.
- Drösler, M., Schaller, L., Kantelhardt, J., Schweiger, M., Fuchs, D., Tiemeyer, B., Augustin, J., Wehrhan, M., Förster, C., Bergmann, L., Kapfer, A., Krüger, G.-M., 2012. Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmassnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgrossojektprojekten. *Natur und Landschaft* 87, 70-76.
- Fernández, F.G., Venterea, R.T., Fabrizzi, K.P., 2016. Corn Nitrogen Management Influences Nitrous Oxide Emissions in Drained and Undrained Soils. *Journal of Environmental Quality* 45, 1847-1855.
- Frolking, S., Roulet, N.T., 2007. Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Global Change Biology* 13, 1079-1088.
- Furukawa, Y., Inubushi, K., Ali, M., Itang, A.M., Tsuruta, H., 2005. Effect of changing groundwater levels caused by land-use changes on greenhouse gas fluxes from tropical peat lands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 71, 81-91.
- Gaudig, G., Fengler, F., Krebs, M., Prager, A., Schulz, J., Wichmann, S., Joosten, H., 2013. Sphagnum farming in Germany - a review of progress. *Mires and Peat* 13, Article 08.
- 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. *Agriculture Ecosystems & Environment* 150, 1-18.
- Hergoualc'h, K., Verchot, L.V., 2014. Greenhouse gas emission factors for land use and land-use change in Southeast Asian peatlands. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 19, 789-807.
- Hiller, R.V., Bretscher, D., DelSontro, T., Diem, T., Eugster, W., Henneberger, R., Hobi, S., Hodson, E., Imer, D., Kreuzer, M., Künzle, T., Merbold, L., Niklaus, P.A., Rihm, B., Schellenberger, A., Schroth, M.H., Schubert, C.J., Siegrist, H., Stieger, J., Buchmann, N., Brunner, D., 2014. Anthropogenic and natural methane fluxes in Switzerland synthesized within a spatially explicit inventory. *Biogeosciences* 11, 1941-1959.
- Höper, H., 2007. Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *Telma* 37, 85-116.
- Gramlich A., Stoll S., Aldrich A., Stamm Ch., Walter T., Prasuhn V. 2018. Einflüsse landwirtschaftlicher Drainage auf den Wasserhaushalt, auf Nährstoffflüsse und Schadstoffaustrag – Eine Literaturstudie. *Agroscope Science* | Nr. 73 / November 2018, 57 S.
- Höper, H., Schäfer, W., 2012. Die Bedeutung der organischen Substanz von Mineralböden für den Klimaschutz. *Bodenschutz* 3, 72-79.
- Höper, H., Schäfer, W., 2012. Die Bedeutung der organischen Substanz von Mineralböden für den Klimaschutz. *Bodenschutz* 3, 72-79.
- IPCC, 2014. 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. In: Hiraishi, T., Krug, T., Tanabe, K., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M., Troxler, T.G. (Eds.), Switzerland, p. 354.
- Jacot K., Burri M., Churko G., Walter T., 2018. Reisanbau auf temporär gefluteter Fläche im Mittelland möglich – ein ökonomisch und ökologisch interessantes Nischenprodukt. *Agroscope Transfer* Nr 238: 8 S.
- Leifeld, J., 2013. Prologue paper: Soil carbon losses from land-use change and the global agricultural greenhouse gas budget. *Science of the Total Environment* 465, 3-6.
- Leifeld, J., 2018. Distribution of nitrous oxide emissions from managed organic soils under different land uses estimated by the peat C/N ratio to improve national GHG inventories. *Science of The Total Environment* 631–632, 23-26.

- Leifeld, J., Bassin, S., Fuhrer, J., 2005. Carbon Stocks in Swiss Agricultural Soils Predicted by Land-Use, Soil Characteristics, and Altitude. *Agriculture Ecosystems & Environment* 105, 255-266.
- Leifeld, J., Menichetti, L., 2018. The underappreciated potential of peatlands in global climate change mitigation strategies. *Nature Communications* 9, 1071.
- Leifeld, J., Steffens, M., Galego-Sala, A., 2012. Sensitivity of peatland carbon loss to organic matter quality. *Geophysical Research Letters* 39, article L14704.
- Linquist, B., 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, 194-209.
- Loisel, J., Yu, Z., Beilman, D.W., Camill, P., Alm, J., Amesbury, M.J., Anderson, D., Andersson, S., Bochicchio, C., Barber, K., Belyea, L.R., Bunbury, J., Chambers, F.M., Charman, D.J., De Vleeschouwer, F., Fiałkiewicz-Kozieł, B., Finkelstein, S.A., Gałka, M., Garneau, M., Hammarlund, D., Hinchcliffe, W., Holmquist, J., Hughes, P., Jones, M.C., Klein, E.S., Kokfelt, U., Korhola, A., Kuhry, P., Lamarre, A., Lamentowicz, M., Large, D., Lavoie, M., MacDonald, G., Magnan, G., Mäkilä, M., Mallon, G., Mathijssen, P., Mauquoy, D., McCarroll, J., Moore, T.R., Nichols, J., O'Reilly, B., Oksanen, P., Packalen, M., Peteet, D., Richard, P.J.H., Robinson, S., Ronkainen, T., Rundgren, M., Sannel, A.B.K., Tarnocai, C., Thom, T., Tuittila, E.S., Turetsky, M., Väiliranta, M., van der Linden, M., van Geel, B., van Bellen, S., Vitt, D., Zhao, Y., Zhou, W., 2014. A database and synthesis of northern peatland soil properties and Holocene carbon and nitrogen accumulation. *Holocene* 24, 1028-1042.
- Meersmans, J., Van Wesemael, B., Goidts, E., Van Molle, M., De Baets, S., De Ridder, F., 2011. Spatial analysis of soil organic carbon evolution in Belgian croplands and grasslands, 1960–2006. *Global Change Biology* 17, 466-479.
- Mitra, A.P., Gupta, P.K., Sharma, C., 2002. Refinement in methodologies for methane budget estimation from rice paddies. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 64, 147-155.
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura, Zhang, H., 2013. Anthropogenic and natural radiative forcing. In: Change, I.P.o.C. (Ed.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the IPCC Fifth Assessment Report*, Cambridge.
- Nussbaum, M., Papritz, A., Baltensweiler, A., Walthert, L., 2014. Estimating soil organic carbon stocks of Swiss forest soils by robust external-drift kriging. *Geoscientific Model Development* 7, 1197-1210.
- Oberholzer, H.R., Leifeld, J., Mayer, J., 2014. Changes in soil carbon and crop yield over 60 years in the Zurich Organic Fertilization Experiment, following land-use change from grassland to cropland. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 177, 696-704.
- Pennock, D., Yates, T., Bedard-Haughn, A., Phipps, K., Farrell, R., McDougal, R., 2010. Landscape controls on N₂O and CH₄ emissions from freshwater mineral soil wetlands of the Canadian Prairie Pothole region. *Geoderma* 155, 308-319.
- Sangok, F.E., Maie, N., Melling, L., Watanabe, A., 2017. Evaluation on the decomposability of tropical forest peat soils after conversion to an oil palm plantation. *Science of The Total Environment* 587–588, 381-388.
- Schipper, L.A., Mudge, P.L., Kirschbaum, M.U.F., Hedley, C.B., Golubiewski, N.E., Smaill, S.J., Kelliher, F.M., 2017. A review of soil carbon change in New Zealand's grazed grasslands. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 60, 93-118.
- Skiba, U., Ball, B., 2002. The effect of soil texture and soil drainage on emissions of nitric oxide and nitrous oxide. *Soil Use and Management* 18, 56-60.
- Smith, K.A., Dobbie, K.E., Ball, B.C., Bakken, L.R., Sitaula, B.K., Hansen, S., Brumme, R., Borken, W., Christensen, S., Priemé, A., Fowler, D., Macdonald, J.A., Skiba, U., Klemetsson, L., Kasimir-Klemetsson, A., Degórska, A., Orlanski, P., 2000. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. *Global Change Biology* 6, 791-803.
- Smith, P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. A. Elsidig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling, Tubiello, F., 2014. Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel, Minx, J.C. (Eds.), *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth*

- Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA., p. 112.
- Szerencsits E., Prasuhn V., Churko G., Herzog F., Utiger Ch., Zihlmann U., Walter T., Gramlich A., 2018. Karte potenzieller Feucht-Acker-Flächen der Schweiz. *Agroscope Science* | Nr. 72 / November 2018. 67 S.
- Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, L.V. Alexander, S.K. Allen, N.L. Bindoff, F.-M. Bréon, J.A. Church, U. Cubasch, S. Emori, P. Forster, P. Friedlingstein, N. Gillett, J.M. Gregory, D.L. Hartmann, E. Jansen, B. Kirtman, R. Knutti, K. Krishna Kumar, P. Lemke, J. Marotzke, V. Masson-Delmotte, G.A. Meehl, I.I. Mokhov, S. Piao, V. Ramaswamy, D. Randall, M. Rhein, M. Rojas, C. Sabine, D. Shindell, L.D. Talley, D.G. Vaughan, Xie, S.-P., 2013. Technical summary. In: Change, I.P.o.C. (Ed.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Working Group I contribution to the IPCC Fifth Assessment Report*, Cambridge
- Taft, H.E., Cross, P.A., Edwards-Jones, G., Moorhouse, E.R., Jones, D.L., 2017. Greenhouse gas emissions from intensively managed peat soils in an arable production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 237, 162-172.
- Tangen, B.A., Finocchiaro, R.G., Gleason, R.A., 2015. Effects of land use on greenhouse gas fluxes and soil properties of wetland catchments in the Prairie Pothole Region of North America. *Science of the Total Environment* 533, 391-409.
- TEEB-DE., 2014. Naturkapital und Klimapolitik - Synergien und Konflikte. Kurzbericht für Entscheidungsträger. In: UFZ, T.U.B.u.H.-Z.f.U.-. (Ed.), Leipzig.
- 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., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M., Zeitz, J., 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology* 22, 4134-4149.
- Tubiello, F.N., Salvatore, M., Rossi, S., Ferrara, A., Fitton, N., Smith, P., 2013. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters* 8, 15009-15009.
- Verhoeven, J.T.A., Setter, T.L., 2010. Agricultural use of wetlands: opportunities and limitations. *Annals of Botany* 105, 155-163.
- Wichmann, S., Commercial viability of paludiculture: A comparison of harvesting reeds for biogas production, direct combustion, and thatching. *Ecological Engineering* 103, 497-505.
- Wilson, D., Blain, D., Couwenberg, J., Evans, C.D., Murdiyarto, D., Page, S.E., Renou-Wilson, F., Rieley, J.O., Sirin, A., Strack, M., Tuittila, E.-S., 2016. Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* 17, Article 04.
- Wright, E.L., Black, C.R., Cheesman, A.W., Drage, T., Large, D., Turner, B.L., Sjögersten, S., 2011. Contribution of subsurface peat to CO₂ and CH₄ fluxes in a neotropical peatland. *Global Change Biology* 17, 2867-2881.
- Wüst-Galley, C., Leifeld, J., 2017. Entwicklung der Kohlenstoffvorräte und Treibhausgasemissionen der Moorböden seit 1850. In: Stuber, M., Bürgi, M. (Eds.), *Vom eroberten Land zum Renaturierungsprojekt - Geschichte der Feuchtgebiete der Schweiz seit 1700*. Paul Haupt Verlag, Bern.
- Yu, Z.C., Loisel, J., Brosseau, D.P., Beilman, D.W., Hunt, S.J., 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters* 37, article L13402.
- Yu, Z.C., Loisel, J., Brosseau, D.P., Beilman, D.W., Hunt, S.J., 2010. Global peatland dynamics since the Last Glacial Maximum. *Geophysical Research Letters* 37, article L13402.
- Zorn A., 2018. Grundlagen der Wirtschaftlichkeit von Feucht-Acker-Flächen. *Agroscope Science* | Nr. 75 / November 2018. *Agroscope Science* | Nr. nn / mmmmmmm 2018, 28 S.



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope