

**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE**

**BULLETIN 36
2015**

**Jahrestagung vom 5. und 6. Februar 2015 in Basel
NUTZUNG UND SCHUTZ DER BÖDEN IM „ANTHROPOZÄN“**

Referate, Texte zu den Postern

Editor: Fabienne Favre Boivin

ISSN 1420-6773
ELVADATA AG
Zollikofen 2015

Druck ELVADATA AG, Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2015 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

La SSP a 40 ans cette année!	5
Werner Rohr zum Gedenken	9

NUTZUNG UND SCHUTZ DER BÖDEN IM „ANTHROPOZÄN“**Jahrestagung vom 5./6. Februar 2015 in Basel**

V. PRASUHN Erfahrungen, Erfolge und Probleme mit Bodenerosionsrichtwerten auf Ackerflächen	11
C. ALLEWELL, K. MEUSBURGER, D. KANDL, I. FETAI, V. ROTH, V. RUGOLO, H. SCHULDT und T. VETTER COSA – AlpErosion: Monitoring the degradation of Alpine soils with COSA, a Citizens' Observatory Smartphone App	19
J. BAUMGARTNER und B. KULLI Bodenverdichtung in Dauergrünland – Unterschied von Zustand und Stabilität der Bodenstruktur im Vergleich zu Ackerstandorten	23
N. BILLEN, H.-G. SCHWARZ-von RAUMER, A. PERENGER und K. STAHR Emissionen aus Moorböden im südwestdeutschen Alpenvorland - Eine Nutzungs- und Raumdifferenzierte Analyse	29
Y. HU Investigations on Temporal and Spatial Variation of Slope-Scale SOC Erosion and Deposition	37
J. P. KRÜGER, J. LEIFELD, S. GLATZEL und C. ALEWELL Soil carbon loss from managed peatlands along a land use gradient – a comparison of three d ifferent methods	45
S. OSTERWALDER, J. FRITSCH, S. ÅKERBLOM, M. NILSSON, K. BISHOP und C. ALEWELL Mercury evasion from a boreal peatland determined with advanced REA and chamber methods	51
S. PAUL und A. SCHELLENBERGER Organische Böden, Klima und der Kohlenstoffmarkt	57
A. PLOTZKI, D. SCHMUTZ und D. UTINGER Hinweiskarte zur Verwertung von abgetragenen Boden auf Landwirtschaftsflächen im Kanton Basel-Landschaft	71
A. SCHMIDHAUSER, M. WERNLI, R. BERGER und A. HOFMANN Der Moorboden — Boden des Jahres 2015	79

La SSP a 40 ans cette année!

Il y a deux décennies, Hans Sticher terminait son texte sur le jubilé des 20 ans de la SSP par cette phrase: « Die Beschäftigung mit dem Boden als unserer natürlichen Lebensgrundlage ist heute, angesichts der bedrohlichen Bodenverluste und Bodenschädigungen aktueller denn je. Die BGS liegt im Trend; die Arbeit wird auch in den nächsten 20 Jahren nicht ausgehen. »

Nous y sommes, 20 ans plus tard, et je profite de cette occasion pour souligner que les objectifs de la SSP n'ont pas changé et sont toujours d'actualité malgré une situation économique et politique qui, elle, tend à évoluer. Le monde s'accélère, les médias relaient l'information de manière pratiquement instantanée et la communication entre les gens est devenue omniprésente.

La pression démographique a bien augmenté avec une population suisse passant de 6.3 à 8.3 millions d'habitants entre 1975 et 2014 et une perte d'environ 30'000 ha de terres arables entre 1979 et 2009 surtout au profit de la construction (source Office fédéral de la statistique (OFS)). Dans le même temps est apparu un changement climatique qui devrait conduire à une augmentation des températures et des événements extrêmes. Tout ceci engendre des menaces potentielles importantes pour les sols. On voit donc que le monde évolue et que la tâche de la SSP est loin d'être terminée. Plus que jamais, il est nécessaire de protéger les sols, ressource naturelle non re-

nouvelable à l'échelle humaine, et dont l'importance semble lentement être reconnue.

Le travail de la SSP continue donc grâce à la collaboration de tous et à l'échange que nous avons lors des congrès et des sorties annuelles. Je ne désire pas ici vous faire une rétrospective mais plutôt vous présenter l'état actuel de la SSP. Des environs 60 membres présents lors de sa création, nous sommes passé à environ 460 membres actuellement et depuis une dizaine d'année l'effectif de la SSP croit régulièrement (Figure 1). Cela est réjouissant, cela correspond à plus d'un pédologue pour 1000 km² !

Notre société compte des membres provenant de tous les horizons et de toutes les régions. Nous sommes membres de la SCNAT et de l'IUSS et avons de bons contacts avec les sociétés de pédologie des pays voisins. Nous formons en collaboration avec le SANU et d'autres institutions, des spécialistes de la surveillance des sols de chantiers depuis plus de 10 ans. Concernant les échanges internes, les lieux des congrès annuels (Figure 2) reflètent une bonne répartition nationale même si, évidemment, les villes, en raison des infrastructures adaptées à ce type d'événements et des instituts liés aux sols s'y trouvant, ont majoritairement hébergé les congrès. Ces derniers, depuis 1988, sont du reste passés de 1 à 2 jours avec des thématiques variées. (Figure 3). Mais où se sont déroulés les derniers congrès ?

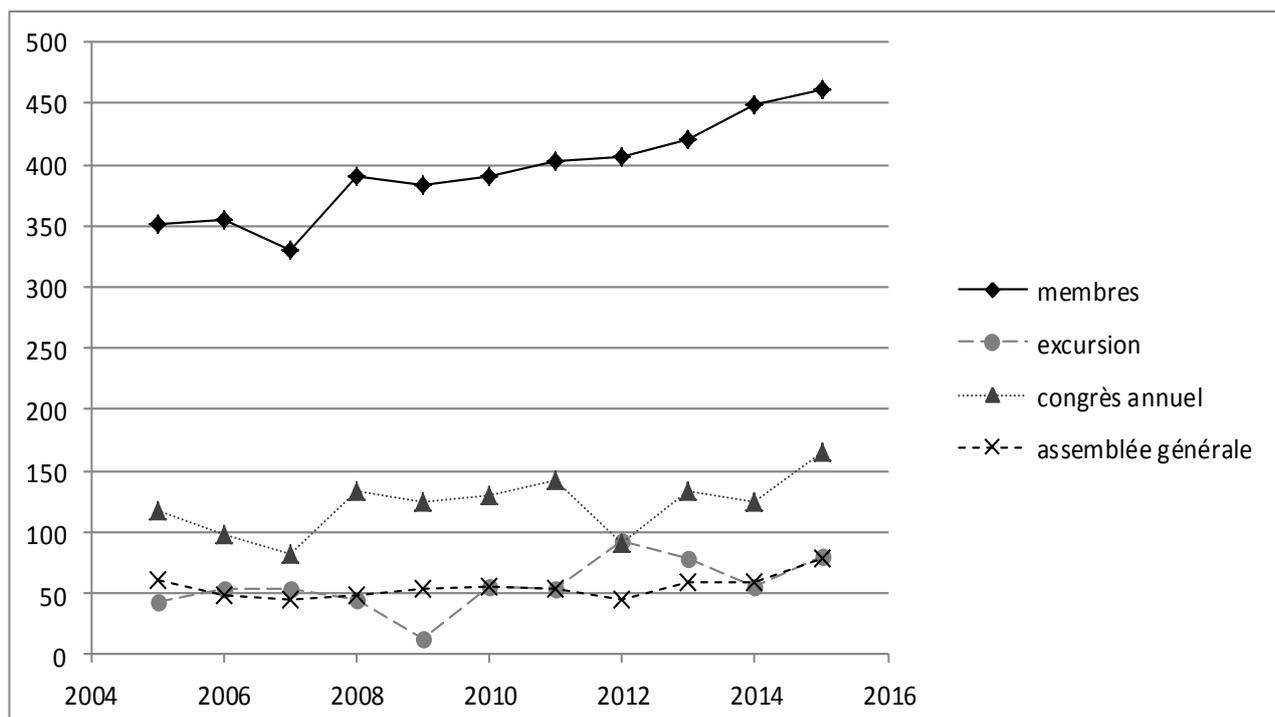


Figure 1: Évolution des membres de la SSP de 2005 à 2015.

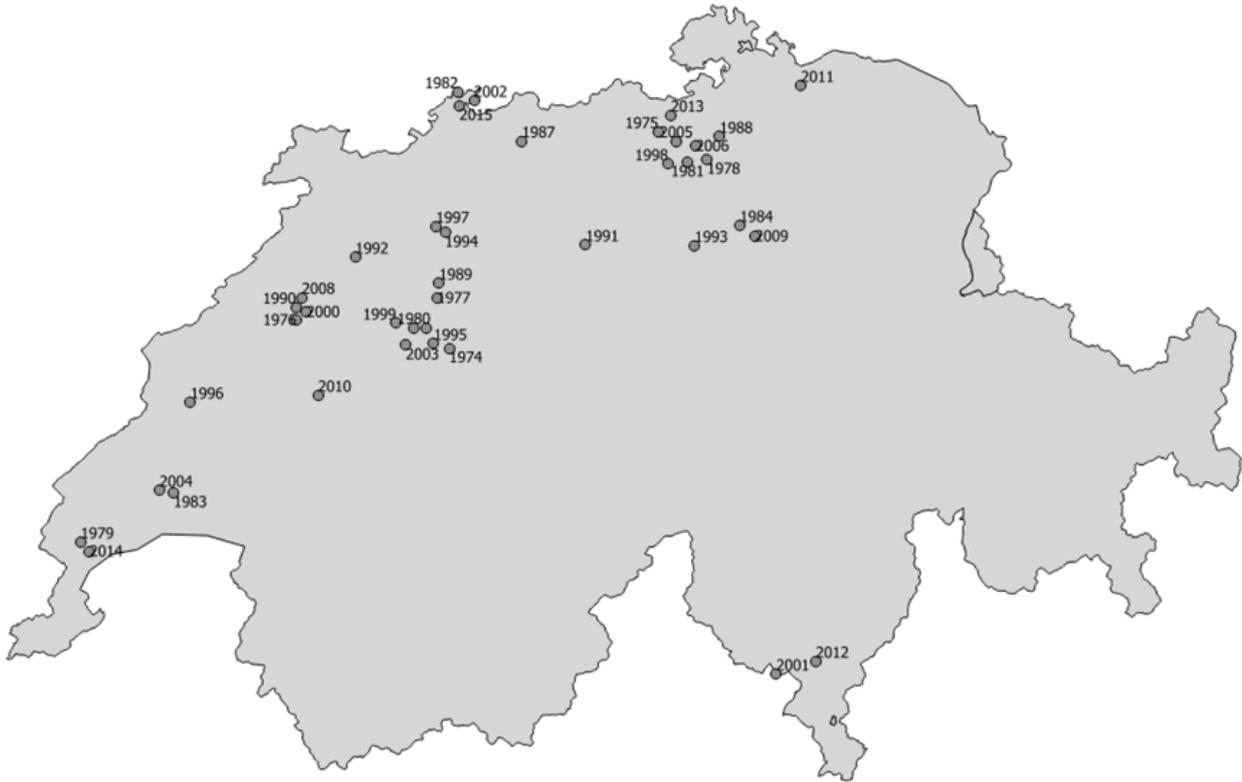


Figure 2: Localisation des congrès annuels de la SSP depuis 1975.

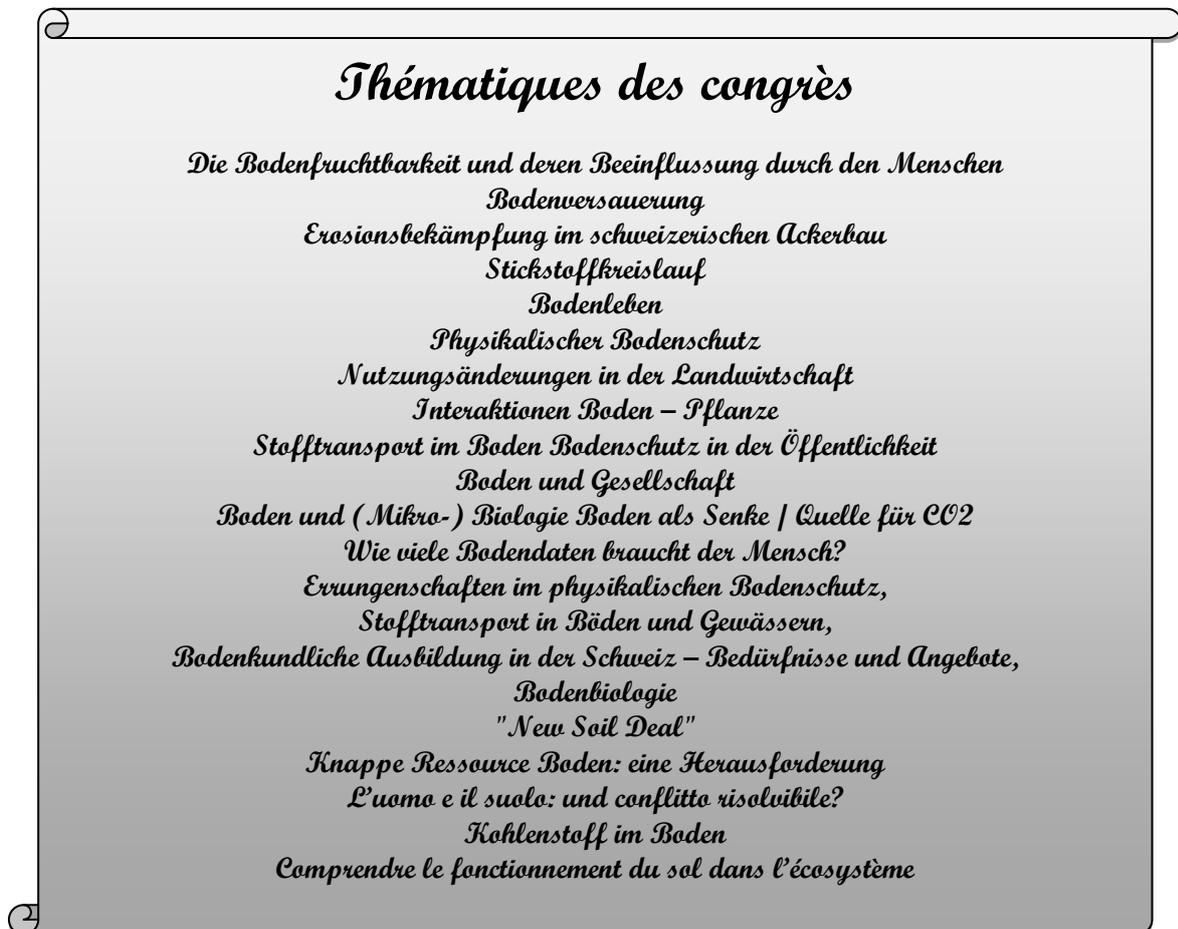


Figure 3: Parchemin retrouvé indiquant les sujets des congrès de la SSP.

On constate que les sujets des congrès sont aussi très divers avec des thématiques liées à la chimie, la physique, la biologie ou la protection des sols et même sociétales. Cette information est archivée et en partie publiée dans les bulletins de la SSP. Au niveau documentaire une grande quantité de publications est maintenant à disposition sur le site internet de la SSP qui a un nouvel aspect et correspond aux moyens de diffusion de l'information de notre époque, accessibles à tous (<http://www.soil.ch/cms/index.php?id=home&L=2>).

Ces documents sont parfois à la base de texte de loi ou de recommandations officielles qui montrent l'impact politique que peut avoir une société ayant en son sein des gens engagés et dynamiques. Partez donc à la découverte de cette information précieuse, historique parfois mais toujours porteuse d'éléments actuels (http://www.soil.ch/cms/index.php?id=dokumente_medien).

Je vous donne donc rendez-vous dans 10 ans pour les 50 ans de la SSP !

Stéphane Burgos, président de la SSP.



Figure 4: Site-web de la SSP



Figure 5: Bulletins de la SSP.

Werner Rohr zum Gedenken (1953 – 2015)

Lieber Werner

Mit knapp 62 Lebensjahren hast Du uns verlassen. Weshalb Du keinen anderen Ausweg aus Deiner schwierigen Situation fandest, werden wir nie in Erfahrung bringen können.

Dein bodenkundliches Verdienst liegt weniger in einer langen Publikationsliste als in Deiner Fähigkeit, Deinem Gegenüber geduldig zuzuhören und in Deiner Bereitschaft, immer wieder über scheinbar längst geklärte Bodenphänomene zu reflektieren. Überhaupt spürte man im Gespräch mit Dir eine faszinierende Grundachtung vor dem Mysterium Boden. Diese Haltung war ansteckend. Gerne erinnere ich mich an folgende gemeinsame Wegabschnitte, die mich nachhaltig prägten und immer wieder die Sicherheit vermittelten, dass der Einsatz im Dienste des Bodens wichtig ist.

Im Frühling 1987 fuhr ich nach der Anreise per Bahn mit dem Velo von Lyss nach Vorimholz. Ich durfte Dir während drei Monaten bei der Feldarbeit im Rahmen der Erosionskartierung des NFP 22 behilflich sein. Abend für Abend haben wir nach erledigter Arbeit intensiv über die Fragen des Lebens diskutiert. In der Lehrerwohnung des alten Schulhauses – ohne Internet und Fernseher, quasi am Ende der Welt – blieben uns glücklicherweise wenig Alternativen. Unser Altersunterschied von mehr als zehn Jahren war nebensächlich. In dieser Zeit hast Du mir das Tor zum Boden geöffnet und eine Urfaszination für diesen Umweltbereich ausgelöst.

Fünf Jahre später wollte es der Zufall, dass Du während Deiner kurzen Zeit als Assistent am Institut für Terrestrische Ökologie mir bei meiner Diplomarbeit motivierend zur Seite standest. Als wissenschaftlicher Mitarbeiter bei der GEOTEST AG verhalfst Du mir ein Jahr später zu meiner ersten Anstellung als Bodenkundler und lehrtest mich die Kunst der Bodenansprache. Damals glaubte ich Dir nicht, dass ein Fundus von mehr als hundert selbständig beschriebenen Bodenprofilen notwendig ist, um sich einen Pedologen zu nennen. Eine Nacht aus dieser Zeit bleibt mir dabei besonders in Erinnerung. Für den Umweltverträglichkeitsbericht zum Lötschberg-Basistunnel haben wir uns bis weit nach Mitternacht über Sinn und Unsinn der bodenkundlichen Abklärungen unterhalten. Es war Dir ein grosses Anliegen, das Bodenthema nicht einfach dem Papier zuliebe abzuhandeln, sondern vor allem im Hinblick auf die speziellen Verhältnisse der Walliser Talböden ein durchdachtes und praktikables Vorgehen zu beschreiben. Deine unorthodoxen Ansätze und Deine eigenständige Arbeitsweise waren Dein Markenzeichen, und daran hieltest Du in beeindruckender



Weise eisern fest. Als bodenkundlicher Baubegleiter der ersten Stunde hast Du wegen Deines Sonnenhuts auf verschiedenen Baustellen den Übernamen « Schlapphut » getragen, aber die Bodenschutz-Botschaft wurde stets begriffen und respektvoll umgesetzt.

Nun ist Dein charakteristisches Lachen für immer verstummt. Es fällt mir schwer, das zu begreifen. Gerne halte ich Dich mit dieser herzhaften Fröhlichkeit und mit Deiner unkonventionellen Art, an das Mysterium Boden heranzutreten, in Erinnerung.

Markus Steger

Erfahrungen, Erfolge und Probleme mit Bodenerosionsrichtwerten auf Ackerflächen

Volker Prasuhn

Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften (INH), CH-8046 Zürich

Zusammenfassung

In der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 1.7.1998 wurden in der Schweiz erstmals Richtwerte für maximal zulässige Bodenerosion auf Ackerflächen erlassen. Sie betragen in Abhängigkeit der durchwurzelbaren Mächtigkeit des Bodens (bis und mit 70 cm bzw. über 70 cm) 2 bzw. 4 Tonnen Trockensubstanz pro Hektare und Jahr durchschnittlichen flächenhaften plus linienhaften Bodenabtrag. Diese Richtwerte sollen der Vorsorge dienen und sind ein Mass zur Beurteilung der langfristigen Entwicklung der Bodenfruchtbarkeit. Sie stellen einen Kompromiss zwischen dem genannten Schutzziel und der ackerbaulichen Nutzung von Flächen in Hanglagen dar. Grundlage dieser Richtwerte sind Bodenneubildungsraten, deren Höhe und Bestimmung umstritten sind. Der Vollzug der Richtwerte erwies sich in den vergangenen 17 Jahren als schwierig bzw. unbefriedigend. Ein Erosions-Langzeitmonitoring auf über 200 Ackerparzellen im Raum Friesenberg zeigt, dass auf 14 Parzellen (= 7% aller Parzellen) die Richtwerte der VBBo im Mittel über 10 Jahre überschritten wurden. Die neue Vollzugshilfe „Umweltschutz in der Landwirtschaft, Modul Boden,“ konkretisiert die gesetzlichen Grundlagen und bietet Möglichkeiten an, wie der Vollzug in Zukunft verbessert werden könnte.

Keywords: soil loss tolerance, soil erosion, soil formation, weathering, implementation

Abstract:

Tolerable soil loss rates on arable land: effectiveness and problems

In the Ordinance on Soil Protection from 1.7.1998 guideline values for soil loss on arable land were legislated in Switzerland for the first time. The tolerable soil loss rates amount 2 or 4 tonnes of dry matter per hectare per year average for sheet erosion plus rill erosion, respectively, depending on the thickness of the rooting zone of the soil (up to 70 cm or more than 70 cm). These values are a provision for the future and are a measure for assessing the long-term soil fertility. They are a compromise between the long-term protection of the soil and the use of sloping areas as arable land. Tolerable soil loss rates are based on soil formation rates, but their size and determination method are controversial. The enforcement of these tolerable soil loss values was difficult and unsatisfactory in the past 17 years. A long-term monitoring of soil erosion on more than 200 field plots in the Friesenberg area shows that 14 plots (= 7% of all plots) have exceeded the recommended threshold values averaged over 10 years. The soil module of the new "Guideline for environmental protection in agriculture, module soil" defines the legal regulations and offers ways of how implementation could be improved in the future.

1. Einleitung

Bodenerosion von Ackerflächen ist spätestens seit den Untersuchungsergebnissen von MOSIMANN et al. (1991) im Rahmen des nationalen Forschungsprogrammes „Boden“ (NFP22) in der Schweiz in Öffentlichkeit, Politik und Beratung ein wichtiges Thema geworden. Wegen der sehr langsamen Regenerierung von Bodenfruchtbarkeitsverlusten durch Bodenneubildungsprozesse wird Bodenerosion weltweit als eine der grössten Bedrohungen für Böden angesehen (PIMENTEL und BURGESS 2013). Entsprechend wurden gesetzliche Regelungen geschaffen, um den Bodenabtrag zu begrenzen. Seit 1998 existieren in der Schweiz gesetzlich verankerte Richtwerte für maximal zulässige Bodenerosion auf Ackerflächen. Im folgen-

den Beitrag werden zunächst die wissenschaftlichen Grundlagen dieser Richtwerte nochmals dargestellt und diskutiert. Danach wird aufgezeigt, ob sich diese Regelungen in den vergangenen 17 Jahren bewährt haben, welche Erfolge zu verzeichnen sind und welche Probleme beim Vollzug entstanden sind. Abschliessend wird die neue, seit 2013 existierende Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft - Modul Boden (BAFU und BLW 2013) bezüglich der Umsetzung des Erosionsschutzes vorgestellt.

Es existieren auch direkte oder indirekte Regelungen zum Erosionsschutz im Landwirtschaftsgesetz bzw. in der Direktzahlungsverordnung sowie im Gewässerschutzgesetz. Sie sind nicht Gegenstand des folgenden Beitrags.

2. Gesetzliche Grundlagen (USG bzw. VBBo)

Bodenerosion wurde 1997 im Umweltschutzgesetz (USG) Art. 33, Abs. 2, erstmals rechtlich verankert. In der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vom 1.7.1998 wurden dann Richtwerte für Bodenerosion auf Ackerflächen erlassen. Sie betragen in Abhängigkeit von der durchwurzelbaren Mächtigkeit des Bodens (bis und mit 70 cm bzw. über 70 cm) 2 bzw. 4 Tonnen Trockensubstanz pro Hektare und Jahr durchschnittlichen flächenhaften plus linienhaften Bodenabtrag. Diese Richtwerte definieren gemäss BGS (1999) juristisch betrachtet eine Vermutung in Bezug auf einen unrechtmässigen Zustand - im Gegensatz zu Grenzwerten, die eine Grenze zwischen einem rechtmässigen und einem unrechtmässigen Zustand festlegen. Die Richtwerte der VBBo entsprechen inhaltlich weitgehend den in der Literatur häufig zu findenden Begriffen „tolerierbarer Bodenabtrag“ oder „Toleranzwert für Bodenerosion“.

Diese Richtwerte dienen der Vorsorge und sind ein Mass für die Beurteilung der langfristigen Entwicklung der Fruchtbarkeit des Bodens. Ihr Schutzziel ist demnach das Bodenökosystem als Ganzes (BUWAL 2001). Die Bewertung der Bodenfruchtbarkeit erfolgt anhand von Bodenfunktionen. Bodenfunktionen sind Leistungen, die der Mensch von Böden erwartet (Leistungsvermögen oder Leistungsfähigkeit des Bodens). Das Schutzziel ist die langfristige Sicherstellung der Multifunktionalität des Bodens, welche verschiedentlich beschrieben wurde. Die BGS (1999) unterscheidet acht wichtige Bodenfunktionen. CANDINAS et al. (2002) beschreiben in ihrem Bodenkonzzept für die Landwirtschaft der Schweiz 17 verschiedene Bodenfunktionen, die sie in fünf thematische Gruppen gliedern. Die „EU Soil Thematic Strategy“ definiert sieben Bodenfunktionen: Produktion, Regulierung, Biodiversität, Lebensraum für Menschen, Rohstoffquelle, Kohlenstoffspeicher, Archiv (EU 2006). Die heutige Bodenstrategie des Bundes unterscheidet sechs Bodenfunktionen: Produktions-, Regulierungs-, Lebensraum-, Träger-, Rohstoff- und Archivfunktion (BAFU 2011).

Nach Art. 33 Absatz 2 USG werden nur langfristige Beeinträchtigungen der Bodenmächtigkeit erfasst. Erosionsvorgänge sind dann als dauerhaft bzw. schädlich zu bezeichnen, wenn die jährliche Abtragsrate regelmässig, d.h. über mehrere Jahre hinweg, über den Richtwerten der VBBo liegt (BUWAL 2001). Dann ist die Bodenfruchtbarkeit nicht mehr langfristig gewährleistet. Was „regelmässig“ bzw. „über mehrere Jahre hinweg“ konkret heisst, ist in der VBBo nicht genauer definiert. Für die Ermittlung des durchschnittlichen flächenhaften Bodenabtrags wird kein Zeitraum genannt. Methodisch basiert die Abschätzung auf

der „Universal Soil Loss Equation“ (WISCHMEIER und SMITH 1965) bzw. deren deutschen Adaptionen. Hier wird unter langjährigem mittlerem Bodenabtrag 20 Jahre verstanden. Für die Beurteilung von Bodenabträgen bezüglich Richtwertüberschreitungen der VBBo wird ein einfaches Abschätzverfahren empfohlen, der Erosionsschlüssel (MOSIMANN und RÜTTIMANN 2006), der üblicherweise Bodenabträge für Fruchtfolgen bzw. Kulturabfolgen berechnet (BUWAL 2001). Für die Ermittlung des durchschnittlichen linienhaften Bodenabtrags werden gemäss VBBo die vergangenen fünf Jahre in der VBBo berücksichtigt. Es ist daher davon auszugehen, dass auch für die Ermittlung des flächenhaften Bodenabtrages mindestens fünf Jahre heranzuziehen sind.

Nicht anwendbar sind die Richtwerte der VBBo und das vorgeschlagene Abschätzverfahren auf die Talwegerosion. Die Talwegerosion muss in jedem Fall - unabhängig von den Richtwerten - bekämpft werden (BUWAL 2001). Die Regelungen zur Bodenerosion gelten weiterhin nur für Bodenerosion durch Wasser, nicht für Winderosion, bearbeitungsbedingte Erosion, gravitative Massenverlagerungen wie Rutschungen oder Lawinen, Bodenverluste durch Überschwemmungen und anhaftende Erde bei Ernteprodukten, geogene Erosion (Verwitterung) sowie Ufer- und Gerinneerosion.

Da in den meisten Definitionen von tolerierbaren Bodenabträgen bzw. Richtwerten die Bodenneubildungsrate eine zentrale Rolle spielt, soll diese zunächst näher betrachtet werden.

3. Bodenneubildungsraten

Zur Bodenneubildungsrate existieren zahlreiche Angaben in der Literatur, häufig werden aber pauschal Zahlen bzw. Schätzwerte aufgeführt, die der Literatur entnommen worden sind, ohne die exakten Quellen zu nennen. Da auch die Begrifflichkeiten, Definitionen und die Bestimmungsmethoden von Bodenneubildung in der internationalen Literatur stark verschieden sind und sich die Intensität und Höhe der Bodenneubildung vermutlich auch zeitlich, regional und standortspezifisch unterscheiden, ist bei der Übernahme von Literaturwerten Vorsicht geboten. Die Begriffe „Bodenbildung“, „Bodenentwicklung“, „Oberbodenbildung“ und „Bodenneubildung“, die häufig missverständlich gebraucht werden, sind zunächst zu klären, um die für die Bodenerosion massgebliche Bodenneubildungsrate beschreiben zu können. Auch im Englischen existieren mit „soil development“, „soil production“ und „soil formation“ unterschiedliche Begriffe (ALEWELL et al. 2014, EGLI et al. 2014).

Boden besteht aus Mineralen und Humus und entsteht aus Gestein oder streuliefernder Vegetation durch bodenbildende Prozesse wie Verwitterung und Mineralbildung, Zersetzung und Humifi-

zierung, Gefügebildung und Stoffverlagerung. **Bodenbildung** ist der Überbegriff für alle Prozesse, die die Entwicklungs- oder Ausbildungsform eines Bodens beeinflussen. Die Faktoren der Bodenbildung sind Ausgangsgestein, Klima, Relief und Schwerkraft, Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen, der Mensch und Wasser. Die **Bodenentwicklung (Pedogenese)** wird weitgehend synonym mit dem Begriff Bodenbildung verwendet und charakterisiert das Entwicklungsstadium eines Bodens. Die Standortfaktoren lösen im Boden Prozesse aus, die zu bestimmten Merkmalsausprägungen in den Horizonten des Profils eines Bodentyps führen. Diese Umwandlungs- und Verwitterungsprozesse rufen in allen Horizonten der Pedosphäre Veränderungen von Stoffmengen und Bodenbestandteilen hervor. Sie variieren mit der Bodentiefe. Auch die Oberbodenbildung und die Bodenreuebildung im engeren Sinn gehören zur Bodenentwicklung bzw. Bodenbildung. Typische Bodenbildungsprozesse wie Verbraunung, Tonverlagerung, Podsolierung etc. verlaufen aber i.d.R. viel schneller als die Gesteinsverwitterung bzw. Bodenreuebildung.

Oberbodenbildung ist nicht unbedingt mit der Bodenreuebildung im Sinne der tolerierbaren Bodenabträge gleichzusetzen. Hierunter wird die Bildung von organischer Substanz bzw. die Bildung eines Ah-Horizontes (humose Oberbodenschicht) verstanden. Sie hängt von der Zufuhr, der biologischen Einarbeitung (Bioturbation) und Umsetzung von organischer Substanz ab. Sie ist unter Wald und Grasland wichtig (BUI et al. 2011), im Ackerbau dagegen deutlich geringer oder sogar gegenläufig (Abbau organischer Substanz). Sie verläuft um ca. zwei Zehnerpotenzen schneller als die Verwitterung zwischen Boden und Gestein. Die Werte der Oberbodenreuebildung liegen nach einer Literaturzusammenstellung von AUERSWALD et al. (1991) zwischen 2-20 mm/Jahr, bei einem Häufigkeitsmaximum von 5 mm/Jahr. Üblicherweise wird unter Oberbodenreuebildung nur die natürliche Bodenreuebildung verstanden. Nicht zur Oberbodenreuebildung zählen demnach Massenbilanzgewinne an der Bodenoberfläche durch Winderosionsdeposition, Akkumulation, anthropogene Zufuhr von organischer Substanz wie Kompost, Mist, Torf etc., Aufschüttungen, Bodenumlagerungen und andere anthropogene Terrainveränderungen. Ausnahmen bzw. Spezialfälle bilden aktive organische Böden wie Moore, oder Böden in Überflutungsgebieten wie Marschen oder Auen, wo die Bodenreuebildung zusätzlich an der Oberfläche stattfindet.

Die **Bodenreuebildung** im engeren Sinne findet an der Übergangszone von der Pedosphäre zur Lithosphäre, d. h. vom Boden zum Ausgangssubstrat statt, also häufig zwischen dem B- und C-Horizont. „Das Gestein wird zum Boden“ (SCHWER 1994). Es existiert aber keine

festen Grenze, es ist eher ein fließender Übergang. Bodenreuebildung wird häufig auch als Gesteinsverwitterung bezeichnet. Sie hängt von verschiedenen Faktoren ab: Eigenschaften des Ausgangssubstrates, Mächtigkeit des Bodens, Nutzung des Bodens (z.B. Ackerland, Wald, aber auch Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Düngung, Bodenbearbeitung), Klima, Wasser- und Stoffhaushalt des Bodens (BORK und FRIELINGHAUS 1997). Mit zunehmender Bodentiefe vermindert sich die Intensität der Lösungsprozesse. Die Verwitterungsrate nimmt nach Überschreiten einer kritischen Grenze exponentiell ab (BOTSCHEK et al. 1997). Es dürfte daher nicht einen generellen Bodenreuebildungswert geben, sondern es müsste regional angepasste sowie räumlich differenzierte Werte geben. Zusammensetzung des Ausgangsmaterials, Bodentemperatur und Wasserfluss durch das Bodenprofil scheinen die wichtigsten Antreiber für unterschiedliche Bodenreuebildungsraten zu sein (STOCKMANN et al. 2014).

Die Bodenreuebildung im Zusammenhang mit Bodenerosionstoleranzwerten kann über geochemische Massenbilanzen betrachtet werden. Bodenabtrag bedeutet Massenverlust und Bodenreuebildung bedeutet Massengewinn. Gemäss Bodenerhaltungsziel muss dann die Bilanz mindestens ausgeglichen sein. Aber auch dieser Ansatz bringt Probleme mit sich. Neben der anthropogen bedingten Bodenerosion finden auch andere Prozesse mit Massenverlust statt (Verwitterung, Auswaschung, Wegfuhr mit Ernteprodukten etc.). Und auch der Massengewinn erfolgt nicht ausschliesslich durch Bodenreuebildung, sondern kann auch über Deposition, anthropogene Zufuhr, Akkumulation von organischer Substanz etc. erfolgen. Weiterhin ist der betrachtete Zeithorizont wichtig. Erosion findet sowohl schleichend und langfristig als auch kurzfristig durch Extremereignisse statt, Neubildung dagegen sehr langfristig und daher kaum direkt messbar. Weiterhin kann der Massenerhalt nicht als alleiniges Kriterium für die Bodenfruchtbarkeit gelten. Die Qualität des Bodens ist ebenfalls wichtig. Oberboden wird erodiert, Unterboden wird neu gebildet. Dies ist häufig mit einem Qualitätsverlust verbunden; zudem finden die beiden Prozesse meist nicht zeitgleich statt. Letztlich ist eine Massenänderung auch nicht gleich zu setzen mit einer Volumenänderung. Bodenreuebildung kann auch als Millimeter aufgelöstes Gestein gemessen werden, wobei je nach Gestein eine unterschiedliche Menge Boden übrig bleibt und zur Erhöhung der Bodenmächtigkeit führt (bei Kalkstein z.B. wird fast alles gelöst und mit dem Sickerwasser ausgewaschen).

EGLI et al. (2014) zeigen drei verschiedene Ansätze, die Bodenreuebildungsrate zu bestimmen: 1. Chrono-Sequenzen nicht erodierter Böden bekannten Alters, 2. Bestimmung der Boden-

Verweilzeiten und chemischen Verwitterung mittels (in)stabiler Isotope, 3. Altersbestimmung kosmogener Isotope (z.B. ^{10}Be) mit einem Steady-state-Ansatz. Die Bodenneubildung in Hochgebirgslagen variiert nach EGLI et al. (2014) von sehr geringen bis zu sehr hohen Werten von 8-20 t/ha/Jahr, vor allem in Abhängigkeit vom Alter der Böden. Junge Böden haben demnach eine massiv höhere Bodenneubildungsrate als alte Böden. ALEWELL et al. (2014) nennen Bodenneubildungsraten in den Schweizer Alpen zwischen 0,5-1,1 t/ha/Jahr für alte Böden (>10'000-18'000 Jahre), 1,2-2,5 t/ha/Jahr für junge Böden (>1'000-10'000 Jahre) und 4,2-8,8 t/ha/Jahr für sehr junge Böden (<1'000 Jahre).

MONTGOMERY (2007) analysierte in 1'673 Datensätzen aus weltweit 201 Untersuchungen die Parameter „Bodenneubildung“, „geogene Erosion“ und „Bodenerosion von Landwirtschaftsflächen“ und folgert, dass Bodenerosion von gepflügten Ackerflächen ein bis zwei Zehnerpotenzen grösser ist als die Bodenneubildung bzw. die natürliche Erosion. Auch BUI et al. (2009) und EGLI et al. (2014) zeigen umfangreiche Literaturzusammenstellungen von Verwitterungs- und Bodenneubildungsraten. Aus Literaturangaben berechnete Verwitterungsraten von AUERSWALD et al. (1991) haben ihr relatives Maximum bei 0,05 mm/Jahr, zeigen aber sehr grosse Schwankungen. Sie sind im Festgestein leichter als in periglazialen Lockergesteinen zu bestimmen und in Lockergesteinen höher als in Festgesteinen. Über die Intensität der rezenten Bodenneubildung unter rein ackerbaulicher Nutzung gibt es nur wenige Angaben. BORK (1988) hat aus über 1'000 untersuchten Bodenprofilen in Deutschland abgeleitet, dass sich in Mitteleuropa nur auf als Wald oder Dauergrünland genutzten Hängen während des Mittelalters und der Neuzeit Böden gebildet haben. Eine Bodenbildung unter Ackerland sei dagegen ausgeblieben. Die Spanne der häufig angegebenen Bodenneubildungsraten für Mitteleuropa liegt nach VERHEIJEN et al. (2009) zwischen 0,3 und 1,2 t/ha/Jahr. JONES et al. (2012) nennen für Mitteleuropa Bodenneubildungswerte unter Dauergrünland von 1-2 cm pro 100 Jahre. Zu beachten bei allen Literaturwerten und Zusammenstellungen ist

noch, dass die Angaben zu Bodenneubildungsraten und Abtragszahlen einerseits als Masse (Tonne/Hektare/Jahr), andererseits auch als Volumen (mm/Jahr) angegeben werden. Je nach Umrechnungsfaktor (entsprechend der angenommenen Lagerungsdichte) können hier grosse Unterschiede resultieren.

Für die Schweiz nennen MOSIMANN et al. (1991) in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat Bodenneubildungswerte von 0,02 bis 0,2 mm/Jahr, ohne allerdings aufzuführen, auf welcher wissenschaftlichen Grundlage diese Annahmen beruhen:

Mittelland: 0,1 mm/Jahr
Lössböden: 0,15-0,2 mm/Jahr
Jura, Kalk: 0,02-0,1 mm/Jahr
Jura, Mergel: 0,05-0,1 mm/Jahr

BUWAL (2001) nennt darauf aufbauend in den Erläuterungsausführungen zur VBBo Werte von 0,2 bis 1 t/ha/Jahr als natürliche Bodenneubildung.

4. Richtwerte, Toleranzwerte, tolerierbare Bodenabträge

Die Entstehung von Toleranzwerten hat ihren Ursprung in den USA mit der Gründung des Soil Conservation Service (SCS) 1935 (heute U.S. Department of Agriculture's Natural Resources Conservation Service (USDA-NRCS)). AUERSWALD et al. (1991) geben einen guten Überblick über die geschichtliche Entwicklung der Toleranzwerte in den USA. Mit der Einführung der „Universal Soil Loss Equation“ (USLE) wurden dort auch Toleranzgrenzen definiert (WISCHMEIER und SMITH 1965): „The term ‚soil-loss tolerance‘ is used to denote the maximum rate of soil erosion that will permit a high level of crop productivity to be sustained economically and indefinitely“. Anfang der 70er Jahre wurden vom USDA-NRCS dann Richtlinien zur Festlegung von Toleranzgrenzen in Abhängigkeit der Durchwurzelungstiefe festgelegt. 11,2 t/ha/Jahr wurde als Maximalwert festgesetzt. Neuere Einstufungen unterscheiden Werte für drei verschiedene Boden Gruppen (Tab. 1) und reichen bis zu einem Maxi-

Tabelle 1: Richtlinien für tolerierbaren Bodenabtrag des USDA-NRCS (aus LI et al. 2009).

Durchwurzelungstiefe (cm)	Tolerierbarer Bodenabtrag (t/ha/Jahr)		
	Bodengruppe 1	Bodengruppe 2	Bodengruppe 3
0-25	2,5	2,5	7,5
25-50	2,5	5,0	7,5
50-100	5,0	7,5	10,0
100-150	7,5	10,0	10,0
>150	12,5	12,5	12,5

malwert von 12,5 t/ha/Jahr (LI et al. 2009). Die Definition und Interpretation des Begriffs „tolerierbarer Bodenabtrag“ wird in der Literatur allerdings sehr uneinheitlich gehandhabt, je nach Definition werden unterschiedliche Werte vorgeschlagen. LI et al. (2009) geben einen guten Überblick über Definitionen, Geschichte und Bestimmungsmethoden von Toleranzwerten. VERHEIJEN et al. (2009) nennen acht verschiedene Definitionen und Interpretationen, BUI et al. (2011) führen sogar 13 verschiedene Definitionen auf. LI et al. (2009) und BUI et al. (2011) unterscheiden je nach Zielgrösse drei verschiedene Typen von Toleranzwerten. Toleranzwert 1 orientiert sich an der Bodenbildungsrate und ist daher am niedrigsten, Toleranzwert 2 an der Erhaltung der landwirtschaftlichen Produktivität (bis 75% des maximalen Ertrags) und Toleranzwert 3 an der Erhaltung der Gewässerqualität von Flüssen und Seen. Die Machbarkeit bzw. Umsetzbarkeit sollte ein weiteres Kriterium sein. Für Australien geben BUI et al. (2011) für den Toleranzwert 2 relativ niedrige Werte zwischen 0,5 und 1 t/ha/Jahr an. BAZZOFFI (2008) definiert „Environment Minimum Requirements“ für verschiedene Ökosysteme, deren Werte zwischen 0 und 3 t/ha/Jahr unter Einbezug von Off-site-Schäden liegen. Die OECD (2013) hat Bodenabträge <6 t/ha/Jahr als tolerierbar festgelegt. Nach einer Zusammenstellung von VAN BEEK and TÓTH (2012) haben viele europäische Länder unterschiedliche Toleranzwerte festgelegt. VERHEIJEN et al. (2009) bezeichnen Bodenverluste von >1 t/ha/Jahr bei einem Betrachtungszeitraum von 50-100 Jahre als irreversibel und damit nicht tolerierbar. BORK und FRIELINGHAUS (1997) stellen die Quantifizierung der Tolerierbarkeit von Bodenabtrag generell in Frage. Die meisten der dargelegten Toleranzwerte sind aber nur Empfehlungen oder Richtlinien, gesetzlich festgeschriebene Richtwerte wie in der VBBo sind nicht bekannt.

Richtwerte für Bodenerosion in der Schweiz

Die Richtwerte für tolerierbare Bodenverluste wurden aus den Untersuchungen im Rahmen des Nationalen Forschungsprogrammes „Boden“ (NFP22) abgeleitet (MOSIMANN et al. 1991). In Abhängigkeit von Ziel und Zeithorizont wurden dort unterschiedliche Werte vorgeschlagen. Unter alleiniger Betrachtung des Bodenerhaltungsziels müsste der tolerierbare Bodenabtrag generell <1 t/ha/Jahr sein (MOSIMANN et al. 1991) oder im Sinne des Vorsorgeprinzips der Umweltschutzgesetzgebung sogar Null sein (BGS 1999). Dies würde aber faktisch zu einem Verzicht bzw. Verbot von Ackerbau in Hanglagen führen, da Bodenerosion im Ackerbau nie vollständig verhindert, sondern nur vermindert werden kann. Die von MOSIMANN et al. (1991) empfohlenen Werte stellen einen Kompromiss zwischen dem genannten Schutzziel und der ackerbaulichen Nutzung von Flächen in Hanglagen für die landwirtschaftliche Produktion zur Ernährungssicherheit dar. Danach

sollte eine Gründigkeit von 70 cm nicht unterschritten werden. Für die Berechnung der Richtwerte wurde als Ziel die langfristige Aufrechterhaltung der Ackerfähigkeit und ein gleichwertiger Schutz aller Böden formuliert sowie ein Zeithorizont von 500 Jahren angesetzt. Ausserdem werden auch Fernwirkungen (Off-site-Schäden) bei den Maximalwerten berücksichtigt. Werte zwischen <1 t/ha/Jahr für Böden mit einer Gründigkeit <70 cm bis maximal 8 t/ha/Jahr für sehr tiefgründige Böden wurden empfohlen. Für die praktische Umsetzung wurden diese Werte für die VBBo nochmals angepasst und vereinfacht und betragen heute 2 bzw. 4 t/ha/Jahr je nach Gründigkeit (<70 cm bzw. > 70 cm).

5. Kartierte Bodenabträge in der Schweiz

Fast gleichzeitig mit der Einführung der VBBo-Richtwerte startete 1997 ein Langzeitmonitoring der Erosionsüberwachung mittels Erosionsschadenskartierungen auf über 200 Ackerparzellen im Raum Friesenberg BE (PRASUHN 2011, 2012) (Abb. 1). Der mittlere kartierte Bodenabtrag über 10 Jahre und alle Parzellen betrug 0,75 t/ha/Jahr und ist damit vergleichsweise niedrig. Auf einzelnen Parzellen in einzelnen Jahren wurden aber auch Abtragswerte von >20 t/ha/Jahr kartiert, bei einem Maximalwert von 96 t auf einer Parzelle. Von 919 kartierten Abtragsereignissen auf einzelnen Ackerparzellen hatten nur 5% einen Abtrag von >10 t, diese trugen aber zu 52% des totalen Abtrages im gesamten Gebiet über 10 Jahre bei (Abb. 2). Zwischen 1997 und 2007 überschritten fünf Parzellen den Wert von 4 t/ha/Jahr im Mittel über die gesamte 10 Jahresperiode und damit den Richtwert für tiefgründige Böden, neun Parzellen den Wert von 2 t/ha/Jahr und damit den Richtwert für flachgründige Böden. Insgesamt 14 Parzellen (= 7% aller Parzellen) überschritten die Richtwerte der VBBo. Diese Langzeitstudie liefert bisher die einzigen gemessenen (bzw. kartierten) - nicht modellierten - Bodenabträge von real bewirtschafteten Ackerparzellen, die Angaben zum Ausmass der VBBo-Richtwert-Überschreitungen liefern. Verallgemeinert man diese Resultate, ist auf 5-10% aller Schweizer Ackerflächen mit Richtwertüberschreitungen zu rechnen.

Die nachhaltige Wirkung konservierender Bodenbearbeitungsverfahren wie Direktsaat, Streifenfrässaat oder Mulchsaat konnte ebenfalls in dieser Studie nachgewiesen werden. Die Bodenabträge waren im Mittel um Faktor 10 geringer als bei konventioneller Pflugbearbeitung (PRASUHN 2012).

6. Vollzug der Richtwerte

Die Einführung von Richtwerten für Bodenerosion auf Ackerflächen in der VBBo vor 17 Jahren hat sicherlich zur Sensibilisierung von Landwirtinnen und Landwirten sowie von kantonalen Vollzugsbehörden geführt. Der Vollzug durch die Kantone

wurde aber bisher sehr unterschiedlich gehandhabt und ist teilweise unbefriedigend. Die Quantifizierung von Bodenabträgen ist eine grosse Herausforderung. Um der Langfristigkeit Rechnung tragen zu können, müssten Monitoringprogramme und Datenbanken eingerichtet werden, die es erlauben würden, den mehrjährigen durchschnittlichen Bodenabtrag einer Parzelle über fünf oder mehr Jahre quantitativ zu erfassen. Dies ist zeit- und kostenintensiv und wurde daher bisher nicht praktiziert. Ein Einzelereignis alleine müsste 10 bzw. 20 t/ha/Jahr überschreiten, um Richtwerte im 5-jährigen Mittel zu überschreiten. Abschätzverfahren, wie sie in den Erläuterungen zur VBBo vorgeschlagen werden (BUWAL 2001), bringen Unsicherheiten bezüglich der Überprüfbarkeit und der juristischen Belastbarkeit mit sich. Einige Kantone haben bisher aktiv Erosionsschutz betrieben und eigene Programme gestartet oder Hilfsmittel entwickelt und eingesetzt (Erosionsrisikokarten, Erosionsschlüssel, Monitoringprogramme, etc.), andere Kantone haben im Bereich Erosionsschutz nur sehr wenig unternommen. Erosionsschutzmassnahmen wie konservierende Bodenbearbeitungsverfahren (Direktsaat, Streifenfrässaat, Mulchsaat), Zwischenfruchtanbau, Vermeiden von Bodenverdichtungen etc. sind inzwischen weit verbreitet (PRASUHN 2012). Die konsequente Anwendung der Richtwerte erfolgte nach Kenntnis des Autors bisher aber nirgends. Die exakte Quantifizierung des Bodenabtrags stellt sicherlich das grösste Hindernis dar. Ein Präzedenzfall im Sinne einer juristischen Auseinandersetzung bzw. Klärung ist nicht bekannt.

Die neue Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft, Modul Boden, soll ein Hilfsmittel für den besseren Vollzug sein (BAFU und BLW 2013). Sie konkretisiert die relevanten, unbestimmten Begriffe des Umweltrechts, speziell der VBBo. Sowohl die Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit auf der Parzelle (on-site) als auch Schäden ausserhalb der Parzelle (off-site) werden betrachtet. Die Überwachung im Sinne der Prävention nach Art. 4 Abs. 1 VBBo soll durch (i) die Bestimmung von Vorrangregionen (rote Flächen) auf der Erosionsrisikokarte der Schweiz (ERK2) (PRASUHN et al. 2013), (ii) der Auswahl gefährdeter Feldblöcke, (iii) einer Überprüfung im Feld und (iv) der Bewirtschaftungsbeurteilung anhand eines Formulars erfolgen. Die Empfehlung von Massnahmen und die Überwachung der Wirkung von Massnahmen schliessen die Überwachung ab.

Bei einem konkreten Erosionsschaden ist ein Erfassungsformular auszufüllen und zu beurteilen, ob der Richtwert überschritten ist oder nicht. Ein Merkblatt soll dazu als Hilfsmittel dienen. Das ermittelte Ausräumvolumen muss dann noch durch fünf (= Durchschnitt über fünf Jahre) geteilt werden. Bei Unsicherheiten ist eine genauere Abklärung notwendig, z.B. mit dem Erosionsschlüssel oder der ERK2. Liegt eine Richtwertüberschreitung vor, ist die Ursache zu klären (Extremereignis, Infrastruktureinrichtung (Wege, Drainagen), Bewirtschaftung)). Ob die Bewirtschaftung standortgerecht ist oder nicht, wird mit Hilfe eines Formulars beurteilt. Bei nicht standortgerechter Bewirtschaftung soll die Empfehlung freiwilliger



Abb. 1: Vermessen und Kartieren von Erosionsformen im Feld.

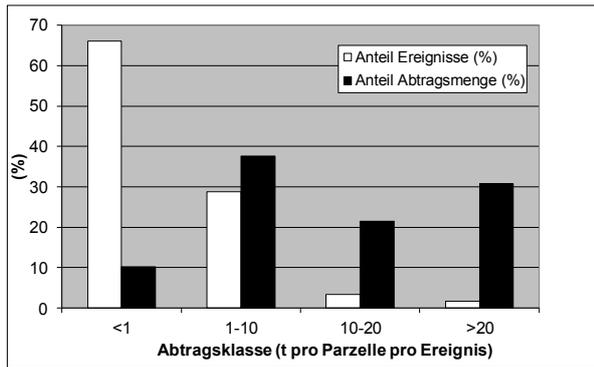


Abb. 2: Anzahl kartierter Abtragsereignisse und kartierter Bodenabträge in den vier Abtragsklassen.

Massnahmen oder aber auch die Anordnung von Massnahmen folgen. Bei Talweg-Erosion mit Off-site-Schäden können unabhängig vom Richtwert Massnahmen angeordnet werden.

Es bleibt abzuwarten und zu hoffen, dass mit den neuen Hilfsmitteln und Anleitungen der Vollzugshilfe die Sensibilität der Landwirtinnen und Landwirte gegenüber Erosion auf ihren Parzellen erhöht wird und dadurch weniger Bodenabtrag auftritt, aber auch dass der Vollzug der VBBo konsequenter als bisher durchgeführt werden kann. Richtwerte in einer Verordnung machen nur dann Sinn, wenn sie auch überprüft werden.

7. Literatur

- ALEWELL, C., EGLI, M. and K. MEUSBURGER, 2014: An attempt to estimate soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. *J. Soils Sediments*, DOI 10.1007/s11368-014-0920-6.
- AUERSWALD, K., NILL, E. und U. SCHWERTMANN, 1991: Verwitterung und Bodenbildung als Kriterien des tolerierbaren Bodenabtrags. *Landwirtschaftliches Jahrbuch* 68/5, 609-627.
- BAFU, 2011: *Integrale Bodenpolitik - Boden brauchen wir alle*. *Magazin Umwelt* 4/11.
- BAFU und BLW, 2013: *Bodenschutz in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft*. *Umwelt-Vollzug* Nr. 1313, Bern, 59 S.
- BAZZOFFI, P., 2008: Soil erosion tolerance and water runoff control: minimum environmental standards. *Reg. Environ. Change* 9/3, 169-179.
- BGS, 1999: *Konzept zur Umsetzung der rechtlichen Vorgaben im Umweltschutzgesetz (USG) und in der Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo)*. BGS-Dokument 9, 32 S.
- BORK, H.-R., 1988: *Bodenerosion und Umwelt. Verlauf, Ursachen und Folgen der mittelalterlichen und neuzeitlichen Bodenerosion, Bodenerosionsprozesse, Modelle und Simulationen*. *Landschaftsgenese und Landschaftsökologie* H. 13, Braunschweig, 249 S.
- BORK, H.-R. und M. FRIELINGHAUS, 1997: Zur Tolerierbarkeit von Bodenabtrag. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 83, 83-86.
- BOTSCHKE, J., SAUERBORN, P., SKOWRONEK, A. und R. WOLFF, 1997: Tolerierbarer Bodenabtrag und Bodenbildung - Konzepte und Perspektiven. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 83, 87-90.
- BUI, E.N., HANCOCK, G.J., and S.N. WILKINSON, 2011: Tolerable hillslope erosion rates in Australia: Linking science and policy. *Agric. Ecosyst. Environ.* 144, 136-149.
- BUWAL, 2001: *Erläuterungen zur Verordnung vom 1. Juli 1998 über Belastungen des Bodens (VBBo)*. *Vollzug Umwelt, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern*, 30 S.
- CANDINAS, A., NEYROUD, J.-A., OBERHOLZER, H.R. und P. WEISSKOPF, 2002: Ein Bodenkonzent für die Landwirtschaft in der Schweiz: Grundlagen für die Beurteilung der nachhaltigen landwirtschaftlichen Bodennutzung. *Bodenschutz* 3, 90-98.
- EGLI, M., DAHMS, D. and K. NORTON, 2014: Soil formation rates on silicate parent material in alpine environments: Different approaches – different results? *Geoderma* 213, 320-333.
- EU, 2006: *Thematic Strategy for Soil Protection (COM 2006, 231 final)*. Commission of the European Communities, Brussels.
- JONES, A., PANAGOS, P., BARCELO, S. et al., 2012: *The state of soil in Europe*. EUR 25186 EN – Joint Research Centre. JRC Reference Reports, Publication Office of the European Union, Luxembourg, ISSN 1018-5593, 71 pp.
- LI, L., DU, S., WU, L., and G. LIU, 2009: An overview of soil loss tolerance. *Catena* 78, 93-99.
- OECD, 2013: *Soil. Water and wind erosion*. In: *OECD Compendium of Agri-environmental Indicators*. OECD Publishing. <http://dx.doi.org/10.1787/9789264186217-9-en>.
- MONTGOMERY, D.R., 2007: Soil erosion and agricultural sustainability. *Proc. Nat. Acad. Sci. U.S.A. (PNAS)* 104 (33), 13268-13272.
- MOSIMANN, T. und M. RÜTTIMANN, 2006: *Bodenerosion selber abschätzen*. *Erosion V2.02 – Ackerbaugebiete des zentralen Mittellandes*.
- MOSIMANN, T., MAILLARD, A., MUSY, A., NEYROUD, J.-A., RÜTTIMANN, M. und P. WEISSKOPF, 1991: *Erosionsbekämpfung in Ackerbaugebieten. Ein Leitfaden für die Bodenerhaltung*. *Liebefeld-Bern*, 187 S.
- PIMENTEL, D. and M. BURGESS, 2013: Soil erosion threatens food production. *Agriculture* 3, 443-463.
- PRASUHN, V., 2011: Soil erosion in the Swiss midlands: Results of a 10-year field survey. *Geomorphology* 126(1-2), 32-41.
- PRASUHN, V., 2012: On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil & Tillage Research* 120, 137-146.
- PRASUHN, V., LINIGER, H.P., GISLER, S., HERWEG, K., CANDINAS, A. and J.-P. CLÉMENT, 2013: A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281-291.

- STOCKMANN, U., MINASNY, B. and A.B. McBRATNEY, 2014: How fast does soil grow? *Geoderma* 216, 48-61.
- SCHWER, P., 1994: Untersuchungen zur Modellierung der Bodenneubildungsrate auf Opalinuston des Basler Tafeljura. *Physiogeographica* 18, Basel, 190 S.
- VERHEIJEN, F.G.A., JONES, R.J.A., RICKSON, R.J. and C.J. SMITH, 2009: Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Sci. Rev.* 94, 23-38.
- VAN BEEK, C. and G. TÓTH (eds.), 2012: Risk Assessment Methodologies of Soil Threats in Europe. Report EUR 24097 EN Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- WISCHMEIER, W.H. und D.D. SMITH, 1965: Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. *USDA Agric. Handbook* 282, 47 S.

COSA – AlpErosion: Monitoring the degradation of Alpine soils with COSA, a Citizens' Observatory Smartphone App

Christine Alewell¹, Katrin Meusburger¹, Daniela Kandl¹, Ilir Fetai², Volker Roth², Valentino Rugolo², Heiko Schuldt², Thomas Vetter²

¹ Environmental Geosciences, University of Basel

² Department of Mathematics and Computer Science, University of Basel

Abstract

While Alpine soils show increasing, yet unnoticed trends of degradation, their importance and value to society as a whole, but also to ecosystem and landscape stability is often overlooked. This project aims to make soil degradation of Alpine grasslands more visible in combining the citizen observatory approach with a Smartphone App for photo documentation by hikers, mountain bikers and skiers. Data evaluation will be used to extrapolate trends of soil degradation in space and time as well as being the starting point of more detailed ground truth and/or remote sensing investigations. In addition, this project could be a pioneer for a Smartphone App generally suitable for environmental monitoring (e.g. loss in biodiversity or expansion of neophytes).

Keywords: landscape stability, degradation, alpine, grassland, citizen observatory approach, Smartphone App

Zusammenfassung

Schäden an alpinen Böden unterliegen einem zunehmenden, aber unbemerkten Trend, wobei gleichzeitig ihre Bedeutung für die Gesellschaft als Ganzes wie auch für die Ökosystem- und Landschaftstabilität übersehen wird. Dieses Projekt zielt darauf ab, Bodendegradation von alpinem Grasland mehr Sichtbarkeit zu verleihen, indem das Konzept einer Bürgerbeteiligung mit einer Smartphone App zur Fotodokumentation von Wanderern, Mountain Bikern und Skifahrern umgesetzt wird. Die Datenauswertung wird zum Einen für eine zeitliche und räumliche Extrapolation der Trends von Bodendegradation genutzt, zum anderen kann sie als Startpunkt für neue Projekte mit detaillierterem Groundtruthing und/oder Fernerkundungsansätzen dienen. Zusätzlich könnte dieses Projekt ein Pionier für eine Smartphone App sein, die generell im Umweltmonitoring eingesetzt werden kann (z.B. für Verluste der Biodiversität oder Ausbreitung von Neophyten).

1. Background

As soils in Switzerland are in short supply, Alpine soils are an often overlooked and undervalued resource. Alpine soils deliver valuable services such as wood production, cattle and sheep farming, hydrological services (flood prevention, drinking water supply) and last but not least recreational services. Even though Alpine soils will of course never compete with the economic output of arable lowland soils of the Swiss plateau, the value of Alpine grassland soils for wood, meat and milk production might increase in the near future with climate and land use change becoming more dramatic and today's concepts of globalization might falter or even collapse. According to the Food and Agricultural Organization of the United Nations it is possible to produce enough food for a projected 9 billion population in 2050 at the global level if developing countries double their output until 2050 (Fischer et al., 2011). The latter will be an enormous effort and it is uncertain whether such output growth per unit of land can indeed be achieved and sustained over a period of 50 years. To achieve these goals, it will be important to use all land / soil in a sustainable way especially in re-

gions where the per capita land resource is plentiful (Fischer et al., 2011). In mid-Europe, regions are not only climatically and socially relatively stable but the per capita soil resource is rather large. As such, soil in regions which have been neglected during recent decades because they have comparably low economic output such as the high altitude soils of the Alps might become valuable resources for animal herding and fodder production. However, these Alpine soils have been reported to show high, and what is more concerning, increasing soil degradation rates in recent years (Meusburger and Alewell, 2008; Alewell et al., 2014). One major issue of concern is that the status of soil degradation is not known in many areas of the Alps. As the latter affects not only productivity of the land, but biodiversity and stability of mountain ecosystems soil degradation is also a major issue of nature conservation and ecosystem management.

Switzerland is one of the countries where strongest effects of climate change are expected especially in mountain areas (Beniston, 2006). In addition, profound land use changes occur predominantly in the susceptible mountainous areas (Meusburger and Alewell, 2008).

2. Aim

We aim to monitor soil degradation with photo documentation starting in the Swiss Alps but possibly expanding this project to other Alpine states. The project will target three main aims:

- Document the process of soil degradation in the Alps which has a high spatial and temporal heterogeneity
- Gain a database with images and associated metadata for later scientific evaluation of soil erosion development and assessment (e.g., validation of remote sensing data: aerial and satellite images)
- Raise the awareness of policy makers and the public to this often overlooked phenomena
- Develop a smartphone App which is useful and suitable for environmental monitoring in general, not only for monitoring soil degradation

3. Methods

As the Alps are a popular recreational area for hiking, running, walking, mountain biking and skiing we aim to use the concept of volunteering citizens for photo documentation. The concept of volunteering citizens has been successfully implemented in monitoring biodiversity all around Europe and North America (e.g., butterfly monitoring in Germany, Great Britain, United States; bird monitoring in Germany, Great Britain). Moreover, several projects at EU level on volunteer participation in environmental monitoring have been launched such as CITI-SENSE (atmospheric pollution in cities and agglomerations, www.citi-sense.eu), WeSenseIt (sensing the entire hydrologic cycle, www.senseit.eu), or COBWEB (monitoring biodiversity and land use; cobwebproject.eu). We plan to make use of the experience gained in these projects regarding volunteer recruitment and program establishment. In biodiversity monitoring projects citizens were successfully recruited to monitor biodiversity at certain transects and specific times. To our knowledge this valuable human resource has so far not been used in the Geosciences even though the monitoring of soil degradation seems to be even more promising with such a concept because photo documentation of soil degradation needs a) hardly any *a priori* knowledge and b) soil degradation is stationary in space and over short time periods (several years).

We aim to recruit volunteering citizens (hikers, bikers, skiers) to photo document wherever and whenever they observe degraded soil. As nowadays many tourists are equipped with smart phones, photos can be taken which simultaneously document time and exact location. For this, a *Citizens' Observatory Smartphone App* (COSA) has been developed that allows volunteers to take photos and that automatically captures metadata

like date, time, and GPS coordinates. Moreover, it will allow volunteers to optionally provide additional information on the photo taken and the context of the photo capture. As many tourists visit places recurrently over the years, soil degradation might eventually be documented over time. The current version of the *Citizens' Observatory Smartphone App* runs on Android devices; support for other common platforms (iPhone OS, Windows phone) is under development.

We further aim to recruit volunteering citizens to help us advertising the project and to distribute the *Citizens' Observatory Smartphone App* in hiking clubs, Alpine lodging places, hiking parking lots but also via the internet pathways (Facebook, blogs etc).

The *Citizens' Observatory Smartphone App* allows volunteers to directly upload their data or, in cases without network connection, to temporarily store the data on the phone and to initiate a batch upload at home. All photos, their associated metadata and optional annotations will be collected in a database managed by the Department of Mathematics and Computer Science at the University of Basel. The collected data will be the source for subsequent statistical analysis, such as spatio-temporal modeling and prediction of soil degradation, the identification of important explanatory factors and their dependency structure and an adequate statistical treatment of possible confounding variables.

Volunteers providing content for this database will get immediate feedback, for instance by showing the location of their captures on a map, together with the most popular locations where other volunteers have taken photos. In addition, as reward for their volunteer contribution, they will also get access to previous analysis results. Optionally, they should be able to register for being informed on all future analysis results for which their content has been used. In order to facilitate longitudinal studies and to ensure a high quality of photo material, the *Citizens' Observatory Smartphone App* will give hints to users at a specific location on the best camera settings and direction of capture, for instance by superimposing the camera signal with previously captured photos from other users.

The research group Environmental Sciences at University of Basel will eventually evaluate the gained photo documents and assess soil degradation over time and space. Time series will be filled with aerial photographs or remote sensing data wherever the monitoring data points to interesting scientific questions (e.g. high altitude permafrost thawing, low altitude intensive land use etc.) or where strong degradation has been reported but documentation lacks repetitions in space and/or time. As such, the database can be a promising starting point for pioneering research projects focusing on specific areas, time events or certain

confounding factors or processes.

The Land Management and Resource Unit of the Joint Research Center of the EU (Dr. Luca Montanarella and Panos Panagos) will be involved once the project is successfully started in Switzerland. They will help distribute and advertise the information on the project to other Alpine States of the EU and help guarantee data compatibility with EU databases.

Expected Outcome and Milestones

- Large-scale data collection without need for sophisticated (stationary) sensor deployments that can be easily adapted to new locations if new monitoring targets arise
- Database on spatial and temporal development of soil degradation in the Alps based on contributions of volunteers
- Assessing monitoring data for research projects on the temporal and spatial dynamic and assessment of soil degradation in alpine areas
- Raise of awareness among policy makers and the public of the occurrence, importance, impact and severity of soil degradation in general (you only see what you pay attention to) and in the Alps more specifically
- Availability of a general purpose smartphone App for environmental monitoring (COSA) and the customization of this App for monitoring soil degradation in the Alps (COSA–AlpErosion)

4. Outlook

In a first version within our project COSA–AlpErosion, the *Citizens' Observatory Smartphone App* and the associated database are tailored to the assessment of soil degradation. However, the app is built in such a way that it could be easily extended and used for other applications in volunteer-based environmental sciences monitoring. As such, a recording of changes in neophyte dynamic and distribution (COSA–Neo) or general biodiversity questions (COSA–Bio) are possible; a project is in preparation. For further information, ideas, questions, comments please visit cosa.unibas.ch or contact one of the authors.

5. References

- ALEWELL, C.*, EGLI, M.*, MEUSBURGER K. 2014. An attempt to estimate tolerable soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. *shared first authorship. *Journal of Soils and Sediments* (DOI 10.1007/s11368-014-0920-6)
- BENISTON, M.: Mountain weather and climate: A general overview and a focus on climatic change in the Alps, *Hydrobiologica*, 562, 3-16, 2006.
- FISCHER G, HIZSNYIK E, PRIELER S, WIBERG

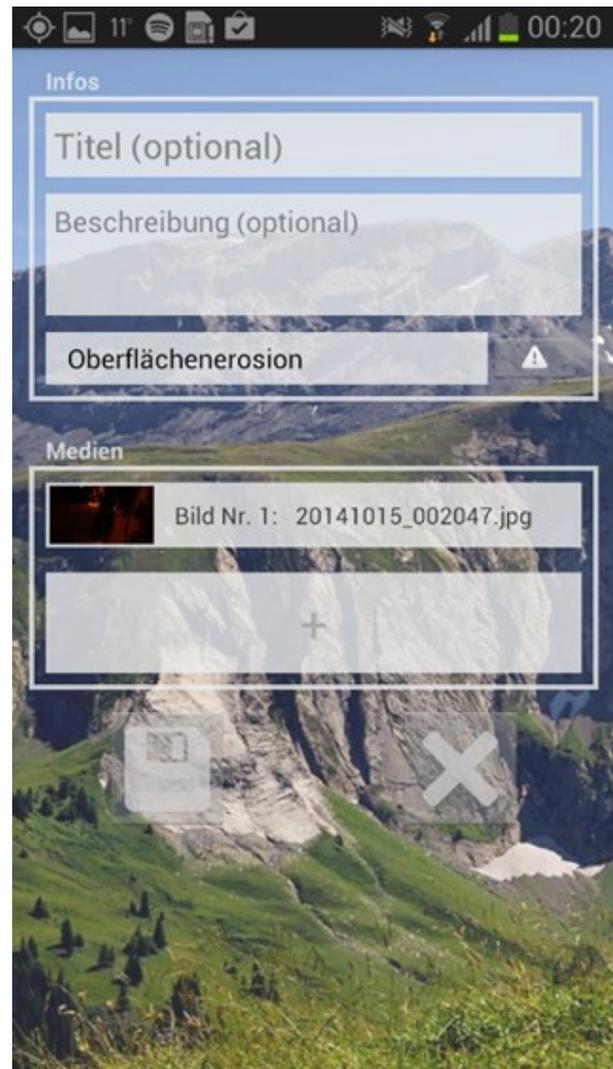


Figure 1: Screenshot of COSA-AlpErosion

D (2011). Scarcity and abundance of land re-

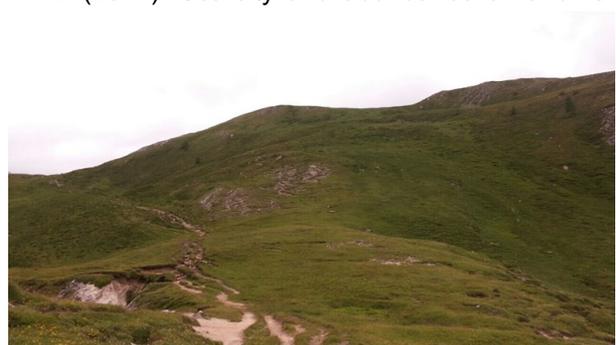


Figure 2: Sample Photo taken with a Smartphone by the COSA–AlpErosion App

- sources: Competing uses and the shrinking land resource base. SOLAW Background Thematic Report - TR02, FAO, Rome, Italy
- MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., 2008, Impacts of anthropogenic and environmental factors on the occurrence of shallow landslides in an alpine catchment (Urseren Valley, Switzerland). *Nat. Hazards Earth. Sys.* 8:509-520.

Bodenverdichtung in Dauergrünland – Unterschied von Zustand und Stabilität der Bodenstruktur im Vergleich zu Ackerstandorten

Joel Baumgartner, Beatrice Kulli

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften, Wädenswil

Zusammenfassung

Sechs landwirtschaftlich genutzte Böden wurden bezüglich ihres Verdichtungszustandes untersucht. Von vier Dauergrünland- und zwei Ackerbaustandorten wurden im Oberboden (10-15 cm) und Unterboden (35-40 cm) Zylinderproben und Mischproben entnommen und anschliessend Grobporenvolumen und Vorbelastung, sowie die Körnung bestimmt. Ausserdem wurden auf den untersuchten Standorten Penetrometermessungen bis in eine Tiefe von 65 cm durchgeführt.

Die beiden Ackerbaustandorte zeigten in den Oberböden (10-15 cm) niedrigere Vorbelastungen als die Dauergrünlandstandorte, während die gemessenen Vorbelastungen in den Unterböden der Ackerbaustandorte (35-40 cm) diejenigen der Dauergrünlandstandorte überschritten. In den Ackerböden bestehen somit bezüglich Vorbelastung grosse Unterschiede zwischen dem Ober- und Unterboden. Im Gegensatz dazu lagen die Vorbelastungswerte der Dauergrünlandstandorte in den Ober- und Unterböden nahe beieinander. Bei den gemessenen Grobporenvolumen gab es ebenfalls systematische Unterschiede zwischen den Acker- und Dauergrünlandstandorten. Die Proben der Ackerbaustandorte zeigten massiv mehr Grobporen im Oberboden als im Unterboden. Im Gegensatz dazu wurden an den Proben der Dauergrünlandstandorte höhere Grobporenanteile in den Unterböden gemessen als in den Oberböden. Die Penetrometermessungen zeigen in den Ackerflächen tiefere Eindringwiderstände im Oberboden und höhere oder gleiche Eindringwiderstände im Unterboden als in den Dauergrünlandflächen.

Durch das Pflügen werden Verdichtungen im Oberboden von Ackerbaustandorten regelmässig behoben. Im Unterboden fehlt diese Lockerung und es tritt eine höhere Verdichtung durch das Furchenrad beim Pflügen und durch generell hohe Belastungen mit teilweise schweren landwirtschaftlichen Maschinen auf. An Dauergrünlandstandorten, wo keine mechanische Lockerung durch Bodenbearbeitungsmassnahmen stattfindet, liegen die Vorbelastungswerte im Ober- und Unterboden näher beieinander. Die Werte sind im Oberboden tendenziell höher und im Unterboden tiefer als in Ackerbauflächen, was auf eine geringere

Verdichtung im Dauergrünland schliessen lässt, aber auch auf ein höheres Verdichtungsrisiko bei unsachgemässer Bewirtschaftung.

Abstract: Soil compaction in permanent grassland soils

In this study six agricultural soils were examined with regard to their soil compaction status. Samples were taken from four permanent grassland plots and two cropland plots. Measurements were conducted at Agroscope Reckenholz, as well as at ZHAW Wädenswil.

Both cropland plots showed lower pre-compaction values in the topsoil (10-15 cm) than the grassland plots, whereas the measured pre-compaction values in the subsoil (35-40 cm) of the cropland plots were higher as compared to the subsoil of the grassland plots. The pre-compaction measurements of top- and subsoil in the cropland plots showed greater differences than the measurements of the grassland plots. In the samples of the cropland plots, higher percentages of coarse pore volumes were found in the topsoil than in the subsoil, whereas samples taken from the grassland plots showed higher percentages of coarse pore volumes in the subsoil than in the topsoil. The cropland plots showed lower penetration resistance in the topsoil and higher or equal penetration resistance in the subsoil than the grassland plots.

In the cropland plots, ploughing removes compaction effects in the topsoil regularly. In the subsoil, the ploughing causes a denser layer (ploughpan). On the grassland plots, much smaller differences between subsoil and topsoil were found at pre-compaction. The values are higher in the topsoil and lower in the subsoil than in croplands, which indicates less soil compaction in the grassland soils, but also a higher risk of soil compaction due to lower stability of the soil.

Keywords: Bodenstruktur, Dauergrünland, Acker, Landwirtschaftsböden, Bodenverdichtung, Vorbelastung, Verdichtungsempfindlichkeit, Grobporen Eindringwiderstand, Penetrometer

1. Einleitung

Bodenverdichtungen durch mechanische Belastungen werden sowohl in der Landwirtschaft als auch in der Forstwirtschaft beobachtet. Folgen von Bodenverdichtung sind eine Zunahme der Lagerungsdichte und ein Rückgang der Porosität, hauptsächlich bei den Grobporen. Das führt zu einer Verminderung der Wasserleitfähigkeit, was die Gefahr von Vernässungen in sich birgt (Kulli et al., 2003). Für die Pflanzen kann dadurch die verminderte Luftversorgung im Wurzelraum und die Zunahme des Eindringwiderstands für das Wurzelwachstum problematisch sein (FiBL, 2012).

Bodenverdichtungen können sowohl im Ober- als auch im Unterboden auftreten. Oberbodenverdichtungen können durch die biologische Aktivität des Bodens (Regenwurmaktivität, Wurzelwachstum) regeneriert oder durch Bodenbearbeitungsmaßnahmen wie das Pflügen behoben werden. Im Gegensatz dazu sind Unterbodenverdichtungen kaum beherrschbar und gefährden die Bodenfruchtbarkeit langfristig (BAFU, BLW, 2013).

Der Verdichtungszustand und die Verdichtungsgefährdung von Böden wurden in der Schweiz hauptsächlich auf Ackerbaustandorten untersucht. Es existieren Hilfsmittel, wie beispielsweise Terranimo (BAFU, BLW, 2013) oder TASC (Diserens und Battiato, 2013), die es ermöglichen, das Verdichtungsrisiko für den Unterboden bei Befahrungen von Ackerböden in Abhängigkeit von Körnung, Bodenfeuchtigkeit und bestimmten Eigenschaften der verwendeten Landwirtschaftsmaschinen abzuschätzen. Eine Datengrundlage für die Erweiterung dieser Hilfsmittel auf Dauergrünlandstandorten fehlt jedoch weitgehend.

Das Ziel dieser Studie war es, auch auf Dauergrünlandstandorten Daten zum Verdichtungszustand und zur Verdichtungsgefährdung der Böden zu erheben. Dazu wurden sechs landwirtschaftlich genutzte Böden unterschiedlicher Körnung untersucht, mit der Absicht, einen Vergleich zwischen der Bodenstruktur von Acker- und Dauergrünlandstandorten zu ziehen.

2. Material und Methoden

2.1 Feldarbeiten

Insgesamt wurden auf vier Landwirtschaftsbetrieben sechs Standorte untersucht. Die Betriebe befanden sich in Russikon, Paspels, Sagogn und Scharans. In Russikon und Paspels wurde ein Vergleich zwischen Dauergrünland- und Ackerbaustandorten gemacht, in Sagogn und Scharans wurden nur Dauergrünlandstandorte untersucht. Tabelle 1 zeigt die Landwirtschaftsbetriebe mit den untersuchten Standorten mit den entsprechenden Körnungen und Skelettgehalten.

Die Proben wurden im Frühling 2014 entnommen und es wurde bei den Probenahmen darauf geachtet, dass die Saugspannung im Oberboden der Untersuchungsflächen etwa bei Feldkapazität lag. Es wurden aus dem Ober- (10-15 cm Tiefe) und Unterboden (35-40 cm Tiefe) jeweils vier Zylinderproben (470 cm³ Volumen) und Sackproben entnommen. Gleichzeitig mit den Probenahmen wurden auf den Versuchsflächen Penetrometermessungen mittels PANDA-Sonde durchgeführt (Pénéromètre automatique numérique dynamique assisté par ordinateur). Dazu wurden auf einem Transekt in jeweils 20 cm Abstand zehn einzelne Penetrogramme (Eindringwiderstand einer Sondenspitze mit 2 cm² Oberfläche) aufgenommen und jeweils über 5 cm Tiefenschichten gemittelt dargestellt.

2.2 Laboruntersuchungen

Die präparierten Zylinderproben wurden nach ihrer Sättigung auf eine Saugspannung von 60 hPa konditioniert. Aus dem Gewichtsverlust zwischen Sättigung und der Saugspannung von 60 hPa liess sich das Grobporenvolumen der Proben ermitteln. Danach wurde an den konditionierten Proben die Drucksetzungskurve mittels Oedometer gemessen. Aus der Drucksetzungskurve wurde die Vorbelastung nach dem Verfahren von Casagrande (1936) ermittelt. Mit Hilfe der Vorbelastung kann eine Aussage über die Bodenstabilität bei einer bestimmten Saugspannung gemacht werden. Eine hohe Vorbelastung ist aber auch ein Hinweis auf eine Verdichtung (Hartge & Horn, 1999).

Tabelle 1: Untersuchte Landwirtschaftsbetriebe, Nutzungsart und Körnung.

Ort	Bodenart	Ton / Schluff / Sand	Skelettanteil
Russikon	Oberboden: tL	33% / 35% / 32%	skelettarm
	Unterboden: tL	36% / 7% / 57%	skelettarm
Paspels	Oberboden: IU	23% / 52% / 25%	skelettarm
	Unterboden: IU	19% / 56% / 25%	skelettarm
Sagogn	Oberboden: tL	38% / 46% / 16%	4 %
	Unterboden: tU	31% / 51% / 18%	25 %
Scharans	Oberboden: L	38% / 33% / 46%	17 %
	Unterboden: sL	17% / 23% / 60%	14 %

3. Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die **Grobporenanteile** am Gesamtvolumen der untersuchten Proben. Es fällt auf, dass an den Proben der Dauergrünlandstandorte im Unterboden höhere Grobporenanteile gemessen wurden als im Oberboden, während im Falle der Ackerbaustandorte deutlich weniger Grobporen im Unterboden gemessen wurden als im Oberboden. Das ist plausibel, da auf den Ackerbaustandorten der Oberboden durch das Pflügen regelmässig aufgelockert wird, während die Unterbodenproben im Bereich der Pflugsohle entnommen wurden. Der vorgeschlagene Richtwert für die Grobporenanteile am Probenvolumen beträgt 7 Vol.-%, der vorgeschlagene Massnahmenwert 5 Vol.-% (BGS, 2009). Der Richtwert wird im Unterboden der Dauergrünlandstandorte in Russikon unterschritten. Der Massnahmenwert wird in Russikon einerseits im Oberboden des Dauergrünlandstandortes knapp und im Unterboden des Ackerbaustandortes deutlich unterschritten. Die Messwerte für das Grobporenvolumen in Russikon sind tiefer als an den anderen Standorten. Das kann ein Verdichtungseffekt sein, liesse sich aber auch durch die Körnung erklären: Die Böden in Russikon sind besonders tonreich. Tonreiche Böden haben grundsätzlich einen tieferen Grobporenanteil als Böden mit einer gröberen Textur.

Die **Vorbelastungen** der Proben der Ackerbaustandorte zeigen sehr viel höhere Werte für die Unterböden als für die Oberböden (Abb. 2). Die geringen Vorbelastungswerte im Oberboden lassen sich durch den Pflügeinsatz erklären. Bei den Dauergrünlandstandorten gibt es kaum Unterschiede zwischen der Vorbelastung der Ober- und Unterböden; allerdings ist die Vorbelastung im Oberboden des Dauergrünlandstandortes in Paspels höher als im Unterboden. In den Unterböden der Dauergrünlandstandorte sind die gemessenen Vorbelastungen überall deutlich tiefer als in den Unterböden der beiden untersuchten Ackerbaustandorte. Die Vorbelastungen beider Standorte in Russikon bewegen sich im gleichen Bereich wie die Vorbelastungen an den übrigen Standorten. Die kleineren Grobporenanteile sind also eher eine Folge der feineren Körnung als eine Folge übermässiger Verdichtung.

Abbildung 3 zeigt die **Penetrometermessungen** (Median und Konfidenzintervall des Medians in Abhängigkeit von der Tiefe). In Russikon zeigen sich deutliche Unterschiede zwischen den Tiefenverteilungen der Eindringwiderstände der beiden Standorte. Während der Eindringwiderstand im Oberboden des Ackerbaustandortes tiefer ist als im Dauergrünland, ist er im Unterboden des Ackerbaustandortes höher. Eine Erhöhung des Eindringwiderstands in einer Tiefe von 20-30 cm ist typisch für Böden, die eine Pflugsohle aufweisen. In Paspels zeigt der Oberboden des Ackerbaustandortes ebenfalls deutlich geringere Ein-

dringwiderstände als derjenige des Dauergrünlands. Ab einer Tiefe von 20-25 cm treten praktisch keine Unterschiede mehr auf den Eindringwiderständen der beiden Standorte. Während sich die Eindringwiderstände in Russikon weitgehend in einem Wertebereich bewegen, der als unproblematisch betrachtet werden kann, weisen die Eindringwiderstände in Paspels auf Verdichtungen hin, mit Ausnahme des Oberbodens im Ackerbaustandort. Die Penetrometermessungen in Sagnogn und Scharans weisen im Unterboden sehr hohe Werte auf, was jedoch durch den erhöhten Skelettgehalt an den beiden Standorten bedingt ist. Die Messungen an diesen beiden Standorten gestalteten sich sehr schwierig und es konnte nicht die gewünschte Anzahl Wiederholungen gemacht werden. Deswegen kann vor allem in Sagnogn auch das Vertrauensintervall des Medians nicht als Aussagekräftig betrachtet werden.

4. Schlussfolgerungen

Sowohl die Penetrometermessungen als auch die Grobporen- und die Vorbelastungsbestimmungen zeigen, dass bei den untersuchten Landwirtschaftsbetrieben die Oberböden der Ackerbaustandorte lockerer und besser durchlüftet sind als die Unterböden. Die hohen Vorbelastungswerte in den Unterböden der beiden untersuchten Ackerbaustandorte werden an den Dauergrünlandstandorten weder in den Ober- noch in den Unterböden erreicht. Die Penetrometermessungen zeigen vor allem in Russikon deutlich eine verdichtete Bodenschicht in 20-30 cm Tiefe, welche als Pflugsohle interpretiert werden kann.

Die Messungen zeigen somit, dass an den untersuchten Landwirtschaftsbetrieben die Oberböden der Ackerbaustandorte lockerer sind als diejenigen der Dauergrünlandstandorte. Die regelmässige Bodenbearbeitung durch das Pflügen bewirkt diese Lockerung. Im Gegensatz dazu ist die Verdichtung der Unterböden an den Ackerbaustandorten stärker als an den Dauergrünlandstandorten. Schäden durch Bodenverdichtungen lassen sich vor allem in Unterböden nur sehr schlecht regenerieren, während sie in Oberböden durch die höhere biologische Aktivität und durch Lockerungsmassnahmen behoben werden können. Deshalb ist der Strukturzustand der Böden an den untersuchten Ackerbaustandorten als kritischer zu betrachten als an den Dauergrünlandstandorten.

Da die Vorbelastung auch ein Mass für die Stabilität eines Bodens gegenüber einer weiteren Verdichtung darstellt, lässt sich aus den Messungen folgern, dass die Unterböden im Dauergrünland oft weniger stabil sind als die Unterböden in Ackerbauflächen. Modellrechnungen von Markus Berli (2000) haben gezeigt, dass eine stärker verdichtete und somit stabilere Schicht zwischen zwei weniger stabilen Schichten den Bodendruck bei einer Befahrung in die Breite verteilt und somit die darunterliegende weniger stabile Schicht vor

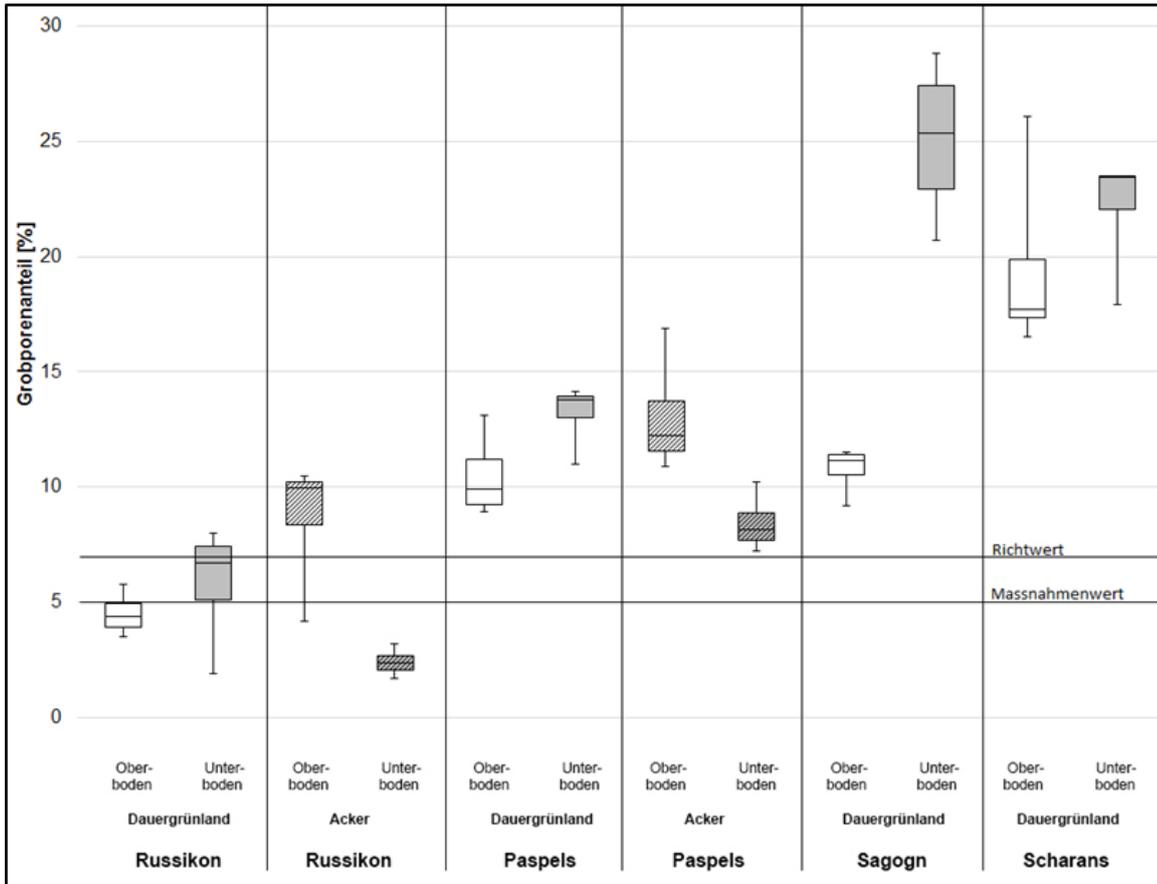


Abb. 1: Boxplot der gemessenen Grobporvolumina von je vier Zylinderproben à 470 ml.

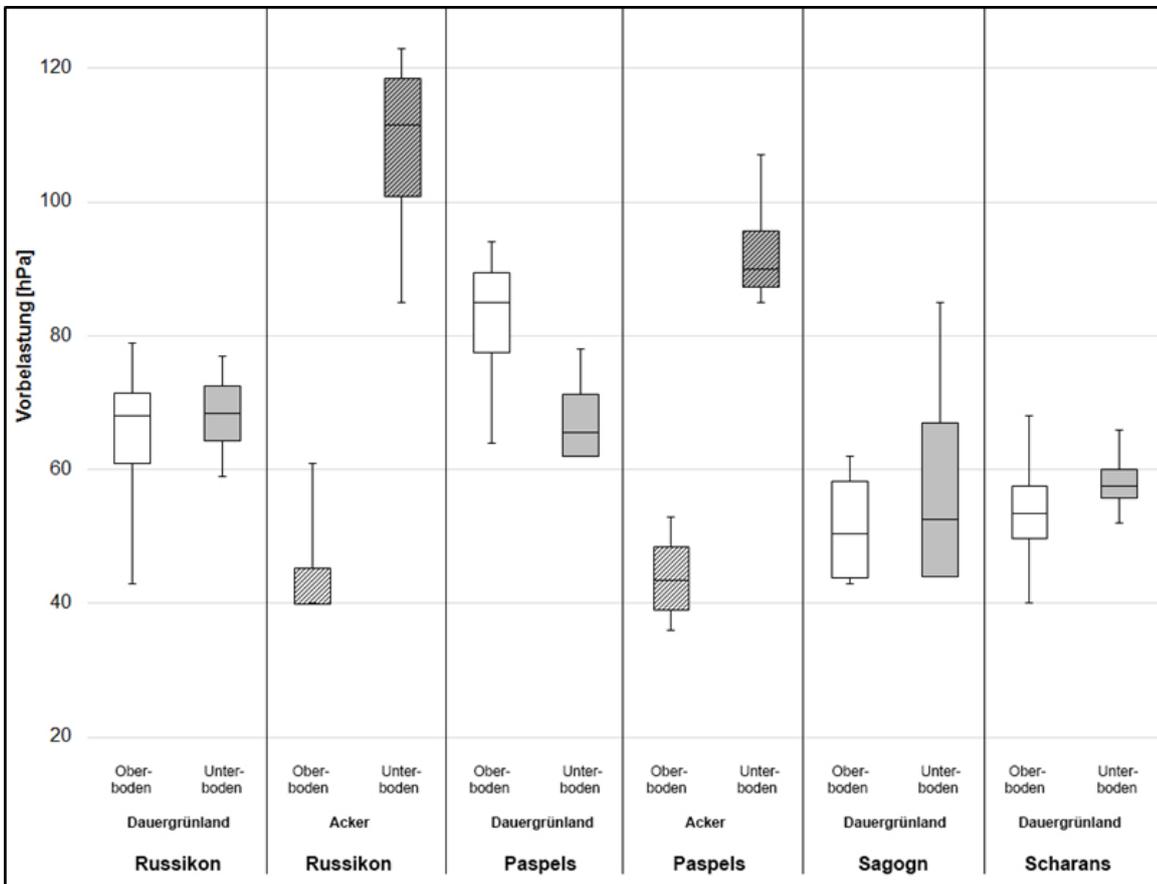
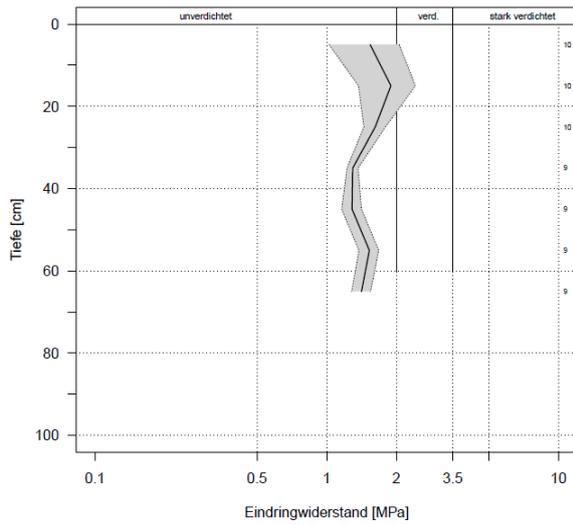
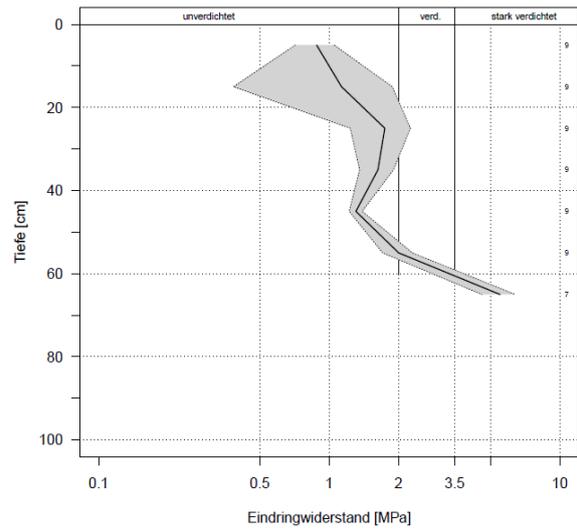


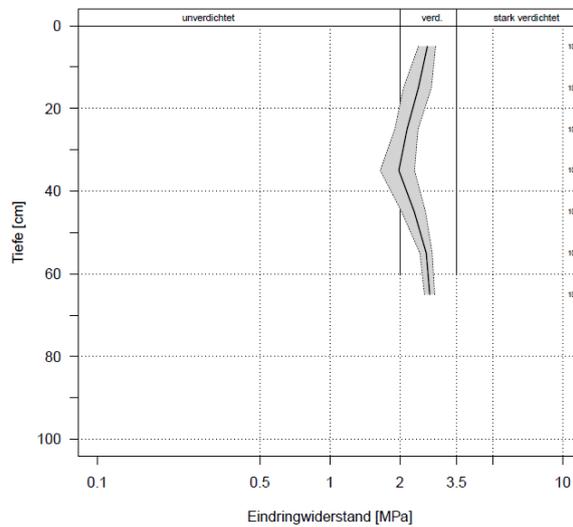
Abb. 2: Boxplot der Vorbeltastungswerte von je vier Zylinderproben à 470 ml.



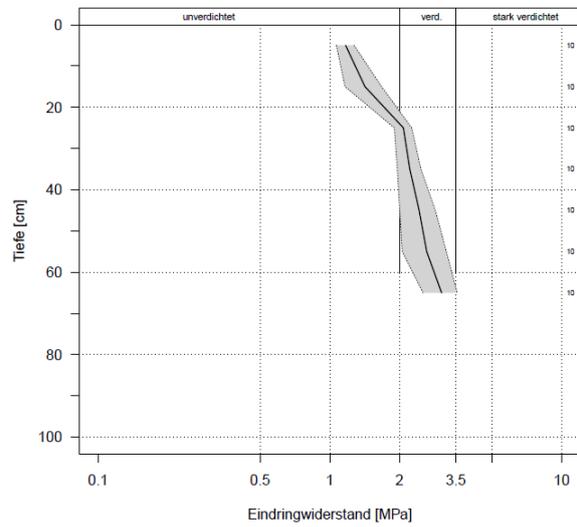
Russikon, Dauergrünland



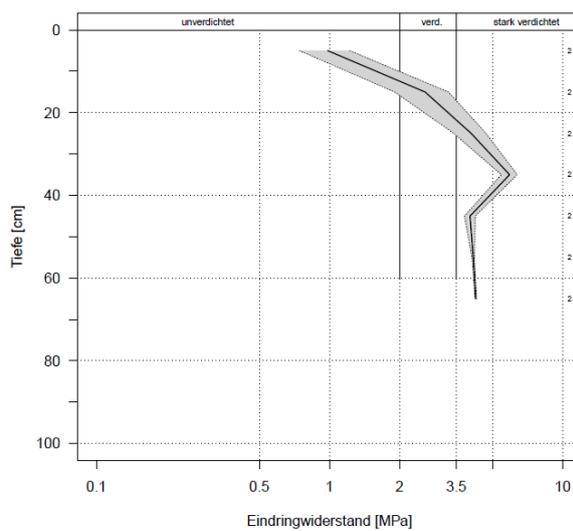
Russikon Ackerfläche



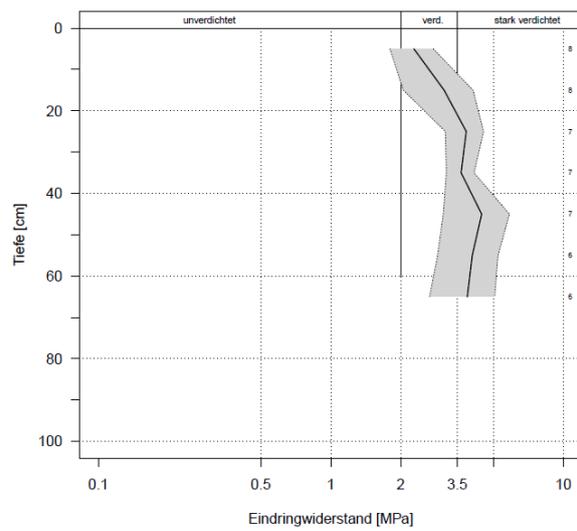
Paspels, Dauergrünland



Paspels Ackerfläche



Sagogn, Dauergrünland



Scharans, Dauergrünland

Abb. 3: Mediane und deren Konfidenzintervall in Abhängigkeit der Messtiefe der Penetrogramme an den verschiedenen Standorten. Die Ziffern ganz rechts in den Graphiken zeigen die Anzahl Wiederholungen, die in der jeweiligen Tiefe vorgenommen werden konnten. Besonders am sehr skelettreichen Standort Sagogn war diese stark eingeschränkt.

Schadverdichtung schützen kann. In einem weiteren Schritt wäre es interessant herauszufinden, ob das im Falle unserer Messungen im Dauergrünland auch der Fall sein könnte.

Zur Beurteilung des Verdichtungsrisikos sind für den Ackerbau, im Gegensatz zum Dauergrünland, bereits Entscheidungshilfsmittel vorhanden. Eine Erweiterung der Hilfsmittel für bodenschonende Bewirtschaftungsentscheidungen auf Dauergrünland wäre wichtig. Hier besteht weiterer Forschungsbedarf im Hinblick auf die Schaffung einer breiter abgestützten Datengrundlage.

5. Danksagung

Herzlichen Dank an Peter Weisskopf und Marlies Sommer von Agroscope für die Zurverfügungstellung der Ausrüstung für die Probenahme, für die Möglichkeit der Messung der Grobporenvolumina und der Drucksetzungskurve im Labor der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz und für die grosse Unterstützung bei den Labormessungen. Wir danken auch Esther Bräm vom Amt für Umweltschutz Graubünden für das Einbringen dieses spannenden Themas und für die Unterstützung bei der Suche nach Versuchsstandorten.

6. Literatur

- BAFU und BLW (2013). Bodenschutz in der Landwirtschaft. Ein Modul der Vollzugshilfe Umweltschutz in der Landwirtschaft. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1313.
- BERLI, M., KIRBY, J. M., SPRINGMAN, S. M., SCHULIN, R. (2000). Modelling compaction of agricultural subsoils by tracked heavy construction machinery under various moisture conditions, 79-89, Third Workshop of the Concerted Action "Experience with the impact of subsoil compaction on soil, crop growth and environment and ways to prevent subsoil compaction": Uppsala, Sweden
- BGS, Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz (2009). Arbeitshilfe zur Erfassung und Beurteilung von Bodenschadverdichtungen. Empfohlene Labor- und Feldmethoden.
- BUCHTER, B. & HÄUSLER, S. (2009). Arbeitshilfe zur Erfassung und Beurteilung von Bodenschadverdichtungen. Kantonale Bodenschutzfachstellen.
- CASAGRANDE, A., 1936: Determination of the Preconsolidation Load and its Practical Significance, Proceedings 1st International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Cambridge, Mass., Vol. 3, 1936, pp. 60-64.
- DISERENS, E., BATTIATO, A., 2013: TASC V3.0 - Prognose Bodengefährdung und Treibstoffverbrauch: Eine PC-Anwendung zur Beurteilung der Bodenbeanspruchung im Ober- und Unterboden in der Land- und Forstwirtschaft sowie zur Schätzung des Energie- und Treibstoffbedarfs im Ackerbau. ART-Bericht. 766, 2013, 1-8
- FiBL Forschungsinstitut für biologischen Landbau (2012). Grundlagen zur Bodenfruchtbarkeit. Die Beziehung zum Boden gestalten (1. Auflage). 5070 Frick.
- HARTGE, K. H. & HORN, R. (1999). Einführung in die Bodenphysik (3., überarbeitete Auflage). Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- KULLI, B., M. GYSI and H. FLÜHLER, 2003. Visualizing soil compaction based on flow pattern analysis. Soil and Tillage Research, 70(1):29-40

Emissionen aus Moorböden im südwestdeutschen Alpenvorland - Eine Nutzungs- und Raumdifferenzierte Analyse

Norbert Billen¹, Hans-Georg Schwarz-von Raumer², Alexander Peringer³, Karl Stahr⁴

¹bodengut – Büro für nachhaltige Bodennutzung, Stuttgart (D), nbillen.bodengut@t-online.de

²Institut für Landschaftsplanung und Ökologie - Universität Stuttgart (D)

³École polytechnique fédérale de Lausanne (CH)

⁴Institut für Bodenkunde und Standortslehre – Universität Hohenheim, Stuttgart (D)

Zusammenfassung

Viele Moorböden im Alpenvorland sind entwässert und landwirtschaftlich genutzt. Hier führen geplante Renaturierungen häufig zu Interessenskonflikten aber auch zu Synergieeffekten zwischen Natur- und Klimaschutzzielen. Weil deshalb die Bewertung potenzieller Renaturierungsmaßnahmen eine interdisziplinäre Analyse unter besonderer Berücksichtigung der Klimawirksamkeit erfordert, fand eine Zusammenstellung naturräumlicher Entwicklungsoptionen mit den maßgeblich steuernden Faktoren Wasserstand, Nutzungsintensität, Emissionsfaktoren und Raumdifferenzierung im Emissionskataster für die Moore im südwestdeutschen Alpenvorland statt. Mit dem Kataster wurde z.B. erkennbar, dass intensiv genutztes Grünland (mehr als 3 Schnitte/Jahr, Wasserstand im Mittel tiefer 55 cm) knapp die Hälfte der Moorfläche belegt und fast zweidrittel der Treibhausgasemissionen aus Moorböden verursacht. Über alle Nutzungen hinweg zeigte sich einerseits ein begrenztes Potenzial der Moore zum Klimaschutz. Andererseits ist nun eine klimaschutzfachliche Planungs- und Bewertungsgrundlage für eine integrative Moorschutzstrategie in Baden-Württemberg bis hin zur kommunalen Ebene verfügbar, die um natur-, hochwasser- und bodenschutzfachliche Belange ergänzt ist.

Stichwörter: Moornutzungsintensität, Treibhausgasemissionen, Emissionskataster, Entscheidungsunterstützung, Moorschutzplanung

Abstract

In many cases bog soils in the Prealps are drained and under intensive agricultural use. To clarify potentials of bog restoration and reduction of greenhouse gas emissions an emission inventory was developed based on the main components of an emission estimation: water table, intensity of agricultural use, choice of appropriate and reliable emission factors. The contribution reports methodological steps towards a geo- and soil-data based balance for land plots and demonstrates the results from a scenario based multi-criteria approach for prioritizing municipalities in regard to efficiency of bog soil protection and greenhouse gas emission reduction. The results demonstrate that (1) most of the emissions (two-thirds) are due to intensive used grasslands, (2) there is a limited potential in reducing greenhouse gas emissions from peat land management, and (3) nevertheless the emission inventory provides a very useful planning tool which helps to add greenhouse gas emission targets to a peat land management and preservation strategy in the state of Baden-Württemberg.

Keywords: Intensification of bog soil use, greenhouse gas emissions, emission inventory, decision support, peat land preservation

1. Einleitung

Moore und Moorböden sind sehr leistungsfähige aber auch sehr sensible Ökosysteme (Bonn et al. 2014, Lamers et al. 2014). So reagieren Moore in Mitteleuropa beispielsweise auf eine Ackernutzung oder intensive Grünlandbewirtschaftung bei tiefer Entwässerung und hoher Schnittfrequenz mit hohen Treibhausgasemissionen (Drösler et al. 2011). Eine Anhebung des mittleren Wasserstands und die gleichzeitige Reduktion der Nutzungsintensität führen hingegen zur Verringerung von Treibhausgasemissionen (Berglund und Berg-

lund 2011, Kasimir-Klemudtsson et al. 1997) und mithin auch zu Moorschwind. Deshalb bildet der Moorschutz im südwestdeutschen Bundesland Baden-Württemberg im Rahmen der Naturschutzstrategie unter dem Motto „Moorschutz – aktiver Klimaschutz“ ein eigenes Handlungsfeld mit Zielsetzungen zur Wiedervernässung und zur künftigen Moornutzung. Da viele der Moorböden gegenwärtig entwässert und landwirtschaftlich genutzt werden, können Renaturierungsvorhaben jedoch zu Interessenskonflikten aber auch zu Synergieeffekten mit dem Naturschutz und Klimaschutz führen. Die Vielfalt der Moorstandorte und ihrer Nut-

zung erfordert daher bei der Bewertung von potenziellen Renaturierungsmaßnahmen eine interdisziplinäre Analyse unter besonderer Berücksichtigung der Klimawirkung (Drösler et al. 2012, Schaller et al. 2011, Huber und Hedinger 2008). Ziel der durchgeführten Analysen war deshalb die drei Hauptkomponenten Wasserstand, Nutzungsintensität, Emissionsfaktoren mit der Raumdifferenzierung zum Quantifizieren von Treibhausgasemissionen in einem großmaßstäbigen, d.h. hoch auflösenden Emissionskataster zusammenzuführen (siehe Abbildung 1), welches exemplarisch zu Planungszwecken dargestellt und ausgewertet wurde. Eine ausführliche Dokumentation der durchgeführten Arbeiten findet sich bei Billen et al. (2014).

2. Methodik im Überblick

Zu Beginn der Arbeiten wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, welche die besondere Bedeutung von Wasserstand und Nutzungsintensität als Steuergrößen für die Emission von Treibhausgasen (THG) aus Moorböden bestätigte. Demnach zeigt der Wasserstand eine enge Kopplung an die topografische Lage und das Mikrorelief eines Moores sowie vor allem an das Entwässerungssystem. Besonders zum letztgenannten liegen die entsprechenden Flächeninformationen jedoch sehr lückenhaft vor. Deshalb wurde mittels einer Zuordnung von Wasserstufen und Grünlandzahlen der amtlichen deutschen Bodenschätzung zu 133 Messpunkten in 50 Moorgebieten eine Verknüpfungsregel aufgestellt, die eine dreistufige Klassifikation des Wasserstandes in Hoch- und Niedermooren erlaubt. Um die Nutzungsintensität gezielt zu berücksichtigen, wurde eine Klassifikation des bundesdeutschen Thünen-Instituts (Drösler et al. 2011) durch Erkenntnisse eigener Geländeerhebungen sowie dem Expertenwissen aus einem Workshop fortgeschrieben, die in acht Hauptnutzungstypen mündete. Diesen wasserstandsabhängigen Moornutzungstypen wurden schließlich Emissionsfaktoren in Form von CO₂-Äquivalenten (CO_{2eq}) für das Treibhausgaspotenzial zugeordnet. Diese Faktoren stammten vorran-

gig aus dem bundesdeutschen Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ und standen mit Focus auf süddeutsche Standortverhältnisse zur Verfügung (Drösler et al., pers. Mitt. vom 20.09.2012, s.a. Drösler et al. 2011).

Die Basis für die raumdifferenzierte Verknüpfung der wesentlichen Steuergrößen Wasserstand, Nutzungsintensität und Emissionswerte waren administrative Landnutzungsdaten auf Flurstücksebene (Übersicht siehe Abbildung 1). Vorrangig wurde zurückgegriffen auf aktuelle und anonymisierte Daten aus dem „Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem“ (InVeKos) der Landwirtschaftsverwaltung. Datenlücken wurden geschlossen mit Landnutzungsinformationen aus dem „Geografischen Informationssystem Entwicklung in der Landwirtschaft in Baden-Württemberg“ (GISELA) und dem „Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystem“ (ATKIS-DLM25) bzw. der Landbedeckung der topographischen Karte. Mit umfangreichen automatisierten GIS- und Datenbankoperationen entstand ein räumlicher Geodatensatz, der jedem Flurstück, das die Polygone der südwestdeutschen Moorkarte überdeckt, eine Emission an CO₂-Äquivalenten in t/Jahr zuweist.

3. Ergebnisse

Wasserstand

Die regelbasierte Ableitung des Grundwasserstandes aus der Grünlandzahl und der Wasserstufe des Grünlandklassenzeichens der amtlichen deutschen Bodenschätzung führte zur signifikanten Differenzierung von drei Wasserstandsklassen auf Hoch- und Niedermooreflächen, die anhand des Wasserstandes unter Flur basierend auf Bohrlochmessungen kalibriert sind (siehe Abbildung 2):

- Hohe Wasserstände (z.B. extensive Nasswiesen mit Wasser unter Flur um 15 cm) liegen bei allen Grünlandzahlen vor, wenn die Wasserstufe =5 ist.
- Mittlere Wasserstände (z.B. extensive Feuchtwiesen mit Wasser unter Flur um 45 cm) liegen bei Grünlandzahlen über 20 vor, wenn die Wasserstufe = 4 ist.

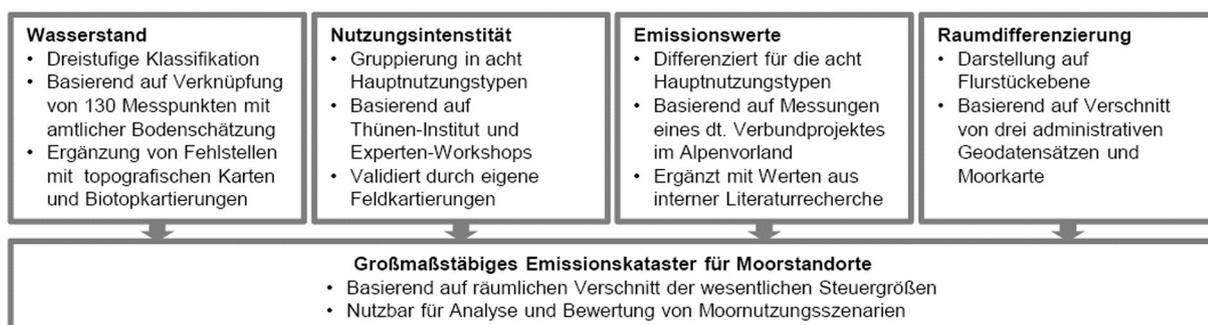


Abb. 1: Übersicht zur Erhebung maßgeblicher Steuergrößen für die Emission von Treibhausgasen (THG) aus Moorböden im südwestdeutschen Alpenvorland für ein großmaßstäbiges Emissionskataster zum Bilanzieren und Bewerten von Moorschutzstrategien.

- Tiefe Wasserstände (relativ trockenes Intensivgrünland mit Wasser unter Flur um 55 cm und tiefer) liegen bei Grünlandzahlen über 20 und Wasserstufe ≤ 3 vor sowie bei allen Ackerstandorten.

Der klassifizierte Wasserstand unter weiteren Moornutzungstypen wurde durch Analogieschlüsse aus folgenden Datenquellen abgeleitet:

- Biotopkartierungen im Offenland und Wald: Hohe Wasserstände werden durch kartierte Pflanzengesellschaften indiziert (z.B. Rieder, Bruchwälder).
- Aktuell nicht genutzte Landwirtschaftsflächen (GISELA) und frühere InVeKos-Flächen (LW-Bruttoflächen): Hohe Wasserstände finden sich in nicht nutzbaren Feuchtgebieten.
- Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS): Hohe Wasserstände treten unter ausgewählten Kombinationen von Landbedeckung und Vegetation auf (z.B. Moor/Moos).

Landnutzungstypen und Treibhausgasemissionen

Insgesamt wurden mittels Geländeuntersuchungen und Experten-Workshop 20 Nutzungstypen mit entsprechend unterschiedlichem Wasserstand auf den südwestdeutschen Mooren im Alpenvorland identifiziert. Aufgrund der Unvollständigkeit hinreichend differenzierender THG-Emissionswerte wurden diese zu acht Hauptnutzungstypen aggregiert, die stark unterschiedliche Flächenanteile an der gesamten Moorfläche und ebenso unterschiedliches Emissionsverhalten aufweisen (siehe Tabelle 1).

Parallel zu den Flächengrößen sind außerdem die mittleren Emissionswerte nach aktuellem Kenntnisstand den einzelnen Hauptnutzungstypen in Tabelle 1 zugeordnet. Demnach belegt das intensiv genutzte Grünland (mehr als 3 Schnitte/Jahr, Wasserstand 55 cm und tiefer) knapp die Hälfte der Moorfläche und verursacht zweidrittel der THG-Emissionen aus Moorböden gefolgt von drainierten Acker- und Forstflächen mit jeweils knapp

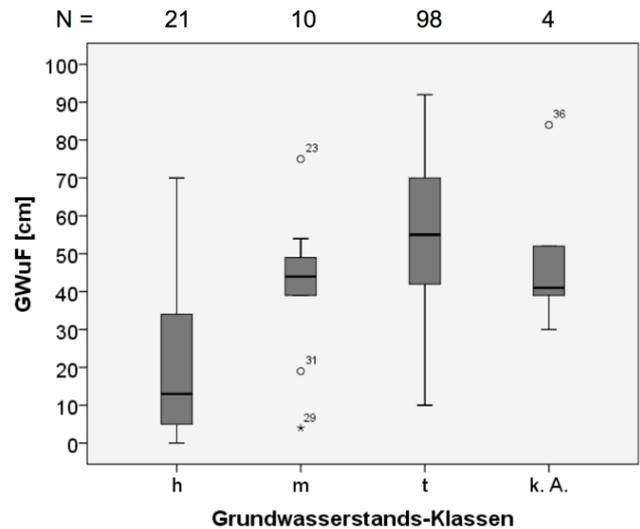


Abb. 2: Kalibrierung der aus der Amtlichen Bodenschätzung abgeleiteten (Grund-) Wasserstandsklassen (N = Anzahl der Beobachtungen, h = hoch [um 15 cm], m = mittel [um 45 cm], t = tief [um 55 cm], k.A. = keine Angabe) mit den Wasserstandsmessungen in Bohrlöchern aus der bodenkundlichen Geländeansprache (GWuF = (Grund-) Wasserstand unter Flur). Die Wasserstandsklassen unterscheiden sich mit $\alpha < 0,05$ signifikant voneinander.

Tabelle 1: Aggregierte Landnutzungstypen, Flächenanteile und THG-Emissionen von Moorböden im südwestdeutschen Alpenvorland (THG-Faktoren (gerundet) n. Drösler et al., pers. Mitt. vom 20.09.2012, s.a. Drösler et al. 2011)

Hauptnutzungstyp	Wasserstand unter Flur [cm]	Fläche [ha]	Fläche [%]	THG-Faktor [t CO _{2eq} ha ⁻¹ a ⁻¹]	THG-Emission [t CO _{2eq} a ⁻¹]	THG-Emission [%]
Acker-trocken	>55	2644	8,5	38	101250	13,4
Grünland-trocken/intensiv	>55	14234	46,0	34	489637	64,8
Grünland-trocken/extensiv incl. 36% Brache-trocken	>55	2059	6,7	19	38502	5,1
Grünland-feucht/extensiv incl. 41% Brache-feucht	≈45	2394	7,7	7	16758	2,2
Brache-nass	<15	3728	12,1	1	3728	0,5
Forst-trocken incl. 0,3% Agroforst-trocken	>55	5265	17,0	20	105307	14,0
Forst-feucht incl. 0,05% Agroforst-feucht	≈45	105	0,3	5	526	0,1
Bruch-/Moorwald-nass	<15	536	1,7	-1	-536	-0,1
Summe	-	30965	100,0	-	755172	100,0

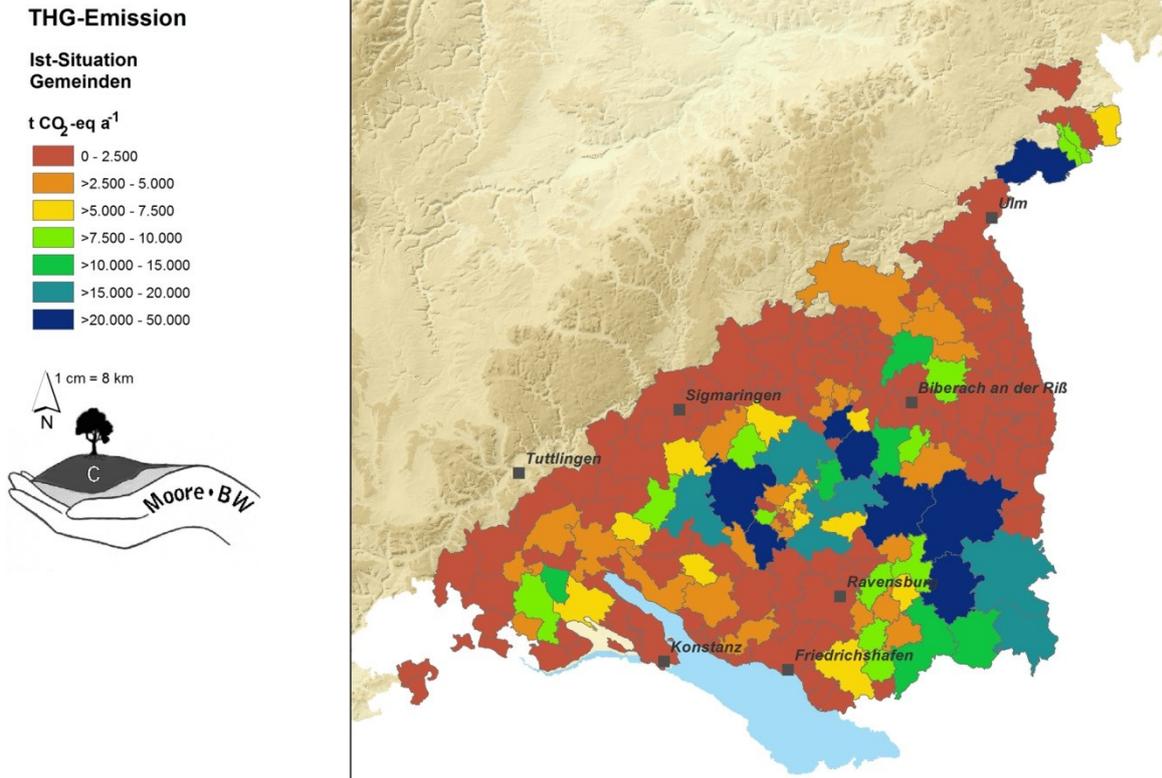


Abbildung 3: Räumliche Verteilung der aktuellen THG-Emissionen aus Moorböden auf kommunaler Ebene im südwestdeutschen Alpenvorland

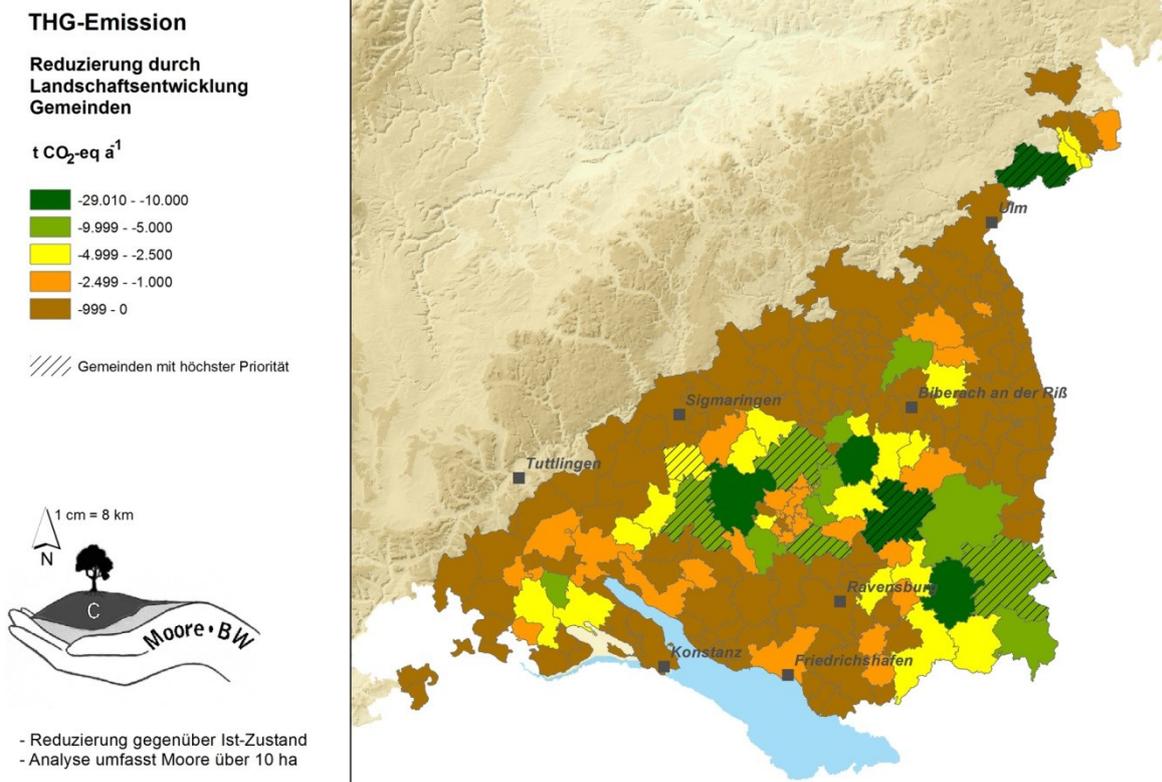


Abbildung 4: Räumliche Verteilung des Reduktionspotenzials von THG-Emissionen aus Moorböden im Szenario „Kulturlandschaftsentwicklung“ auf kommunaler Ebene im südwestdeutschen Alpenvorland gegenüber Ist-Zustand und Gemeinden mit höchster Priorität für Moorschutzmaßnahmen.

14 % der gesamten THG-Emissionen. Die häufig renaturierungsrelevanten mittelfeuchten und trockenen Extensivgrünländer und Brachen tragen mit gut 7 % ebenfalls merklich zu den THG-Emissionen bei. Geringe THG-Emissionen sind lediglich von den nassen Bruch- und Moorwäldern sowie nassen Brachflächen zu verzeichnen.

Räumliche Differenzierung und Darstellung

Die aggregierte räumliche Darstellung der aktuellen THG-Emissionsbilanzen wurde zum einen sowohl in einem 3-km-Raster vorgenommen wie auch für die Fläche von Gemeinden um planerische Aspekte gezielter adressieren zu können (siehe Abbildung 3). Zum anderen wurde aber auch die Differenz der Emissionen in modellhaften Moorschutzszenarien abgeschätzt, die auf einer Expertenbewertung von 356 Moorkörpern mit einer Flächengröße über 10 ha hinsichtlich deren Wiedervernässungseignung beruhen. Dabei wurden Restriktionen berücksichtigt wie (1) orhydrographische Eignung, (2) Konflikt zu Siedlungs- und Verkehrsinfrastruktur und (3) Verträglichkeit mit Flächennutzungen und Gebietswidmungen. Basierend darauf wurden rund 65 % der Moorflächen im Alpenvorland für eine potenzielle Wiedervernässung identifiziert. Das letztendliche THG-Einsparpotenzial ist abhängig vom gewählten Szenario. Exemplarisch ist deshalb in Abbildung 4 das sogenannte „Szenario Kulturlandschaftsentwicklung“ dargestellt. Dieses Szenario zeichnet sich aus (1) durch eine konsequente Extensivierung, (2) durch die Wiedervernässung dort, wo dies möglich ist und (3) durch eine Moorentwicklung, dort wo die biotischen Potenziale dies erlauben. Dabei zeigt sich, dass die Gemeinden mit aktuell hohen THG-Emissionen aus Mooren zu meist auch ein hohes Einsparpotenzial besitzen. Dies trifft jedoch nicht für alle Gemeinden zu wie z.B. im Nordosten des Bilanzraumes. Eine weitere Einschränkung beim THG-Einsparpotenzial ergibt sich aus Umsetzungshemmnissen aufgrund der agrarstrukturellen Bedeutung der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Dies kann z.B. der hohe Flächenbedarf aufgrund des Rinderbestandes zum Erhalt landwirtschaftlicher Betriebe oder des Erntegutes für leistungsfähige Biogasanlagen sein. Aufgrund einer regelbasierten Kombination des o.g. Einsparpotenzials und der agrarstrukturellen Umsetzungshemmnisse wurde eine Priorisierung der Gemeinden im Untersuchungsgebiet vorgenommen. Dabei konnte für sieben Gemeinden des südwestdeutschen Alpenvorlandes eine sehr hohe Priorität für Moorschutzmaßnahmen zugeordnet werden (siehe Abbildung 4).

4. Diskussion und Ausblick

In dem großmaßstäbigen Emissionskataster für die südwestdeutschen Moorstandorte im Alpenvorland finden die maßgeblichen Steuergrößen für die Emission von Treibhausgasen (THG) aus

Moorböden wie Wasserstand, Nutzungsintensität, Emissionsfaktoren und Raumdifferenzierung Eingang. Somit wird der Umstand berücksichtigt, dass die Moore sehr sensible aber auch sehr leistungsfähige Ökosysteme sind (Bonn et al. 2014, Lamers et al. 2014). Für den Klimaschutz sind auch global insbesondere die Treibhausgasemissionen aus Mooren bedeutsam, deren Ausmaß insbesondere von der Moornutzungsintensität und der Entwässerung abhängig sind (Byrnes et al. 2004, Drösler et al. 2012). So reagieren die Moorböden in Mitteleuropa beispielsweise auf eine Ackernutzung oder intensive Grünlandbewirtschaftung bei tiefer Entwässerung und hoher Schnitffrequenz mit Treibhausgasemissionen von rund 30 Mg CO_{2eq} ha⁻¹ a⁻¹ (Drösler et al. 2012), aus dem wiederum ein Torfschwund von 0,7 cm a⁻¹ resultieren kann (Kluge et al. 2008).

Die gewählte Methodik zur Klassifikation des Wasserstandes in Mooren ist einerseits zwar kritisch zu betrachten, denn das Klassenzeichen der amtlichen Bodenschätzung ist kein quantitativer Datensatz und die einmalige Wasserstandmessung spiegelt mit hoher Wahrscheinlichkeit keine langfristigen Durchschnittswerte wider. Ein alternatives Modell zur großflächigen und überregionalen Ermittlung des Wasserstandes in Mooren wurde zeitgleich mit dem eigenem Vorhaben am bundesdeutschen Thünen Institut (TI) entwickelt (Bechtold et al. 2014). Dabei wurden über 1000 Grundwasser-Pegelmessstellen von über 50 Mooren in Nord- und Süddeutschland in Abhängigkeit von Standortkennwerten wie z.B. Landnutzungstyp oder Grabendichte ausgewertet. Auf Basis des Landnutzungstyps wurde eine Vorhersagegenauigkeit des Wasserstandes von 24 % erreicht, die auf 46 % verbessert werden konnte, indem neun Kennwerte einbezogen wurden. Auf die Anwendung des Vorhersageinstruments musste jedoch verzichtet werden, u.a. wegen des Fehlens von Eingangsinformationen wie z.B. Grabendichte. Somit ermöglichte im Vergleich aller geprüften Optionen allein die Wasserstandsklassifikation auf Basis der amtlichen Bodenschätzung überregional zumindest eine relative Klassifikation des Wasserstandes in Mooren mit einem einheitlichen Algorithmus. Letztendlich ist die bodenschätzungs-basierte Wasserstandsklassifikation also zielführender, als der vollständige Verzicht der Wasserstandsinformation, der ein entscheidender Faktor bei der Bewertung von Treibhausgasemissionen aus Mooren ist (Drösler et al. 2011).

Neben der Anhebung des mittleren Wasserstands als Moorschutzmaßnahme und der gleichzeitigen Reduktion der Grünlandnutzungsintensität, die zu verringerten Treibhausgasemissionen führen (Berglund und Berglund 2011, Kasimir-Klemudtson et al. 1997) verbessert sich auch die Biodiversität besonders hinsichtlich seltener Arten (Hedberg et al. 2012, van Duinen et al. 2003).

Diese synergistischen Effekte können jedoch nur durch eine zielgerichtete Extensivierung der Bewirtschaftung erreicht werden, die wiederum Renaturierungspläne, Umweltförderprogramme oder Gesetzesauflagen erfordern (Schaller et al. 2011, Den Uyl und Wassen 2013, Drew et al. 2013).

Um schließlich den standortgerechten Bedarf oder den realisierten Erfolg eines Moorschutzkonzeptes gekoppelt z.B. mit landwirtschaftlichen Umweltschutzmaßnahmen bewerten und somit auch honorieren zu können, sind häufig umfangreiche Kartierungen der Standorte oder Befragungen der Landwirte u.a. auch zur Grünlandnutzungsintensität erforderlich (Uthes und Matzdorf 2013, Oñate et al. 2000). Um diesen Aufwand zu verringern und gleichzeitig die räumliche Auflösung der Informationen zu verbessern, wurde relativ kurzfristig das großmaßstäbige Emissionskataster auf Basis flächendeckender Geoinformationsdaten erstellt. Alternativ werden inzwischen zwar auch fernerkundungsbasierte Ansätze z.B. zur Erhebung der Grünlandnutzungsintensität wie von Franke et al. (2012) auf exemplarischen Moorstandorten entwickelt, die großflächige Realisierung ist aufgrund gegenwärtig häufiger Datenlücken jedoch erst mittel- bis langfristig in der erforderlichen Qualität erfolgsversprechend. Zukünftig können diese Verfahren somit aber Chancen bieten, unabhängig von administrativen oder national begrenzten Datenbeständen überregionale oder internationale Inventarisierungen und Bilanzierungen zu präzisieren wie z.B. von von Yu (2012) oder Freibauer (2003) diskutiert. Damit würde ein standardisierter Rahmen zur Bewertung des Beitrags regionaler Moorschutzstrategien zum globalen Kontext geschaffen.

5. Literatur

- Bechtold, M., Tiemeyer, B., Laggner, A., Leppelt, T., Frahm, E., and Belting, S. (2014). Large-scale regionalization of water table depth in peatlands optimized for greenhouse gas emission upscaling. *Hydrol Earth Syst Sci* 18(9), 3319–3339.
- Berglund, T. and Berglund, K. (2011). Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(5), 923–931. doi:10.1016/j.soilbio.2011.01.002
- Billen, N., Böker, R., Holz, I., Kalia, A., Kaule, G., Marggraff, V., Peringer, A., Schwarzv. Raumer, H.-G., Stahr, K. und Wiedmann, K. (2014): Ökonomisch-ökologische Bewertung der Klimawirksamkeit von Mooren in Baden-Württemberg (MooreBW) – Teil 1: Ökologische Grundlagen, Entwicklungsoptionen, Landnutzung und THG-Emissionen. Abschlussbericht BWPLUS BWM 10002/10003, 118 S. + Anhang (<http://www.fachdokumente.lubw.badenwuerttemberg.de>)
- Bonn, A., Reed, M.S., Evans, C.D., Joosten, H., Bain, C., Farmer, J., Emmer, I., Couwenberg, J., Moxeym, A., Artz, R., Tanneberger, F., von Unger, M., Smyth, M.-A., and Birnie, D. (2014). Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services* 9, 54–65, DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.06.011
- Byrnes, K.A., Chojnicki, B., Christensen, T.R., Drösler, M., Freibauer, A., Friborg, T., Froking, S., Lindroth, A., Mailhammer, J., Malmer, N., Selin, P., Turunen, J., Valentini, R., and Zetterberg, L. (2004). EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. Contribution to the project Concerted Action CarboEurope-GHG Lund/Sweden (ftp://ftp.bgc-jena.mpg.de/pub/outgoing/athuille/Umweltgeochemie/Peatreport_final.pdf)
- Den Uyl, R. M. and Wassen, M. J. (2013). A Comparative Study of Strategies for Sustainable Development of Multifunctional Fen Landscapes: Signposts to Explore New Avenues. *European Planning Studies*, 21(6), 801–837. doi:10.1080/09654313.2012.692773
- Drew, S., Waldron, S., Gilvear, D., Grieve, I., Armstrong, A., Bragg, O., Brewis, F., Cooper, M., Dargie, T., Duncan, C., Harris, L., Wilson, L., McIver, C., Padfield, R., and Shah, N. (2013). The price of knowledge in the knowledge economy: Should development of peatland in the UK support a research levy? *Land Use Policy*, 32, 50–60. doi:10.1016/j.landusepol.2012.10.007
- Drösler, M., Freibauer, A., Adelman, W., Augustin, J., Bergman, L., Beyer, C., Chojnicki, B., Förster, C., Giebels, M., Görlitz, S., Höper, H., Kantelhardt, J., Liebersbach, H., Hahn-Schöfl, M., Minke, M., Petschow, U., Pfadenhauer, J., Schaller, L., Schägner, P., Sommer, M., Thuille, A. und Wehrhan, M. (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis - Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt „Klimaschutz - Moornutzungsstrategien“ 2006-2010. - Arbeitsberichte aus dem vTI-Institut für Agrarrelevante Klimaforschung 04/2011, Braunschweig, 15 S.
- Drösler, M., Schaller, L., Kantelhardt, J., Schweiger, M., Fuchs, D., Tiemeyer, B., Augustin, J., Werhan, M., Förster, C., Bergmann, L., Kapfer, A. und Krüger, G.-M. (2012). Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten, *Natur und Landschaft* 87(2), S. 70–76.
- Franke, J., Keuck, V., and Siegert, F. (2012). Assessment of grassland use intensity by remote sensing to support conservation schemes. *Journal for Nature Conservation*, 20(3), 125–134. doi:10.1016/j.jnc.2012.02.001
- Freibauer, A. (2003). Regionalised inventory of biogenic greenhouse gas emissions from European agriculture. *European Journal of Agrono-*

- my, 19(2), 135–160. doi:10.1016/S1161-0301(02)00020-5
- Hedberg, P., Kotowski, W., Saetre, P., Mälson, K., Rydin, H., and Sundberg, S. (2012). Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. *Biological Conservation*, 147(1), 60–67. doi:10.1016/j.biocon.2012.01.039
- Huber, C. und Hedinger, C. (2008): Klimawandel, Stickstoffeintrag und CO₂ in Mooren und TWW. – Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern/CH, 43 S.
- Kasimir-Klemedtsson, Å., Klemedtsson, L., Berglund, K., Martikainen, P., Silvola, J., and Oenema, O. (1997). Greenhouse gas emissions from farmed organic soils: A review. *Soil Use and Management*, 13(4 SUPPL.), 245–250.
- Kluge, B., Wessolek, G., Facklam, M., Lorenz, M., and Schwärzel, K. (2008). Long-term carbon loss and CO₂-C release of drained peatland soils in northeast Germany. *European Journal of Soil Science*, 59(6), 1076–1086. doi:10.1111/j.1365-2389.2008.01079.x
- Lamers, L. P. M., Vile, M. A., Grootjans, A. P., Acreman, M. C., van Diggelen, R., Evans, M. G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M., and Smolders, A. J. P. (2014). Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: From trial and error to an evidence-based approach. *Biol. Rev.* (in print). doi: 10.1111/brv.12102
- Oñate, J. J., Andersen, E., Peco, B., and Primdahl, J. (2000). Agri-environmental schemes and the European agricultural landscapes: The role of indicators as valuing tools for evaluation. *Landscape Ecology*, 15(3), 271–280. doi:10.1023/A:1008155229725
- Schaller, L., Kantelhardt, J., and Drösler, M. (2011). Cultivating the climate: Socio-economic prospects and consequences of climate-friendly peat land management in Germany. *Hydrobiologia*, 674(1), 91–104. doi:10.1007/s10750-011-0736-y
- Uthes, S. and Matzdorf, B. (2013). Studies on agri-environmental measures: A survey of the literature. *Environmental Management*, 51(1), 251–266. doi:10.1007/s00267-012-9959-6
- Van Duinen, G.-J.A., Brock, A.M. , Kuper, J.T., Leuven, R.S.E.W., Peeters, T.M.J., Roelofs, J.G.M., Gerard van der Velde, G., Verberk, W.C.E.P., and Esselink, H. (2003). Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management*, 11(6), 447–459. doi:10.1023/B:WETL.0000007196.75248.a5
- Yu, Z. C. (2012). Northern peatland carbon stocks and dynamics: A review. *Biogeosciences*, 9(10), 4071–4085. doi:10.5194/bg-9-4071-2012

6. Danksagung

Die Arbeiten wurden dankenswerterweise finanziert durch das Förderprogramm BWPLUS des Ministeriums für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg, Förderkennzeichen BWM 10002/10003: Ökonomisch-ökologische Bewertung der Klimawirksamkeit von Mooren in Baden-Württemberg (Moore-BW) (Berichte: <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de>, Infos: <http://www.moore-bw.de>). Für die reibungslose Kooperation bei den Wasserstandsmessungen in Bohrlöchern der bodenkundlichen Geländeansprache danken wir dem Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (A.E. Hess, W. Weinzierl) ebenso wie K. Wiedmann für ihre zielführenden GIS-Arbeiten, G. Kaule für die fachkundige Unterstützung bei den expertenbasierten Bewertungen von Moorschutzszenarien, K. Adam-Schumm für die Literaturrecherche über THG-Emissionen aus Moorböden, K.A. Schulze für ihre statistischen Analysen und besonders M. Drösler et al. für die Bereitstellung der THG-Emissionsfaktoren sowie T. Krimly und E. Angenendt für die maßgebliche Beteiligung bei der Herleitung von Kriterien für die Priorisierung von Moorschutzmaßnahmen.

Investigations on Temporal and Spatial Variation of Slope-Scale SOC Erosion and Deposition

Yaxian Hu

Physical Geography and Environmental Change, University of Basel

Abstract

Substantial literature has discussed the impacts of soil erosion by water onto global carbon cycling. Yet, the net effect of soil erosion as a source or sink of CO₂ is controversial. During slope-scale erosion events, soil fractions and the associated soil organic carbon (SOC) are transported away from eroding sites mainly by overland flow. Eroded soil will be either gradually re-deposited along hillslopes or further transferred to river systems. Yet the re-distribution of eroded SOC during erosion and transport is not always uniform, but very often affected by selective erosion and preferential deposition. The aim of this study is to investigate the potential impacts of the temporal variation of SOC erosion and the spatial variation of SOC deposition on the fate of eroded SOC on hillslopes. By addressing these aims, this study is intended to improve our current understanding of the potential role of soil erosion, as a sink or source to atmospheric CO₂. Our results show that 1) the enrichment of SOC in eroded sediment cannot be constant but varies over time; 2) aggregation effects, and the derived aggregate specific settling velocity distribution, potentially affect the transport distance of eroded sediment and SOC; 3) erosion is more likely to generate more terrestrial SOC deposition, and additional atmospheric CO₂ than mineral particle size distribution that is often applied in current erosion models would suggest.

Keywords: selective erosion, enrichment ratio, temporal variation, settling velocity, preferential deposition, spatial re-distribution

Zusammenfassung

Mehrere Studien haben die Auswirkungen von Bodenerosion durch Wasser auf den globalen Kohlenstoffkreislauf diskutiert. Der Netto-Effekt von Bodenerosion als Quelle oder Senke von CO₂ ist umstritten. Während Niederschlagsereignissen an Hängen werden Bodenpartikel und der zugehörige organische Kohlenstoff (SOC) durch Oberflächenabfluss vom Ort der Erosion wegtransportiert. Der erodierte Boden wird entweder graduell entlang von Hängen abgelagert oder bis in Flusssysteme transportiert. Die Wiederablagerung von erodierten SOC erfolgt jedoch selten gleichmäßig, sondern wird sehr oft von selektiver Erosion und bevorzugter Deposition beeinflusst. Das Ziel dieser Studie ist es die potentiellen Einflussfaktoren auf die zeitliche Variation von SOC-Erosion und die räumliche Variation von SOC-Ablagerung als Folge von erodierten SOC an Hängen zu untersuchen. Die Studie leistet damit einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung des aktuellen Verständnisses hinsichtlich der potentiellen Rolle von Bodenerosion als Senke oder Quelle von atmosphärischem CO₂. Unsere Ergebnisse zeigen, dass 1) die Anreicherung von SOC in erodierten Sedimenten nicht konstant ist, sondern sich zeitlich verändert; 2) Aggregation möglicherweise die Transportdistanz von erodierten Sedimenten und SOC beeinflusst; 3) Erosion häufiger terrestrische SOC-Ablagerungen und zusätzliche CO₂-Emissionen erzeugt, als durch die mineralische Korngrößenverteilung in aktuellen Erosionsmodellen prognostiziert wird.

1. Introduction

The net effect of soil erosion on global carbon cycling, especially as a source or sink for greenhouse gas emissions, has been the subject of intense debate (STALLARD 1998; HARDEN ET AL. 1999; VAN OOST ET AL. 2007; LAL & PIMENTEL 2008; QUINTON ET AL. 2010; DOETTERL ET AL. 2012; HU 2014). The controversy arises, to a large degree, from the inadequate understanding of the variation of soil organic carbon (SOC) in eroded sediment, and from the limited information on the fate of eroded SOC whilst in-transit from the site of

erosion to the site of deposition (HU 2014). During a slope-scale erosion event, soil fractions and associated SOC will be transported away from eroding sites mainly by overland flow. The re-distribution of eroded SOC during transport is not always uniform, but very often affected by preferential deposition (KUHN ET AL. 2009; HU, FISTER, & KUHN 2013; KUHN 2013). If by interrill erosion, eroded sediment is often enriched in SOC (SHARPLEY 1985). While the reported SOC enrichment ratios (ER_{SOC}) are mostly greater than unity, they vary widely (POLYAKOV & LAL 2004; KUHN 2007, 2010; SCHIETTECATTE ET AL. 2008; WANG ET

AL. 2010). Conservation of mass dictates that the ER_{SOC} of sediment must be balanced over time by a decline of SOC in the source areas material (KINNELL 2012; KUHN & ARMSTRONG 2012). Although the effects of crust formation on SOC erosion have been discovered, a systematic study on crust formation over time and interrill SOC erosion has not been conducted so far. Yet, the significance of such variation has not been systematically investigated.

Even after erosion, SOC distribution in eroded soil also can change during transport. Regardless of selective interrill erosion or non-selective rill erosion, eroded soil will be either gradually re-deposited along hillslopes or further transferred to river systems (HU 2014). Under given flow conditions, the site of SOC deposition depends on the transport distances of sediment particles where the SOC is stored (BEUSELINCK ET AL. 1999; LOCH 2001; TROMP-VAN MEERVELD ET AL. 2008). Very often, soil and SOC erosion risk is assessed by comparing the SOC stock on eroding and colluvial depositional sites, or by applying the mineral particle specific SOC distribution observed from either site to estimate the SOC stock of its counterpart (STALLARD 1998; VAN HEMELRYCK ET AL. 2011; BERHE 2012; NADEU ET AL. 2012; VAN OOST ET AL. 2012). However, soil is not always eroded as dispersed mineral particles, but mostly in form of aggregates (WALLING 1988; SLATTERY & BURT 1997; BEUSELINCK ET AL. 2000). Aggregates possibly have distinct settling velocity from individual mineral particles, which may considerably change the transport distance of the associated SOC (HU, FISTER, RÜEGG, ET AL. 2013). In addition, SOC concentration in different aggregates probably differs from soil average SOC concentration (TISDALL & OADES 1982; CAMBARDELLA & ELLIOTT 1994), which also complicates the spatial redistribution of eroded SOC. Yet, little has been known about the potential effects of aggregation onto the movement and fate of eroded SOC. Mineralization during transport may add an extra risk to SOC loss (JACINTHE ET AL. 2004; LAL & PIMENTEL 2008; WANG ET AL. 2014). Some reports claimed that most of the SOC transfer occurs during large-scale erosion events, rapidly transporting eroded SOC into depositional sites (VAN OOST ET AL. 2007; QUINTON ET AL. 2010). Mineralization of eroded SOC during such rapid transport, therefore, is of minor importance and thus can be ignored when calculating carbon balances between eroding and depositional sites. Meanwhile, some other reports argued that erosion and transport tend to break down aggregates, expose previously protected SOC to microbes and atmosphere, and hence accelerate mineralization of eroded SOC during transport (SIX ET AL. 2002; LAL 2003; LAL & PIMENTEL 2008; VAN HEMELRYCK ET AL. 2010). To solve this discrepancy, it is required to understand the susceptibility of eroded SOC to mineralization during transport, especially for erosion events that

mobilize soil but do not necessarily move it far enough to reach permanent depositional sites.

The above-described debate on the fate of eroded SOC highlights three knowledge gaps (HU 2014): 1) how does SOC enrichment in eroded sediment vary with crust formation over rainfall time, and how the accordingly derived systematic variability affects soil and SOC erosion prediction; 2) how aggregation affects likely transport distance of eroded SOC; 3) whether or not erosion and transport induce acceleration of eroded SOC mineralization. In this study, a series of experiments was conducted to address the above-identified knowledge gaps: SOC-Variability experiment, SOC-Settling velocity experiment (SOC-Settling), and SOC-Aggregation effects experiment (SOC-Aggregation).

2. Method

2.1 SOC variability experiment

Two silty loams of different tillage managements, conventionally farmed soil (CS) and organically farmed soil (OS), were subjected to a simulated rainfall of intensity $30 \text{ mm}\cdot\text{h}^{-1}$ for 6 h (Figure 1). Runoff and sediment were sampled every 30 min, and the entire rainfall events were repeated for ten times. The content of SOC of sediment from all the intervals were measured using LECO 612 at 550°C (detailed method was described in (HU, FISTER, & KUHN 2013)).

2.2 Settling velocity experiment

A settling tube apparatus was built up to fractionate soils according to the settling velocities of actual aggregate fractions. The settling tube apparatus (Figure 2) consists of four components: the settling tube, through which the soil sample settles; the injection device, by which the soil sample is introduced into the tube; the turntable, within which the fractionated speed and rest intervals of the turntable (detailed description see (HU, FISTER, RÜEGG, ET AL. 2013)). A 25 g of fast-wetted soil sample was fractionated using the settling tube apparatus into five settling velocity classes (Table 1). A second 25 g of fast-wetted soil sample was subjected to ultrasound using a Sonifier 250, Branson, USA, and wet sieved into the same size of classes.

2.3 SOC-aggregation effects experiment

The same silty loam used in the settling velocity experiment was subject to another rainfall simulation (Figure 3) to sufficiently destroy aggregates, so as to ensure that the eroded sediments were less likely to experience further breakdown during the subsequent settling velocity measurements. The eroded sediments were then fractionated by a settling tube apparatus into six settling velocity classes. The instantaneous respiration rates of each settling class were measured using a Gas Chromatograph. The experiments were repeated



Figure 1: Conventionally farmed soil (CS) and organically farmed soil (OS) in round flumes were simultaneously subject to simulated rainfall.



Figure 2: The settling tube apparatus (detailed description see (HU, FISTER, RÜEGG, ET AL. 2013).

Table 1: Settling times and velocities of the Möhlin silty loam, based on the Equivalent Quartz Size (EQS) classes, and the likely transport distance of soil particles once eroded based on the conceptual function developed by Starr et al., 2000. The settling distance is 1.8 m.

EQS (μm)	Settling velocity ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)	Settling time (s)	Likely transport distance
> 250	$> 4.5 \times 10^{-2}$	< 40	
125 - 250	1.5×10^{-2} - 4.5×10^{-2}	40 - 120	Deposited across landscapes
63 - 125	3.0×10^{-3} - 1.5×10^{-2}	120 - 600	
32 - 63	1.0×10^{-3} - 3.0×10^{-3}	600 - 1800	Possibly transferred into rivers
< 32	$< 1.0 \times 10^{-3}$	> 1800	Likely transferred into rivers

three times in order to generate reliable erosion and respiration data (detailed description see HU & KUHN 2014).

3. Primary results and discussion

3.1 Variation of ER_{SOC}

The SOC enrichment ratio (ER_{SOC}) of eroded sediment from both soils varied with rainfall time, increased first, peaked around achieving runoff steady-state, and declined afterwards (Figure 4). The increase and peak pattern of ER_{SOC} from the organically farmed soil always delayed and was less pronounced than that from the conventionally managed soil. The results of this SOC-Variability experiment illustrate that the ER_{SOC} of eroded sediment cannot be constant or always greater than unity, but vary with rainfall time due to the involvement of crusting and erosion. This agrees with conservation of mass that the ER_{SOC} of sediment must be balanced over time by a decline of SOC in the source area material. While the prolonged rainfall (6 h) used here is very limited in its applicability under natural conditions, observations in this study caution that a “constant” ER_{SOC} of sediment is biased, leading to an overestimation of SOC erosion, unless the ER_{SOC} was determined for the entire crust formation (detailed description see (HU, FISTER, & KUHN 2013).

3.2 Settling velocity distribution

By comparing the different distributions of SOC between aggregates and dispersed mineral particles (Figure 5), the results show that aggregation strongly affects settling velocities as opposed to the texture of mineral grains. Soil aggregate specific settling velocity distribution status, therefore,



Figure 3. A silty loam was placed in a flume and subject to simulated rainfall.

should be considered in erosion models as a soil erodibility parameter. This also illustrates that settling velocity is a suitable parameter to physically connect the re-distribution of eroded SOC to overland flow transport processes (detailed description see Hu et al., 2013a).

3.3 Effects of aggregation on settling velocity

From the perspective of terrestrial and aquatic system, our results show that: 1) aggregation effects considerably facilitate the settling velocities of individual mineral particles (Figure 6a), and thus reduce the likely transport distance of the associated SOC, potentially skewing the re-deposition of SOC-rich aggregates towards the terrestrial system. In current slope-scale carbon balance calculations, SOC stock at eroding sites is often presumed to equal the SOC stock observed in the topsoil of colluvial depositional sites

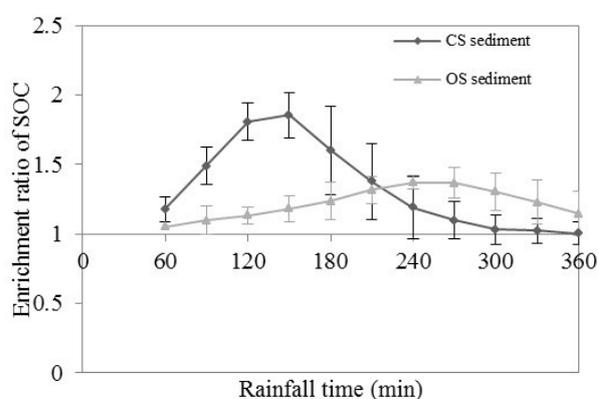


Figure 4. Development of enrichment ratio of soil organic carbon (ER_{SOC}) in eroded sediment from the conventionally farmed soil (CS) and the organically farmed soil (OS) over 360 min of rainfall time. Error bars indicate the standard deviation ($n=10$) (Figure already published in (HU, FISTER, & KUHN 2013)

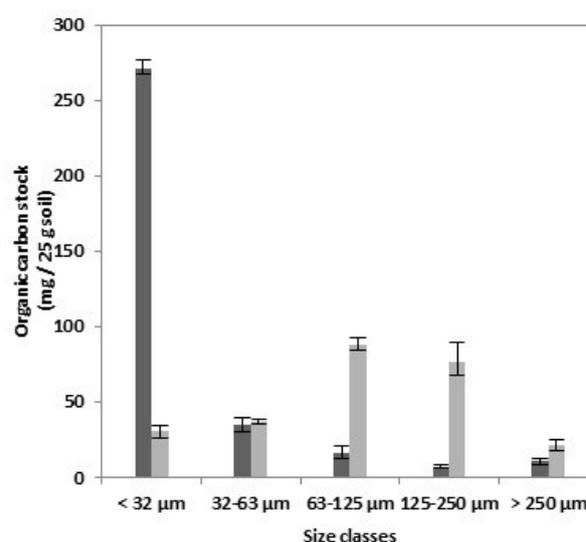


Figure 5. Comparison of the distributions of the organic carbon stock across the aggregate size classes fractionated by the settling tube apparatus, against that across the grain size classes dispersed by ultrasound. Error bars indicate the range of minimum and maximum values ($n=3$) (Figure already published in (HU, FISTER, RÜEGG, ET AL. 2013).

(Figure 6b). Thus, the preferentially deposited SOC-rich aggregates in topsoil of colluvial depositional sites would lead to an overestimation of total SOC loss from eroding sites. Conversely, assuming SOC stock observed in the topsoil of colluvial depositional sites corresponds to SOC stocks observed in the topsoil at eroding sites, would neglect the potential enrichment of SOC in sediment fractions that is preferentially deposited on hill slopes. This would thus lead to an underestimation of SOC mineralization during transport. In both cases, SOC transferred to the aquatic system would be overestimated. 2) Erosion was prone to accelerate the mineralization of eroded SOC immediately after erosion (Figure 6c), and thus might contribute additional CO₂ to the atmosphere. This would potentially generate a further error into the carbon source-sink balances, particularly when repeated erosion and deposition processes along hill-slopes prompt further disintegration of large aggregates, thereby resulting in advanced SOC exposure and mineralization (detailed description see Hu and Kuhn, 2014).

4. Conclusion

This study aimed to detect the potential impacts of temporal variation of SOC erosion and spatial var-

iation of SOC deposition on the fate of eroded SOC on hillslopes (following text was adopted from PhD thesis (Hu 2014)). A series of laboratory experiments were conducted to address these aims. Results observed in this study cast a new light onto our current understanding of slope-scale carbon balances. The crusting and erosion-induced temporal variation of SOC enrichment ratios observed in this study cautions the use of constant or average SOC enrichment ratios to estimate long-term or large-scale selective carbon erosion. It also illustrates the potential risk of bias estimation induced by temporal and inter-replicate variability during linear extrapolation in erosion modelling. Hence, the evolvement of crusting formation over time must be assessed in the field to fairly reflect the possible variation of SOC erosion against time.

The spatial variation during SOC re-deposition observed in this study shows that aggregation effects reduce the likely transport distance of eroded SOC considerably, and hence potentially skew the preferential deposition of SOC-rich coarse sediment fractions toward the terrestrial system. Slope-scale carbon balances, drawn only from the SOC stocks either on site of erosion or colluvial deposition, may not adequately distinguish the SOC likely re-deposited in terrestrial

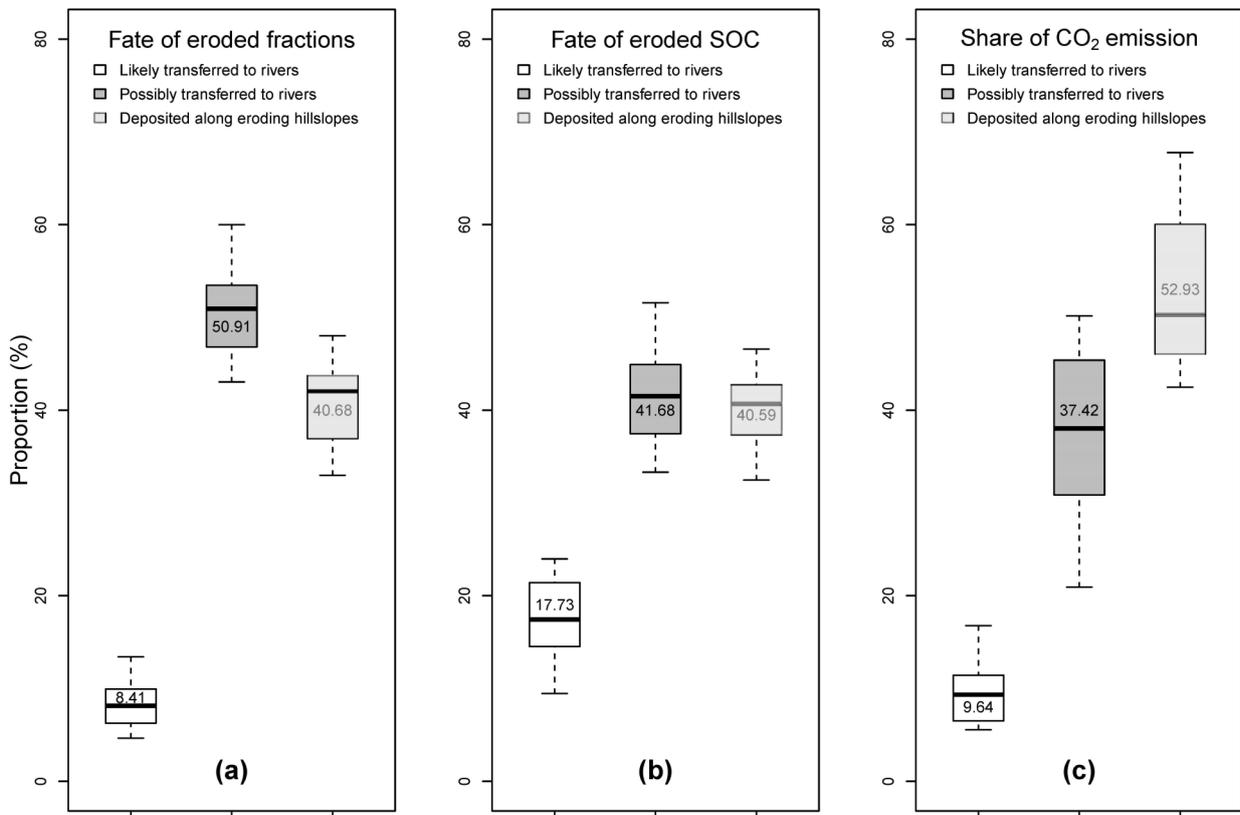


Figure 6. The likely fate of sediment fractions (a), eroded SOC (b), and potential share of CO₂ emission (c) by fractions that would have been likely transferred to rivers, possibly transferred to rivers, and deposited along eroding hill-slopes. The bar in box represents the median value, while numbers written in each box denote the average value. Whiskers indicate the lowest datum within 1.5 interquartile range of the lower quartile, and the highest datum within 1.5 interquartile range of the upper quartile ($n = 18$). (Figure had been published in (Hu & KUHN 2014).

systems from the portion potentially transferred to aquatic systems. Hence, the potential effects of aggregation onto the likely transport distance of SOC must be included into erosion models (e.g., as a soil erodibility parameter). This then demands current slope-scale carbon balances to ascribe more credits to the terrestrial deposition of eroded SOC, and accordingly less share of eroded SOC transferred to the aquatic system. Such findings may profoundly alter our current understanding of erosion-induced lateral SOC transfer, further suggesting that current recognition on the deep burial of SOC at long-term depositional sites and the accordingly derived CO₂ sink strength would be over-estimated. Significantly accelerated mineralization of eroded SOC during transport adds a further error onto current carbon sink effects. Overall, results from this study suggest that soil erosion is more likely to be a source of atmospheric CO₂. More field investigations on a wider range of soils under various rainfall regimes across larger scales are required in the future to ascertain and further quantify the effects of soil erosion as a source of atmospheric CO₂.

5. Acknowledgement

I gratefully appreciate all the supports from my supervisor Prof. Nikolaus J. Kuhn, as well from all other colleagues in our research group. Many thanks also go to Juliane Krenz for translating the English Abstract into German.

6. References

- BERHE, A.A. (2012): Decomposition of organic substrates at eroding vs. depositional landform positions. – *Plant and Soil*, **350**/1-2: 261–280. doi: 10.1007/s11104-011-0902-z.
- BEUSELINCK, L., GOVERS, G., STEEGEN, A., HAIR-SINE, P.B. & POESEN, J. (1999): Evaluation of the simple settling theory for predicting sediment deposition by overland flow. – *Earth Surface Processes and Landforms*, **24**: 993–1007.
- BEUSELINCK, L., STEEGEN, A., GOVERS, G., NACHTERGAELE, J., TAKKEN, I. & POESEN, J. (2000): Characteristics of sediment deposits formed by intense rainfall events in small catchments in the Belgian Loam Belt. – *Geomorphology*, **32**/1: 69–82.
- CAMBARDELLA, C.A. & ELLIOTT, E.T. (1994): Carbon and nitrogen dynamics of soil organic matter fractions from cultivated grassland soils. – *SOIL SCIENCE SOCIETY OF AMERICA JOURNAL*, **58**/1: 123–130.
- DOETTERL, S., SIX, J., VAN WESEMAEL, B. & VAN OOST, K. (2012): Carbon cycling in eroding landscapes: geomorphic controls on soil organic C pool composition and C stabilization. – *Global Change Biology*, **18**/7: 2218–2232. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02680.x.
- HARDEN, J.W., SHARPE, J.M., PARTON, W.J., OJIMA, S., FRIES, T.L., HUNTINGTON, T.G. & DABNEY, S.M. (1999): Dynamic replacement and loss of soil carbon on eroding cropland. – *Global Biogeochemical Cycles*, **13**/4: 885–901. doi: 10.1029/1999GB900061.
- VAN HEMELRYCK, H., FIENER, P., VAN OOST, K., GOVERS, G. & MERCKX, R. (2010): The effect of soil redistribution on soil organic carbon: an experimental study. – *Biogeosciences*, **7**/12: 3971–3986. doi: 10.5194/bg-7-3971-2010.
- VAN HEMELRYCK, H., GOVERS, G., VAN OOST, K. & MERCKX, R. (2011): Evaluating the impact of soil redistribution on the in situ mineralization of soil organic carbon. – *Earth Surface Processes and Landforms*, **36**/4: 427–438. doi: 10.1002/esp.2055.
- HU, Y. (2014): Investigations on Temporal and Spatial Variation of Slope-Scale SOC Erosion and Deposition. – Basel, Switzerland (University of Basel).
- HU, Y., FISTER, W. & KUHN, N.J. (2013): Temporal variation of SOC enrichment from interrill erosion over prolonged rainfall simulations. – *Agriculture*, **3**/4: 726–740.
- HU, Y., FISTER, W., RÜEGG, H.-R., KINNELL, P.A. & KUHN, N.J. (2013): The Use of Equivalent Quartz Size and Settling Tube Apparatus to Fractionate Soil Aggregates by Settling Velocity. – *Geomorphology Techniques (Online Edition)*, *British Society for Geomorphology: Section-1*.
- HU, Y. & KUHN, N.J. (2014): Aggregates reduce transport distance of soil organic carbon: are our balances correct? – *Biogeosciences*, **11**: 6209–6219. doi: 10.5194/bg-11-6209-2014.
- JACINTHE, P.-A., LAL, R., OWENS, L.B. & HOTHEN, D.L. (2004): Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. – *Soil and Tillage Research*, **77**/2: 111–123. doi: 10.1016/j.still.2003.11.004.
- KINNELL, P.I.A. (2012): Raindrop-induced saltation and the enrichment of sediment discharged from sheet and interrill erosion areas. – *Hydrological Processes*, **26**/10: 1449–1456. doi: 10.1002/hyp.8270.
- KUHN, N.J. (2007): Erodibility of soil and organic matter: independence of organic matter resistance to interrill erosion. – *Earth Surface Processes and Landforms*, **32**/5: 794–802. doi: 10.1002/esp.1486.
- KUHN, N.J. (2010): Rainfall Simulation Experiments on Crusting and Interrill Sediment Organic Matter Content on a Silt Loam from Devon. – *ERDE*, **141**/4: 283–300.
- KUHN, N.J. (2013): Assessing lateral organic Carbon movement in small agricultural catchments. – *Publikation zur Jahrestagung der Schweizerischen Geomorphologischen Gesellschaft. Ed: Graf C.*, **29**: 151–164.
- KUHN, N.J. & ARMSTRONG, E.K. (2012): Erosion of organic matter from sandy soils: Solving the

- mass balance. – *Catena*, **98**: 87–95. doi: 10.1016/j.catena.2012.05.014.
- KUHN, N.J., HOFFMANN, T., SCHWANGHART, W. & DOTTERWEICH, M. (2009): Agricultural soil erosion and global carbon cycle: controversy over? – *Earth Surface Processes and Landforms*, **34**: 1033–1038. doi: 10.1002/esp.1796.
- LAL, R. (2003): Soil erosion and the global carbon budget. – *Environment International*, **29**/4: 437–450. doi: 10.1016/S0160-4120(02)00192-7.
- LAL, R. & PIMENTEL, D. (2008): Soil erosion a carbon sink or source? – *Science*, **319**: 1040–1041.
- LOCH, R.J. (2001): Settling velocity—a new approach to assessing soil and sediment properties. – *Computers and electronics in agriculture*, **31**/3: 305–316.
- NADEU, E., BERHE, A.A., DE VENETE, J. & BOIX-FAYOS, C. (2012): Erosion, deposition and replacement of soil organic carbon in Mediterranean catchments: a geomorphological, isotopic and land use change approach. – *Biogeosciences*, **9**/3: 1099–1111. doi: 10.5194/bg-9-1099-2012.
- VAN OOST, K., QUINE, T.A., GOVERS, G., DE GRYZE, S., SIX, J., HARDEN, J.W., RITCHIE, J.C., MCCARTY, G.W., HECKRATH, G., KOSMAS, C., GIRALDEZ, J.V., DA SILVA, J.R.M. & MERCKX, R. (2007): The Impact of Agricultural Soil Erosion on the Global Carbon Cycle. – *Science*, **318**/5850: 626–629. doi: 10.1126/science.1145724.
- VAN OOST, K., VERSTRAETEN, G., DOETTERL, S., NOTEBAERT, B., WIAUX, F., BROOHTAERTS, N. & SIX, J. (2012): Legacy of human-induced C erosion and burial on soil-atmosphere C exchange. – *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **109**/47: 19492–19497. doi: 10.1073/pnas.1211162109.
- POLYAKOV, V.O. & LAL, R. (2004): Soil erosion and carbon dynamics under simulated rainfall. – *Soil Science*, **169**/8: 590–599. doi: 10.1097/01.ss.0000138414.84427.40.
- QUINTON, J.N., GOVERS, G., VAN OOST, K. & BARDGETT, R.D. (2010): The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. – *Nature Geoscience*, **3**/5: 311–314. doi: 10.1038/ngeo838.
- SCHIETTECATE, W., GABRIELS, D., CORNELIS, W.M. & HOFMAN, G. (2008): Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes. – *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **72**/1: 50–55.
- SHARPLEY, A.N. (1985): The Selection Erosion of Plant Nutrients in Runoff. – *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **49**/6: 1527–1534.
- SIX, J., CONANT, R.T., PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K. (2002): Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. – *Plant and Soil*, **241**: 155–176.
- SLATTERY, M.C. & BURT, T.P. (1997): Particle size characteristics of suspended sediment in hillslope runoff and stream flow. – *Earth surface processes and landforms*, **22**/8: 705–719.
- STALLARD, R.F. (1998): Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. – *Global Biogeochemical Cycles*, **12**/2: 231–257.
- TISDALL, J.M. & OADES, J.M. (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soils. – *Journal of Soil Science*, **33**/2: 141–163.
- TROMP-VAN MEERVELD, H.J., PARLANGE, J.-Y., BARRY, D.A., TROMP, M.F., SANDER, G.C., WALTER, M.T. & PARLANGE, M.B. (2008): Influence of sediment settling velocity on mechanistic soil erosion modeling: INFLUENCE OF SEDIMENT SETTLING VELOCITY. – *Water Resources Research*, **44**/6: n/a–n/a. doi: 10.1029/2007WR006361.
- WALLING, D.E. (1988): Erosion and sediment yield research—some recent perspectives. – *Journal of Hydrology*, **100**/1: 113–141.
- WANG, X., CAMMERAAT, E.L.H., ROMEIJN, P. & KALBITZ, K. (2014): Soil Organic Carbon Redistribution by Water Erosion – The Role of CO₂ Emissions for the Carbon Budget. – *PLoS ONE*, **9**/5: e96299. doi: 10.1371/journal.pone.0096299.
- WANG, Z., GOVERS, G., STEEGEN, A., CLYMANS, W., VAN DEN PUTTE, A., LANGHANS, C., MERCKX, R. & VAN OOST, K. (2010): Catchment-scale carbon redistribution and delivery by water erosion in an intensively cultivated area. – *Geomorphology*, **124**/1-2: 65–74. doi: 10.1016/j.geomorph.2010.08.010.

Soil carbon loss from managed peatlands along a land use gradient – a comparison of three different methods

Jan Paul Krüger¹, Jens Leifeld², Stephan Glatzel³ and Christine Alewell¹

¹ Environmental Geosciences, University of Basel, Switzerland

² Agroscope Climate/Air Pollution Group, Zurich, Switzerland

³ Department of Geography and Regional Research - Geoecology, University of Vienna, Austria

Abstract

Carbon (C) loss from managed organic soils is an important flux in the global carbon cycle. Different approaches exist to estimate greenhouse gas emissions and thus the C balance of these soils. Here we compare two methods using soil profiles and a method of greenhouse gas (GHG) flux measurements using closed chambers to quantify the net C loss from managed peatlands. We applied these methods to the well-studied peatland complex Ahlen-Falkenberger Moor near Cuxhaven in northern Germany. The peatland represents a land use gradient from near-natural wetland (NW) to extensively-used grassland (GE) (rewetted in 2003/2004) to intensively-used grassland (GI). The three methods are: (i) the so-called combined method which makes use of differences in bulk density and ash content between the upper and deeper parts of the profile (ii) the C accumulation method which uses peat accumulation rates derived from ¹⁴C age-dated samples and their calculated C-stock in a certain depth and (iii) a method which gives the net ecosystem carbon balance (NECB) using closed chambers to quantify the GHG fluxes. Drainage at the Ahlen-Falkenberger Moor commenced at the beginning of the 20th century, and land use was intensified in the middle of the 20th century. For methods (i) and (ii), three peat cores down to approximately 100 cm at each site were taken in November 2012. These two profile-based methods give the C loss since the onset of drainage activities. Compared to this, the NECB represents the C balance (2007-2009) under present climate and management conditions.

According to the profile-based methods (i and ii), all three sites have lost C since the onset of drainage in the order NW<GE<GI. Calculated total C losses are, depending on the method, about 12 kg C m⁻² for site NW, 19 to 38 kg C m⁻² for site GE and 43 to 53 kg C m⁻² for site GI. Based on chamber-derived GHG measurements, site NW currently accumulates C, site GE shows a neutral C balance and site GI is a C source. A comparison of these methods demonstrates that the historical C loss can be assessed by the two profile-based methods, but not by the flux measurements. By contrast, present changes in the C balance are captured by the flux measurements but not by the

profile-based methods. Taken together, profile-based methods and flux measurements indicate that the C balance of these peatlands, since the beginning of drainage activities, has been changing over time.

Zusammenfassung

Kohlenstoffverluste von drainierten organischen Böden sind eine wichtige Grösse im globalen Kohlenstoffkreislauf. Es gibt verschiedene Methoden zur Bestimmung der Kohlenstoffverluste aus organischen Böden. Wir vergleichen hier zwei profilbasierte Methoden und Treibhausgasmessungen mittels Kammermessungen zur Bestimmung des Kohlenstoffverlustes aus dem Boden. Die Methoden wurden entlang eines Landnutzungsgradienten in dem Ahlen-Falkenberger Moor bei Cuxhaven, Deutschland, angewendet. Die Standorte waren ein naturnahes Moor (NW), ein extensiv genutztes Grasland (GE), sowie ein intensiv genutztes Grasland (GI). Die Kohlenstoffverlustberechnung basiert auf drei unterschiedlichen Ansätzen: (i) auf der kombinierten Methode, die Unterschiede in der Lagerungsdichte und im Aschegehalt zwischen dem Ober- und Unterboden berücksichtigt, (ii) auf der Kohlenstoffakkumulationsmethode, welche die berechneten Kohlenstoffakkumulationsraten, berechnet auf Grundlage von ¹⁴C-Datierungen, zusammen mit dem Kohlenstoffvorrat in einer bestimmten Tiefe verwendet und (iii) auf einer Methode, welche die Kohlenstoffbilanz mittels Kammermessungen für die Netto Ökosystem Kohlenstoffbilanz (NECB) bestimmt. Die beiden erstgenannten Methoden (i und ii) geben den kumulierten Kohlenstoffverlust seit dem Beginn der Drainage wieder. Im Vergleich dazu repräsentiert die NECB (iii) den Kohlenstoffhaushalt unter den gegebenen und aktuellen klimatischen Bedingungen sowie der Landnutzungsart. Seit Anfang des 20. Jahrhunderts wurde das Moor drainiert und in der Mitte des 20. Jahrhunderts die Landnutzung intensiviert. Für die Analyse von verschiedenen biogeochemischen Bodenparametern wurden im November 2012 drei Bohrkern bis etwa 100 cm Tiefe an jedem Standort entnommen.

Anhand der profilbasierten Methoden (i und ii) konnte ermittelt werden, dass seit der Drainage alle drei Standorte Kohlenstoff in der Grössenord-

nung $NW < GE < GI$ verloren haben. Die berechneten totalen Kohlenstoffverluste sind, je nach Methode, in der Größenordnung von etwa 12 kg C m^{-2} für Standort NW, $19 \text{ bis } 38 \text{ kg C m}^{-2}$ für Standort GE und $43 \text{ bis } 53 \text{ kg C m}^{-2}$ für Standort GI. Die aktuellen Treibhausgasmessungen für die Jahre 2007 bis 2009 zeigen, dass NW Kohlenstoff akkumuliert, GE eine neutrale Kohlenstoffbilanz aufzeigt und GI eine Kohlenstoffquelle ist. Ein Vergleich der Methoden veranschaulicht, dass der historische Kohlenstoffverlust mittels der profilbasierten Methoden abgeschätzt werden kann, eine Information, welche nicht mit den aktuellen Treib-

hausgasmessungen erfasst wird. Aktuelle Veränderungen in der Kohlenstoffbilanz hingegen werden mit den Treibhausgasmessungen aufgezeigt, können aber nicht mit den profilbasierten Methoden festgestellt werden. Zusammengefasst zeigt die Kombination der Methoden, dass sich die Kohlenstoffbilanz dieser Moorböden seit dem Beginn der Drainageaktivitäten über die Zeit verändert hat.

Keywords: peatland, carbon loss, land use change, organic soil, land use gradient, grassland use, soil profiles, C balance

1. Introduction

Carbon (C) loss from managed organic soils is an important flux in the global carbon cycle (Yu et al., 2011; Jungkunst et al., 2012). Under natural conditions, peatlands are anoxic and accumulate organic matter as peat (Clymo, 1984). Management of peatlands for agriculture or forestry requires drainage. This induces aerobic decomposition of the soil organic matter and a net C emission to the atmosphere (Maljanen et al., 2010). Over the last century, more than 50% of the peatland area in Europe has been converted mainly to agriculture or forestry (Byrne et al., 2004). In Germany, 75% of the greenhouse gas (GHG) emissions from soils are attributed to agricultural use (Höper, 2007), and more than half of the GHG emissions from managed peatlands originate from sites managed as grasslands (Drösler et al., 2008). Together, GHG's from organic soils contribute 5.1% to Germany's national total emissions (Drösler et al., 2013). Average C loss rates from temperate peatlands under grassland use are $0.6 \text{ kg C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for deeply drained and $0.4 \text{ kg C m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for shallowly drained peatlands (IPCC, 2013). Ranked by land use intensity, intensively-managed grasslands emit on average $2.8 \text{ kg CO}_2\text{eq m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$, extensively-managed grasslands between 0.2 and $2.0 \text{ kg CO}_2\text{eq m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (depending on the water table), near-natural bogs are almost climate-neutral, but dry bogs emit up to $1.0 \text{ kg CO}_2\text{eq m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ (Drösler et al., 2013). The latter values include the N_2O emissions, which can contribute significantly to the GHG emission at intensively-managed sites. Different approaches exist to estimate the C balance of peatland soils. Here we compare two soil profile-based methods with each other and with greenhouse gas flux measurements by closed chambers to assess the net C loss from managed peatlands.

2. Material and methods

We applied the different methods to the well-studied peatland complex Ahlen-Falkenberger Moor in north-western Germany. The peatland

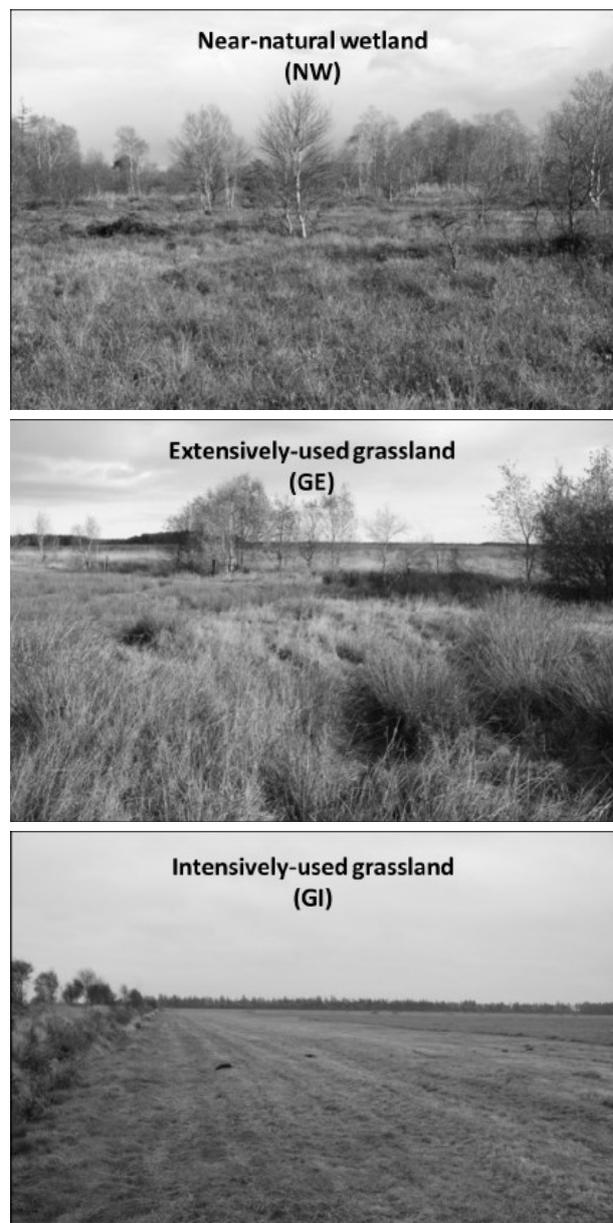


Figure 1: Study sites with land use gradient from near-natural wetland site (no mowing, no fertiliser), extensively-used grassland (cut once per year, no fertiliser) and intensively-used grassland site (cut 4-5 times per year, mineral and organic fertiliser).

complex represents a land use gradient (Fig. 1) from near-natural wetland (NW) to extensively-used grassland (GE) (which was rewetted in 2003/2004) to intensively-used grassland (GI). At both grassland sites, drainage started at the beginning of the 20th century, and land use was intensified in the middle of the 20th century. About 60% of the remaining area is currently used as grassland, and only a small area in the centre of the bog (approx. 5%) was never drained or cultivated and remains as a natural habitat today (Höper, 2007). Since the 1990s, the NW has been a nature conservation area. Detailed site descriptions can be found in Beetz et al. (2013) and Krüger et al. (2015). In November 2012, three peat cores down to approximately 100 cm were taken at each site, and various biogeochemical soil parameters were analysed.

The so-called combined method (Leifeld et al., 2014) estimates the physical primary subsidence due to the loss of pore water and peat shrinkage, and the chemical secondary subsidence due to the oxidative loss of organic matter. The integrated calculation of C loss from the peatland since the beginning of drainage is based on the simplified assumptions that the ratio of C to ash content during accumulation of peat has been constant and that the ash content before drainage was the same at all depths. After drainage, peat starts to oxidise and C is lost as CO₂ while the mineral parts remain as ash in the profile. Additionally, we assume that the ash content in the permanently water-saturated subsoil is not affected by drainage and that ash from the oxidised peat remains at the site and accumulates in the respective layer. See detailed method description in Krüger et al. (2015) and Leifeld et al. (2014).

In a second method (C accumulation method), the C loss is calculated based on ¹⁴C age-dated samples from two different layers, with the assumption of linear C accumulation rates at the NW site (Fig.

2). Mean linear C accumulation rates at the NW site calculated by a linear regression of the age-dated samples are 0.046 kg C m⁻² yr⁻¹ (Fig. 2). The radiocarbon ages in a defined depth and the cumulative C-stock (Fig. 3) above the ¹⁴C age-dated point are used to calculate the C balance of the peat soils under grassland. The difference between the calculated cumulative C stock above the ¹⁴C age-dated point at the GE and GI sites (using the C accumulation rates of the NW site) and the measured cumulative C stock (Fig. 3) above the ¹⁴C age-dated point of the peat core at GE and GI is the C loss of the soil. In detail, the C balance is calculated by the year (in years AD/BC) of sampling minus the age-dated sample (in years AD/BC) in the depth multiplied by the calculated yearly C accumulation rates of the NW site minus the cumulative C stock (kg C m⁻²) above the corresponding depth of the respective site.

These two profile-based methods give the C loss since the onset of drainage. Carbon losses are displayed as kg C m⁻² and loss rates as kg C m⁻² yr⁻¹ by dividing the C loss by the number of years passed since the peatland drainage was intensified.

In contrast to the profile-based methods, the net ecosystem C balance (NECB) (2007-2009) represents the current C loss or gain of the soil under given climate and management conditions including the C change by harvesting and fertiliser application. The measurements were performed by Beetz et al. (2013). CO₂ fluxes were measured using closed chambers (0.78 m x 0.78 m x 0.50 m) in flow-through dynamic mode. Opaque and transparent chambers were placed in turn to obtain data on combined autotrophic and heterotrophic respiration of the ecosystem (RECO) and net ecosystem exchange (NEE), respectively. See detailed description of this method in Beetz et al. (2013).

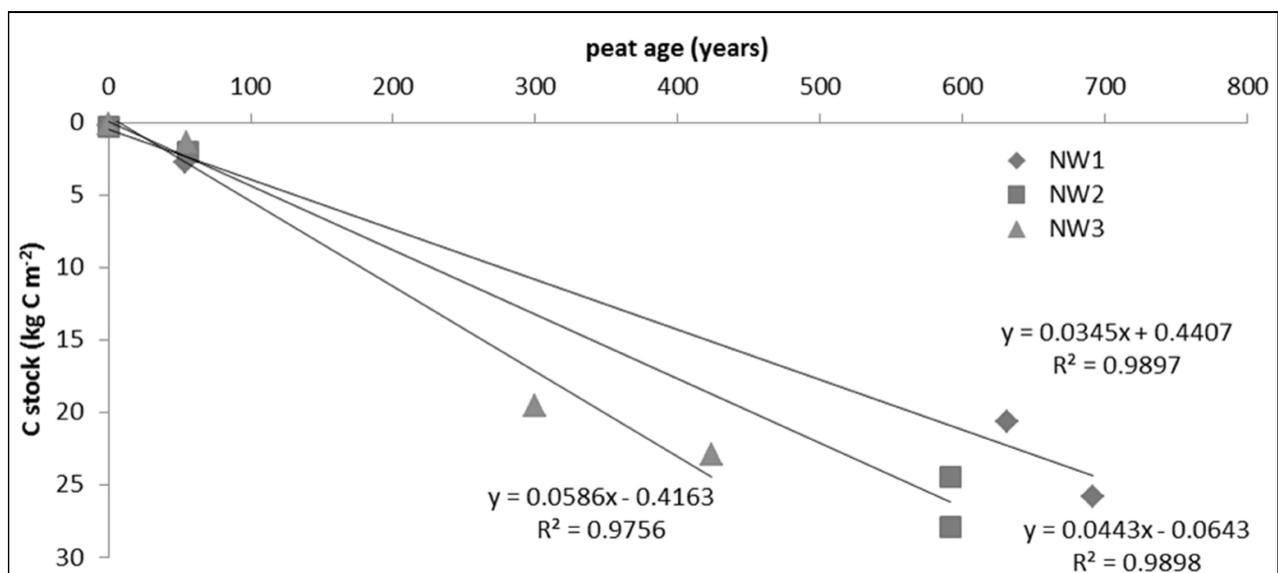


Figure 2: Calculated C accumulation rates by peat age vs. C stock for the near-natural wetland site.

3. Results and discussion

According to the profile-based methods, all three sites have lost C since the onset of drainage (Tab. 1). The total C loss, calculated by the two profile-based methods, is in the order NW<GE<GI. Based on the chamber-derived NECB, site NW accumulates C, site GE shows a neutral C balance and GI is still a C source in 2007 to 2009 (Beetz et al., 2013).

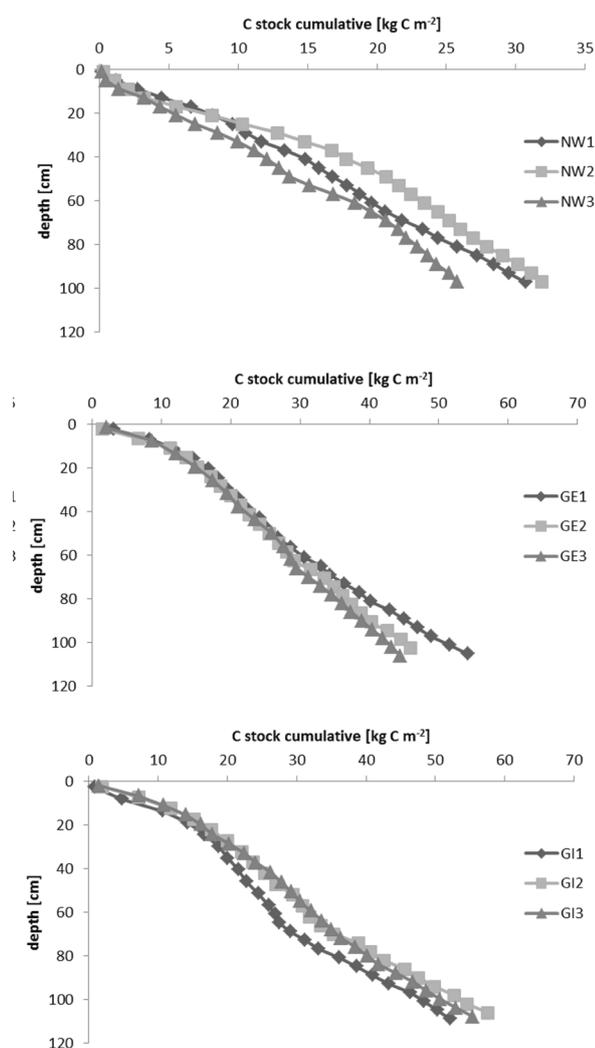


Figure 3: Cumulative C stock (kg C m⁻²) of each soil core for the three sites.

According to the combined method, the NW site has lost 11.5 kg C m⁻². According to the NECB, it is now a C sink of about 0.063 kg C m⁻² yr⁻¹ (Beetz et al., 2013) (Tab. 1). The calculated C loss, integrated over the period since drainage intensification, could be due to the effect of drainage activities in the surrounding area that also influenced the hydrology at the NW site (Krüger et al., 2015). Since the 1990s, the NW site is located in a nature conservation area; this may have recovered water tables, resulting in a negative C balance (C sink) today (Beetz et al., 2013).

The GE site has lost 18.8 kg C m⁻² according to the combined method and 38.2 kg C m⁻² according to the C accumulation method since drainage intensification. The rewetting of the GE site is reflected in the current NECB, indicating a currently neutral C balance of the soil. However, since drainage intensification, the GE site has lost 0.313 kg C m⁻² yr⁻¹ (combined method) to 0.636 kg C m⁻² yr⁻¹ (C accumulation method) (Tab. 1). An increase in water table depth may have changed the C balance at this site from a C source into a C neutral status.

The calculated C loss was highest at GI site (42.9 kg C m⁻² by the combined method and 52.8 kg C m⁻² by the C accumulation method). The current annual C emissions at this site (0.683 kg C m⁻² yr⁻¹ (NECB 2007-2009)) are in the same order of magnitude of annual C losses integrated over the whole period since drainage intensification (0.716-0.880 kg C m⁻² yr⁻¹) (Tab. 1).

For both grasslands, our calculated annual C loss as revealed from the profile-based methods (Tab. 1), based on an assumption of 60 years of intensive drainage, is in the range of previously reported C loss rates from temperate peatlands under grassland use (IPCC, 2013). Independent of the applied method, C loss from the GI site is the highest. Furthermore, the NW site shows the lowest C loss or even a C uptake. A higher calculated C loss at GE as revealed by the C accumulation method may be attributed to the high C accumulation rates calculated for the NW site. In future studies, estimates using the C accumulation method could be improved by using a natural site without any anthropogenic influence. Higher calculated C losses by the C accumulation method com-

Table 1: Annual C balance in kg C m⁻² yr⁻¹ (mean with SD) calculated by three different methods along the land use gradient. Positive values indicate a C gain and negative values a C loss of the soil.

	Near-natural wetland (NW)	Extensively-used grassland (GE)	Intensively-used grassland (GI)
Combined method (Krüger et al., 2015)*	-0.191 (±0.105)	-0.313 (±0.047)	-0.716 (±0.181)
C accumulation method*	-	-0.636 (±0.026)	-0.880 (±0.074)
NECB (2007-2009) (Beetz et al., 2013)	0.063 (±0.086)	0.030 (±0.166)	-0.683 (±0.190)

*Integrated C loss since drainage intensification (60 years) with annual C losses calculated by the total C loss divided by the years.

pared with the combined method at the GE site also may be due to the high radiocarbon ages of peat at this site in the deeper parts of the profile (Krüger et al., 2015), resulting in high calculated C losses by this method. At the GI site, high radiocarbon ages in deeper parts and high ash contents in the upper part lead to high calculated C losses by both profile-based methods. The results of annual C losses at the GI site are in the same range as the calculated NECB. The three applied methods use different assumptions and give results for the two managed sites in the same range as C losses from managed peatlands in the temperate region (IPCC, 2013).

4. Conclusions

The profile-based methods assess an average C balance over the last several decades or hundreds of years since the peatland drainage began, whereas GHG measurements capture short defined measurement periods of only a few years. Thus, GHG measurements present the year-to-year variation due to temperature, water table and precipitation fluctuation. Profile-based methods, however, integrate C losses during the first years of drainage activities, which are presumably higher than the average over the declining emissions in advanced years (Leifeld et al., 2012). The profile-based methods give long-term soil C changes of drained and managed peatlands. Independent of the method, a clear distinction between the three sites with respect to their C balance can be derived. Furthermore, changes in land use alter the soil C balance of peatlands; in our case, the rewetting and the designation as a nature conservation area lead to reduced C losses or, in the recent years, to a C uptake. This change in soil C balance due to land use change can be detected by a combination of profile-based methods and flux measurements.

5. Acknowledgements

We thank Sönke Szidat for radiocarbon analyses and Martin Zuber for ash content analyses. We also would like to thank Sascha Beetz and Katharina Krüger for support during field work and Regula Wolz for copy-editing. This work was financially supported by the Swiss National Science Foundation (SNF), project no. 200021-137569.

6. References

Beetz, S., Liebersbach, H., Glatzel, S., Jurasinski, G., Buczko, U., and Höper, H.: Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog, *Biogeosciences*, 10, 1067-1082, 10.5194/bg-10-1067-2013, 2013.

Byrne, K. A., Chojnicki, B., Christensen, T. R., Drösler, M., Freibauer, A., Frolking, S.,

Lindroth, A., Mailhammer, J., Malmer, N., Selin, P., Turunen, J., Valentini, R., and Zetterberg, L.: EU Peatlands: current carbon stocks and trace gas fluxes, 1-58, 2004.

Clymo, R.: The limits to peat bog growth, *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 303, 605-654, 1984.

Drösler, M., Freibauer, A., Christensen, T. R., and Friborg, T.: Observations and Status of Peatland Greenhouse Gas Emissions in Europe, in: *The Continental-Scale Greenhouse Gas Balance of Europe*, edited by: Dolman, J., Valentini, R., and Freibauer, A., Springer, New York, 243-261, 2008.

Drösler, M., Adelman, W., Augustin, J., Bergman, L., Beyer, C., Chojnicki, B., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Görlitz, S., Höper, H., Kantelhardt, J., Liebersbach, H., Hahn-Schöfl, M., Minke, M., Petschow, U., Pfadenhauer, J., Schaller, L., Schägner, P., Sommer, M., Thuille, A., and Werhan, M.: *Klimaschutz durch Moorschutz, Schlussbericht des Vorhabens "Klimaschutz - Moornutzungsstrategien" 2006-2010*, Freisingen, 2013.

Höper, H.: Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren, *TELMA*, 37, 85-116, 2007.

IPCC: 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands 2013.

Jungkunst, H. F., Krüger, J. P., Heitkamp, F., Erasmí, S., Fiedler, S., Glatzel, S., and Lal, R.: Accounting more precisely for peat and other soil carbon resources, in: *Recarbonization of the biosphere – ecosystems and the global carbon cycle*, edited by: Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R.F.J., Schneider, B.U., & von Braun, J., Springer, Amsterdam, Netherlands, 127-157, 2012.

Krüger, J. P., Leifeld, J., Glatzel, S., Szidat, S., and Alewell, C.: Biogeochemical indicators of peatland degradation – a case study of a temperate bog in northern Germany, *Biogeosciences*, 12, 2861-2871, 10.5194/bg-12-2861-2015, 2015.

Leifeld, J., Steffens, M., and Galego-Sala, A.: Sensitivity of peatland carbon loss to organic matter quality, *Geophysical Research Letters*, 39, 10.1029/2012gl051856, 2012.

Leifeld, J., Bader, C., Borraz, E., Hoffmann, M., Giebels, M., Sommer, M., and Augustin, J.: Are C-loss rates from drained peatlands constant over time? The additive value of soil profile based and flux budget approach, *Biogeosciences Discuss.*, 11, 12341-12373, 10.5194/bgd-11-12341-2014, 2014.

Maljanen, M., Sigurdsson, B. D., Guðmundsson, J., Óskarsson, H., Huttunen, J. T., and Martikainen, P. J.: Greenhouse gas balances of managed peatlands in the Nordic countries – present knowledge and gaps, *Biogeosciences*, 7, 2711-2738, 10.5194/bg-7-2711-2010, 2010.

Yu, Z., Beilman, D. W., Froking, S., MacDonald, G. M., Roulet, N. T., Camil, P., and Charman, D. J.: Peatlands an Their Role in the Global Carbon Cycle, EOS, 92, 97-106, 2011.

Mercury evasion from a boreal peatland determined with advanced REA and chamber methods

S. Osterwalder¹, J. Fritsche², S. Åkerblom³, M. Nilsson⁴, K. Bishop^{3,5} and C. Alewell¹

¹ Department of Environmental Sciences, University of Basel, 4056 Basel, Switzerland

² Müller-BBM Schweiz AG, 4123 Allschwil, Switzerland

³ Department of Aquatic Sciences and Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences, 75236 Uppsala, Sweden

⁴ Department of Forest Ecology and Management, Swedish University of Agricultural Sciences, 901 83 Umeå, Sweden

⁵ Department of Earth Sciences, University of Uppsala, 75236 Uppsala, Sweden

Zusammenfassung

Gasförmiges, elementares Quecksilber (Hg^0) ist die dominierende Form von Hg in der Atmosphäre und steht in ständigem Austausch mit Böden und Wasseroberflächen. In borealen Mooren ist dieser Land-Atmosphären-Austausch von Hg^0 von besonderer Relevanz. - in solch anoxischen Ökosystem bildet sich das hochtoxische Methylquecksilber (MeHg) -, da sich verändernde Depositions- und Emissionsraten den Hg-Pool im Boden beeinflussen. Um natürliche Einflussfaktoren zu bestimmen, welche die Reduktion von Hg(II) zu Hg^0 und damit die Ausgasung fördern, haben wir dynamische Durchflussskammern (DFCs) verwendet. Der Effekt von erhöhter Schwefel- und Stickstoffdeposition sowie veränderten Temperatur- und Feuchtebedingungen auf den Hg^0 -Fluss wurden untersucht und typische Flussraten für unser Untersuchungsgebiet quantifiziert. Das boreale Moor liegt etwa 10 Kilometer westlich von Vindeln, in der Provinz Västerbotten in Schweden. Um den ganzjährigen In- und Output von Hg^0 über die Atmosphäre zu quantifizieren, entwickelten wir ein neues Relaxed Eddy Accumulation (REA) System mit zwei Lufteinlässen, nur einem Detektor und einem ausgefeilten, automatischen Kalibrationsmodul. Während den Hg-Messungen wurden meteorologische Parameter, im Wasser gelöstes Hg^0 (DGM) und die Gesamtd deposition von Hg gemessen. Letztere während der Vegetationsperiode 2014. Das Gesamt-Hg im Boden und im Abflussbereich des Moores wurde vorgängig bestimmt und trägt zum besseren Verständnis des Hg-Kreislaufs bei. Hohe Schwefeldepositionen, wie sie in den 80er-Jahren in Schweden üblich waren, führten zu einer Hemmung von Hg-Emissionen. Dies ist mit einer initialen Ausgasung von Hg zu Beginn des Versuches oder mit dem Binden von Hg an Schwefelgruppen und anschliessendem Abtransport im Oberflächenwasser zu erklären. DFC-Messungen im Juli 2014 wurden während Strahlungstagen durchgeführt und zeigten einen deutlichen Tagesgang und eine starke lineare Abhängigkeit von der Temperatur innerhalb und ausserhalb der Kammern. Erste Auswertungen der REA-Daten zeigten eine Spannweite der Monatsmittelwerte zwischen $-6 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ im November 2013 und $15 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ im Juni 2014. Hg^0 -Emissionen dominierten während des Sommers

und Hg^0 -Deposition von Spätherbst bis Frühling. Als erste Forschungsgruppe gelang es uns, den Hg^0 -Fluss über einem borealen Moor während eines ganzen Jahres zu messen und dabei REA erfolgreich anzuwenden. Des Weiteren konnten wir mit DFC-Messungen Faktoren identifizieren, welche Hg^0 -Emissionen hemmen oder begünstigen. Die Ausgasung von Hg^0 in die Atmosphäre scheint die Menge im Abfluss deutlich zu übersteigen und deutet darauf hin, dass das boreale Moor heute nicht nur eine Quelle für MeHg, sondern auch für Gesamt-Hg ist.

Abstract

There is great interest in defining the air-atmosphere exchange of gaseous elemental mercury (Hg^0) from peatlands that may regulate the pool of Hg in peatlands and ultimately the loading of MeHg to surface waters. To test this hypothesis, Teflon and polycarbonate dynamic flux chambers (DFCs) were used to (i) investigate the effect of sulfur and nitrogen addition as well as warming and changed moisture regimes on Hg^0 flux and (ii) to quantify typical diurnal summertime fluxes from a mixed acid peatland system situated near Vindeln in the county of Västerbotten, Sweden. A dual-intake, single analyzer Relaxed Eddy Accumulation (REA) system was developed for long-term, all-year flux monitoring. Meteorological parameters were recorded simultaneously and dissolved gaseous mercury (DGM) concentrations in the peatland water determined on a weekly basis. Wet bulk deposition measurements of Hg during the growing season in 2014 and information about Hg in soil and runoff enhance the understanding of the main pathways of Hg in- and outputs from boreal peatlands.

The exchange of Hg^0 from the peatland surface was significantly lower on experimental plots exposed to elevated sulfur deposition. This indicated either earlier Hg evasion or Hg binding to sulfur in organic matter, making Hg less susceptible to volatilization and more prone to transport in runoff. DFC measurements during cloudless conditions in July 2014 revealed a significant diurnal pattern and a strong linear relationship with air temperature inside and outside the DFC. Preliminary calculations of monthly averaged fluxes measured with REA ranged from -6 (November 2013) to 15

ng m⁻² h⁻¹ (June 2014). Hg⁰ fluxes revealed a seasonal pattern over the year with net evasion during growing season and dominating deposition from autumn to spring. We managed to perform the first conditional sampling of Hg⁰ flux over a boreal peatland using REA and were able to determine drivers and inhibitors of Hg⁰ evasion during short-term DFC measurements. Hg removal via volatilization exceeded the annual export of Hg

in streamwater. These two main pathways of Hg output identified the peatland as a net source of Hg.

Keywords: Mercury, gaseous elemental mercury, air-surface gas exchange, micro-meteorological technique, relaxed eddy accumulation, dynamic flux chamber

1. Introduction

Anthropogenic activities have greatly increased emission of mercury (Hg) to the atmosphere, which has resulted in a nearly threefold increase in deposition to the land and ocean compared to preindustrial times (e.g. Lamborg et al. 2014). This also holds for boreal peatlands, where atmospheric deposition has created a store of Hg and especially methylmercury (MeHg) that appears coupled with organic carbon and sulfur accumulation. The “active” soil pool is a potential short- and long-term source of Hg into nearby surface waters (Chen et al., 2012). Since peatlands are considered as zones of high methylation activity and MeHg readily bio-accumulates up the food chain, these landscapes are major mediators for the increased levels of Hg in freshwater fish (St. Louis, et al. 1994, Selvendiran et al., 2008). Besides export in streamwater, gaseous elemental mercury (GEM or Hg⁰) volatilization to the atmosphere may be the second main pathway of Hg output from wetlands and could be particularly significant for

reducing the present Hg load to fish since the same conditions that promote methylation in wetlands also create volatile species that could evade.

The goal of the project was to test the hypothesis that Hg⁰ evasion is an important pathway of Hg removal from boreal peatlands. To understand the biogeochemical processes that could make Hg⁰ evasion from peatlands possible we applied dynamic flux chambers (DFCs). We investigated short-term fluctuations of the Hg⁰ flux including measurements from experimental plots that had been exposed for 15 years to different combinations of atmospheric sulfur (S) and nitrogen (N) deposition as well as greenhouse treatments simulating climate change (Fritsche et al. 2014). We have pushed the limits of measurement technology by developing a novel Hg-Relaxed Eddy Accumulation (REA) system to quantify the first seasonal land-atmosphere exchange of Hg⁰ over a boreal peatland. REA has been widely used to determine land-atmosphere exchange of different trace gases but just a few groups have applied

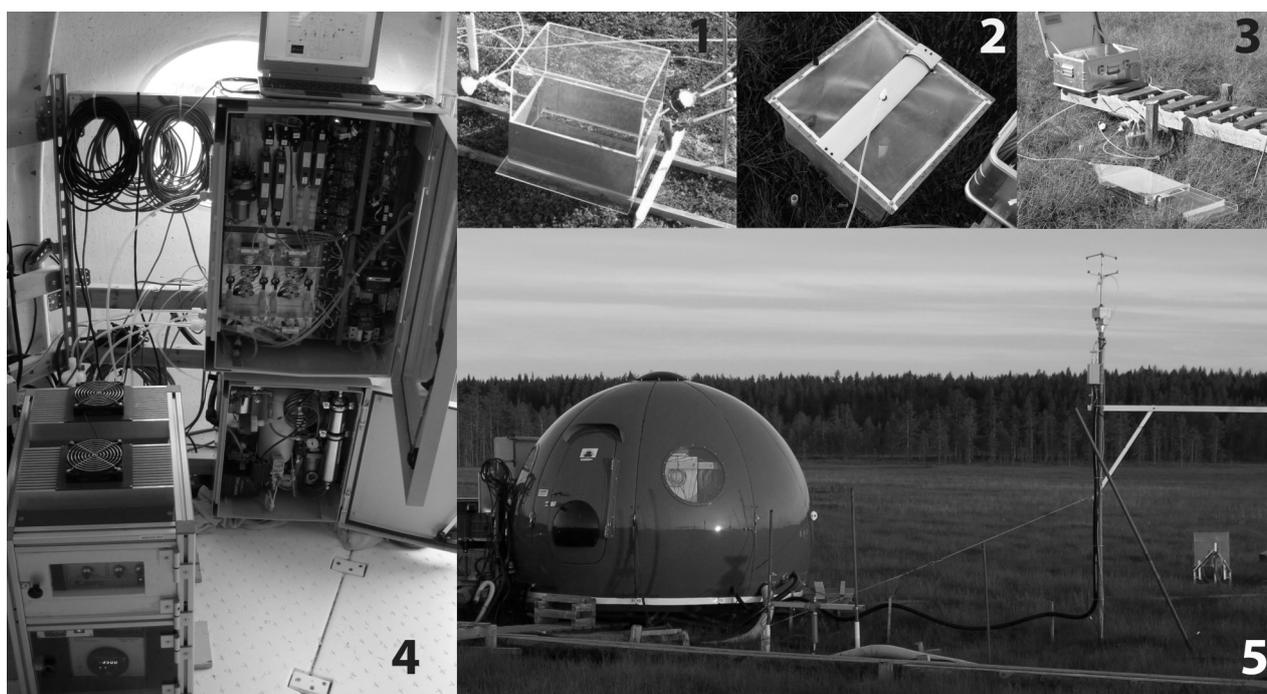


Figure 1-5: Polycarbonate (1, 3) and Teflon chambers (2) applied to measure Hg⁰ fluxes on experimental and REA footprint plots. The REA setup (4) was placed in the ICOS-igloo measuring Hg⁰ fluxes 3.5 m above the peatland surface (5). Meteorological parameters were logged simultaneously.

REA for measuring Hg^0 fluxes over soils (Cobos, et al., 2002, Olofsson et al., 2005, Sommar et al., 2013a, Zhu et al., 2015a) and forest canopies (Bash and Miller, 2007, 2008 and 2009). Dissolved gaseous mercury (DGM) concentrations in the peatland water combined with total mercury (THg) concentrations in wet bulk deposition have been determined to better interpret evasion and deposition processes relative to catchment stocks.

2. Material and Methods

The mixed acid peatland of Degerö Stormyr, which covers an area of $\sim 6.5 \text{ km}^2$ and is located $\sim 60 \text{ km}$ north of Umeå, Sweden, was our study site (see Granberg et al. 2001). Evasion of Hg^0 was measured using a polycarbonate DFC (Fig. 1) on $2 \text{ m} \times 2 \text{ m}$ plots, arranged in a random, duplicate 2^3 -factorial design with ambient and elevated levels of sulfur (S) and nitrogen (N) as well as ambient and elevated temperatures simulated using a greenhouse cover (GH) (Fritsche et al., 2014).

The lower levels of S and N correspond to ambient deposition rates at the site (3 and $2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively), while the high levels of $20 \text{ kg of S ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ and $30 \text{ kg of N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ correspond to maximal deposition levels in southern Sweden during the 1980s. For method inter-comparison and to quantify typical all-day summertime fluxes a Teflon and polycarbonate DFC – the latter is described in Lin et al. (2012) – have been applied in July 2014 (Fig 2 and 3). Hg^0 fluxes were alternately measured within the flux source area (footprint) of the REA system in four cardinal directions (N, W, S & E) during two 4×24 hour field campaigns.

The novel REA system was designed with twin inlets at the same level for simultaneous accumulation of up and downdrafts on a pair of gold traps which are then analyzed sequentially on the same detector while another pair of gold traps takes over the accumulation (Fig. 4 and 5). Accurate determination of Hg^0 fluxes has proven difficult

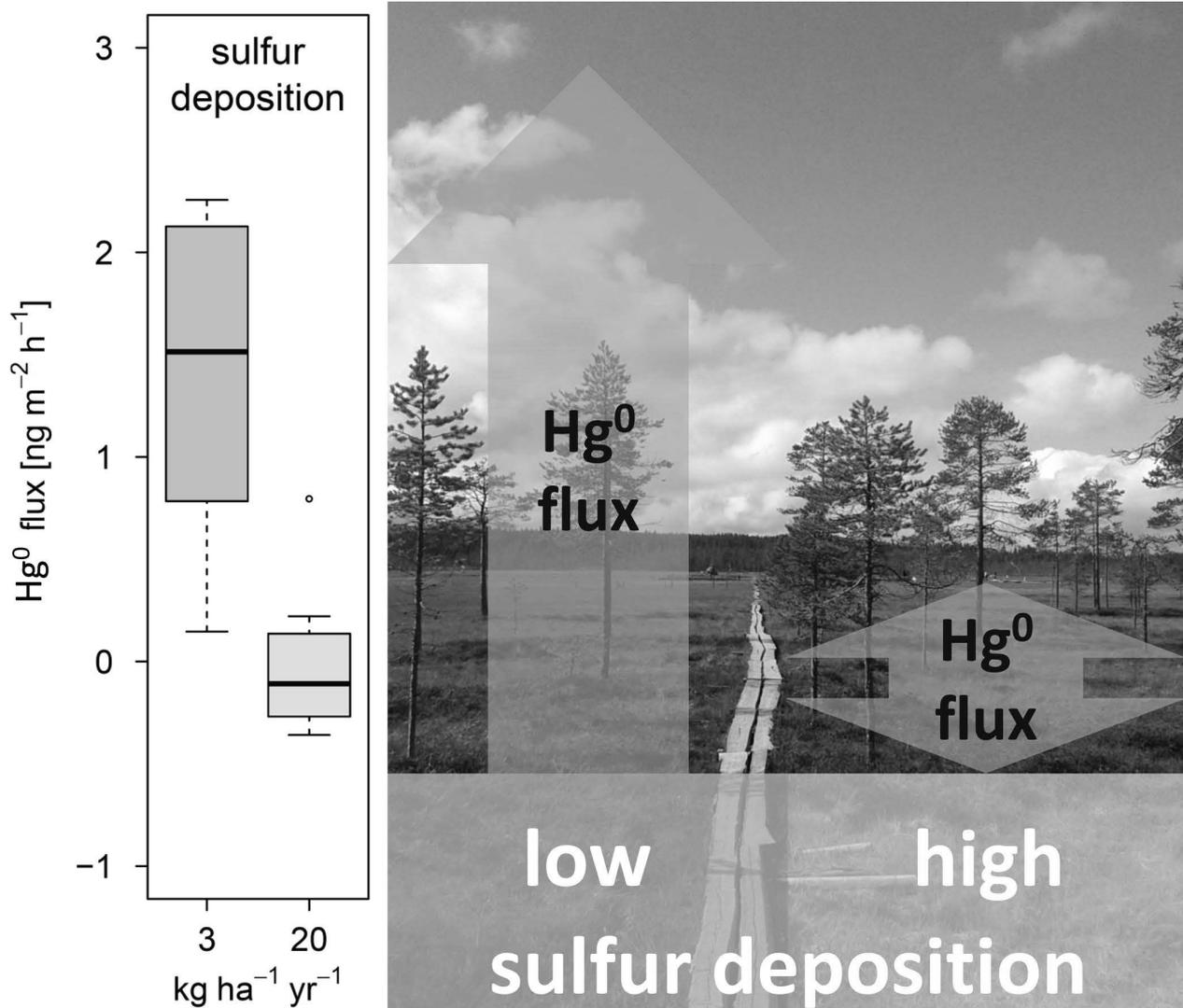


Figure 6: High sulfur deposition led to suppressed Hg^0 evasion. The upper edge of the box indicates the 75th percentile and the lower edge the 25th percentile. Whiskers indicate the 90th and 10th percentiles, while the line within the box marks the median (Fritsche et al., 2014).

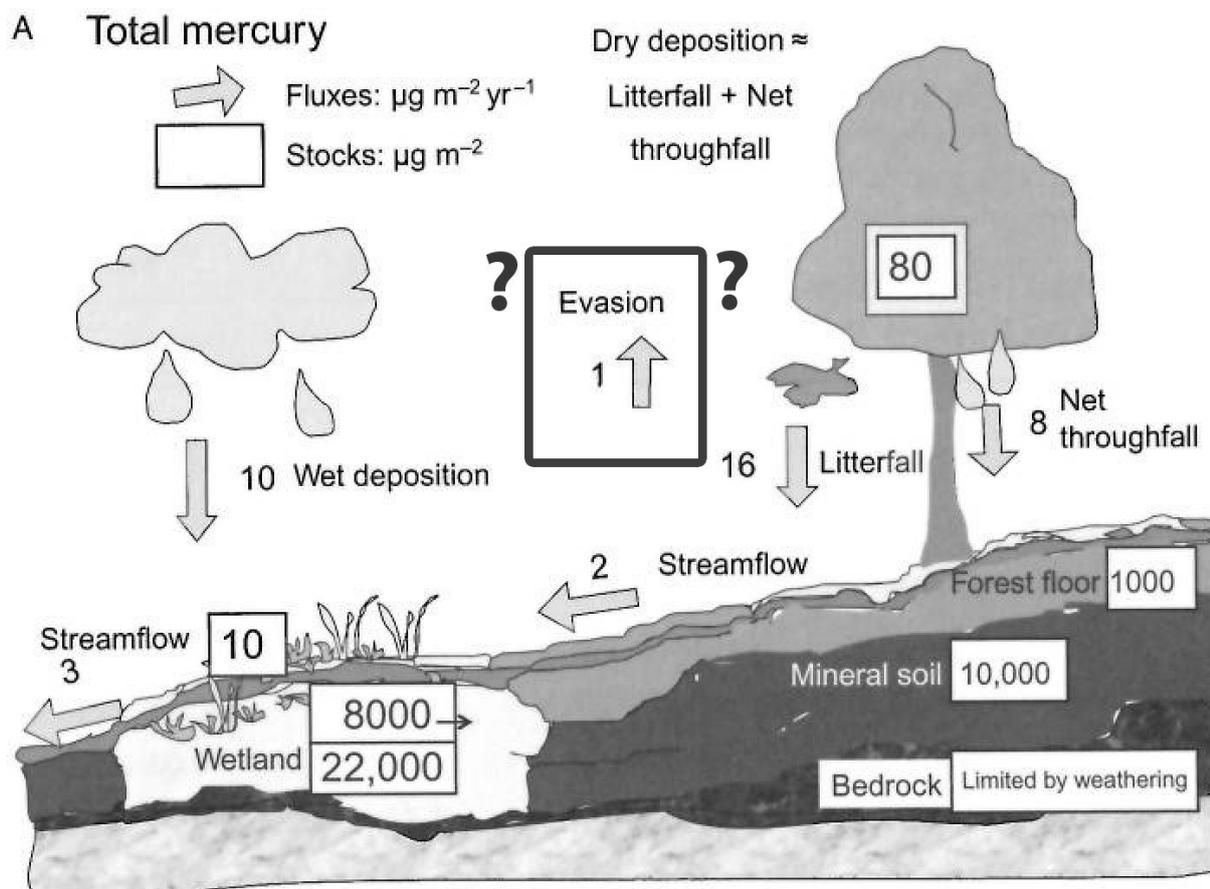


Figure 7: Typical values for stocks and annual fluxes in the northern temperate-boreal landscape for THg after Shanley and Bishop (2012). Long-term measurements of Hg^0 evasion over Degerö Stormyr indicate that the evasion term is underestimated, at least for boreal peatlands.

due to the technical challenges presented by the small concentration differences ($< 1 \text{ ng m}^{-3}$) between updrafts and downdrafts. To address this we present a system including a calibration module for periodic quality-control measurements with reference gases. We succeeded in continuously monitoring the Hg^0 flux from June to December, 2013 and from March to July, 2014. Within the same REA footprint plots that were used for DFC measurements, peatland water has been sampled and checked for DGM concentrations. The analysis was performed weekly during the growing season from 18.06 – 09.10.2013 and 02.05 – 17.07.2014. To finally calculate an input-output budget for mercury at Degerö Stormyr a wet bulk deposition survey has been carried out. Every second week from May to August 2014 rain water samples were analyzed to estimate the input of THg from atmospheric deposition.

3. Results and Discussion

Shaded DFC measurements during the summer in 2009 showed emission of Hg^0 to the atmosphere from most of the experimental plots ($0.7 \pm 0.9 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). However, Hg^0 exchange rates were significantly lower, occasionally indicating Hg uptake,

on plots subjected to S addition at rates of $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (Fig. 6). Enhanced N deposition and greenhouse treatment had no significant effect on Hg^0 fluxes. We hypothesize that the lower Hg evasion from the sulfur-treated plots is related to either earlier Hg evasion or Hg binding to S in organic matter, making Hg less susceptible to volatilization and more prone to transport in runoff (see Fritsche et al., 2014).

In July 2014 the exchange of Hg^0 from the peatland surface was measured continuously with DFCs during cloudless conditions and averaged $0.6 \pm 1.3 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (preliminary results derived from Teflon DFC measurements). The fluxes showed a diurnal pattern with maximum deposition around 03:30 a.m. and maximum emission around 10:00 a.m and revealed a strong linear relationship with air temperature inside ($R^2=0.65$, $p < 0.001$) and outside ($R^2=0.58$, $p < 0.001$) the DFC.

Gustin et al. (2008) reviewed published measurements of soil emission Hg^0 fluxes from background sites which range from -2 to $13 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. They noted that most of the published data are collected during the summer and in the daytime. Therefore, long-term measurements representing

diel and seasonal variations are requested to improve all-year Hg mass balances. Typical values of inputs and outputs as well as internal THg fluxes and stores have been synthesized for a northern temperate boreal landscape (Fig. 7). The general finding was that Hg export was small relative to inputs and that watershed retention ranges from about 55% to 95% THg (Shanley and Bishop, 2012). In peatlands, retention values might be considerably lower since anoxia, low pH, carbon accumulation, sufficient sulfate availability and low iron concentration favour Hg^{2+} reduction and volatile loss of Hg^0 . The absence of a forest canopy also favors Hg^0 volatilization due to increased photo-reduction processes (Garcia et al., 2005).

To demonstrate the REA system performance, we monitored fluxes over two contrasting environments with different turbulence regimes and Hg^0 sink/source characteristics. First, over a heterogeneous urban surface in the center of Basel, Switzerland in February 2012 and second over Degerö Stormyr during snowmelt in May 2012 (Osterwalder et al., in prep.). THg concentrations in the upper 40 cm of the peatland soil averaged at $57 \pm 6 \text{ ng g}^{-1}$ and represent typical Hg contents in northern Swedish background soils (Åkerblom et al., 2013; Shanley and Bishop, 2012). A preliminary analysis of the all year measurement campaign we conducted, suggests that the actual volatilization was significantly larger than that given in Fig. 7 (red frame). THg wet bulk deposition is estimated at a similar range as in Fig. 7 and regarded as the major Hg input to the peatland ecosystem since no Hg is deposited through litter- or net throughfall. Hg^0 evasion together with export of Hg in stream water ($\sim 0.5 \text{ ng m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) defined the peatland to be a net source of Hg to neighboring environments. DGM concentration monitoring indicated that the surface peatland water was supersaturated with Hg^0 , which favors Hg^0 emission to the atmosphere, except from measurements in early spring (after snowmelt) and October. What causes the difference between Hg^0 fluxes measured by enclosure and REA techniques is still debated in the literature. Cobos et al. (2002) suggested that DFCs underestimated the fluxes by a factor of 2-3 since they alter the environment of the area being studied, affecting atmospheric turbulence, temperature and humidity. It is also recommended to incorporate an atmospheric turbulence property such as friction velocity for correcting the DFC-measured flux (Zhu et al., 2015).

4. Conclusion

The Degerö peatland is hydrologically connected to the stream system and plays an important role in Hg and MeHg mobility. We managed to perform the first continuous sampling of Hg^0 flux over a boreal peatland using REA and were able to determine drivers and inhibitors of Hg^0 evasion dur-

ing short-term DFC measurements. The additional Hg export from Degerö Stormyr via volatilization indicates that the estimated time-span for reduced Hg emissions to translate into lower Hg levels in the soil are too long because up to now the emission of Hg from the peatland surface to the atmosphere has often been underestimated.

5. References

- ÅKERBLOM, S., K. BISHOP, E. BJÖRN, L. LAMBERTSSON, T. ERIKSSON, M.B. NILSSON, 2013: Significant interaction effects from sulfate deposition and climate on sulfur concentrations constitute major controls on methylmercury production in peatlands. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 102, 1–11.
- BASH, J.O., D.R. MILLER, 2007: A note on elevated total gaseous mercury concentrations downwind from an agriculture field during tilling. *Sci. Total Environ.*, 388, 379–388.
- BASH, J.O., D.R. MILLER, 2008: A relaxed eddy accumulation system for measuring surface fluxes of total gaseous mercury. *J. Atmos. Ocean. Technol.*, 25, 244–257.
- BASH, J.O., D.R. MILLER, 2009: Growing season total gaseous mercury (TGM) flux measurements over an *Acer rubrum* L. stand. *Atmos. Environ.*, 43, 5953–5961.
- CHEN, C.Y., C.T. DRISCOLL, N.C. KAMMAN, 2012: Mercury Hotspots in Freshwater Ecosystems. In: BANK, M. S. (Ed.): *Mercury in the Environment: pattern and process*. University of California Press, Berkely, California. 1st edition. pp. 143-166.
- COBOS, D.R., J.M. BAKER, E.A. NATER, 2002: Conditional sampling for measuring mercury vapor fluxes. *Atmos. Environ.*, 36, 4309–4321.
- FRITSCHÉ, J., S. OSTERWALDER, M.B. NILSSON, J. SAGERFORS, S. ÅKERBLOM, K. BISHOP, C. ALEWELL, 2014: Evasion of Elemental Mercury from a Boreal Peatland Suppressed by Long-Term Sulfate Addition. *Environ. Sci. Technol. Lett.*, 1, 421–425.
- GARCIA, E., M. AMYOT, P.A. ARIYA, 2005: Relationship between DOC photochemistry and mercury redox transformations in temperate lakes and wetlands. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 69, 1917-1924.
- GRANBERG, G., I. SUNDH, B. H. SVENSSON, M. NILSSON, 2001: Effects of temperature, and nitrogen and sulfur deposition, on methane emission from a boreal mire. *Ecology*, 82, 1982–1998.
- GUSTIN, M.S., S.E. LINDBERG, P.J. WEISBERG, 2008: An update on the natural sources and sinks of atmospheric mercury. *Appl. Geochem.*, 23, 482–493.
- LAMBORG, C.H., C.R. HAMMERSCHMIDT, K.L. BOWMAN, G.J. SWARR, K.M. MUNSON, D.C. OHNEMUS, P.J. LAM, L.-E. HEIMBURGER, M.J.A. RIJKENBERG, M.A. SAITO, 2014: A

- global ocean inventory of anthropogenic mercury based on water column measurements. *Nature*, 512, 65–68.
- LIN, C.-J., W. ZHU, X. LI, X. FENG, J. SOMMAR, L. SHANG, 2012: Novel Dynamic Flux Chamber for Measuring Air-Surface Exchange of Hg^0 from Soils. *Environ. Sci. Technol.*, 46, 8910–8920.
- OLOFSSON, M., J. SOMMAR, E. LJUNGSTRÖM, M. ANDERSSON, I. WÄNGBERG, 2005: Application of relaxed eddy accumulation technique to quantify Hg^0 fluxes over modified soil surfaces. *Water Air Soil Pollut.*, 167, 331–352.
- OSTERWALDER S., J. FRITSCH, C. ALEWELL, M.B. NILSSON, J. RINNE, K. BISHOP, IN PREP.: A dual, single detector relaxed eddy accumulation system for long-term measurement of mercury flux.
- SELVENDIRAN, P., C.T. DRISCOLL, M.R. MONTEDEOCA, J.T. BUSHEY, 2008: Inputs, storage, and transport of total and methyl mercury in two temperate forest wetlands. *J. Geophys. Res.-Biogeosci.*, 113, G00C01. doi. 10.1029/2008JG000739.
- SHANLEY, J.B., K. BISHOP, 2012: Mercury Cycling in Terrestrial Watersheds. In: BANK, M. S. (Ed.): *Mercury in the Environment: pattern and process*. University of California Press, Berkeley, California. 1st edition. pp. 119-141.
- SOMMAR, J., W. ZHU, L. SHANG, X. FENG, C.-J., LIN, 2013a: A whole-air relaxed eddy accumulation measurement system for sampling vertical vapour exchange of elemental mercury. *Tellus Ser. B-Chem. Phys. Meteorol.* 65, 19940, doi:10.3402/tellusb.v65i0.19940.
- ST. LOUIS, V.L., J.W. RUDD, C.A. KELLY, K.G. BEATY, N.S. BLOOM, R.J. FLETT, 1994: Importance of wetlands as sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51, 1065-1076.
- ZHU, W., J. SOMMAR, C.-J. LIN, X. FENG, 2015a: Mercury vapor air–surface exchange measured by collocated micrometeorological and enclosure methods – Part I: Data comparability and method characteristics. *Atmos. Chem. Phys.*, 15, 685–702.

Organische Böden, Klima und der Kohlenstoffmarkt

Sonja Paul¹, Andreas Schellenberger²

¹ Umweltgeowissenschaften, Universität Basel, Bernoullistrasse 30, CH-4056 Basel

² Bundesamt für Umwelt BAFU, Abteilung Klima, CH-3003 Bern

Zusammenfassung

Organische Böden (v.a. Moore) speichern grosse Mengen an Kohlenstoff. Die Resultate mehrerer Verbundprojekte zeigten zuletzt, dass die Wiedervernässung degradiertes (entwässerter) Flächen eine Minderung der Netto-Treibhausgasemissionen zur Folge hat. In einer Langzeitperspektive kann Moorschutz generell als Klimaschutz betrachtet werden. Moorrenaturierungsprojekte bergen vielversprechende Synergien wie auch Zielkonflikte in sich. Eine Herausforderung bleibt die aufwendige Quantifizierung der Treibhausgasbilanz, Indikator-basierte Ansätze ermöglichen jedoch zuverlässige Abschätzungen. Wird die Ökosystemdienstleistung „Kohlenstoffspeicherung“ monetarisiert, können für vermiedene Emissionen Zertifikate ausgestellt werden. Genügen diese den Qualitätsanforderungen definierter Standards, können sie auf dem (freiwilligen) Kohlenstoffmarkt gehandelt werden und so eine Finanzierungsquelle öffnen. In der Schweiz fand bisher keine vertiefte Auseinandersetzung mit dieser Thematik statt.

Abstract

Organic soils, particularly peatlands store large quantities of carbon. Recently, in several joint research projects peatland restoration has been proven to reduce net greenhouse gas emissions. In a long-term perspective, both conservation and rewetting of organic soils can be regarded as effective climate mitigation measures. Rewetting projects hold a range of other benefits to society as well as trade-offs. The complex quantification of the greenhouse gas balance remains challenging, but approaches using adequate proxies allow for reliable estimates. Developing ecosystem service markets for rewetting projects enables the issuance of emission reduction certificates. If the quality requirements of defined standards are met, they can be traded on the (voluntary) carbon market, thereby setting up an additional funding source. In Switzerland, there has been no comprehensive examination of the topic “organic soils, rewetting and climate mitigation” up to now.

Keywords: organic soils, peatlands, wetland drainage and rewetting, voluntary carbon market, climate mitigation

1. Einleitung

Moore sind raumeffektive Kohlenstoffspeicher. Sie enthalten auf 3% der Landoberfläche über 30% des weltweiten Bodenkohlenstoffs (geschätzte 550 Gt C), eine Menge, die dem Zweifachen der Baumbiomasse in allen Wäldern der Erde entspricht (PARISH et al. 2008). Auf lange Sicht ist der Klimaeffekt torfakkumulierender Moore klar „positiv“. Den im Holozän aufgewachsenen Mooren wird eine kühlende Wirkung auf das globale Klima zugeschrieben (FROLKING und ROULET 2007). Die Kultivierung von Mooren ist in der Regel an eine Entwässerung gebunden. Im nicht mehr wassergesättigten Torfkörper setzt ein oxidativer Abbau der organischen Substanz ein, und die Treibhausgasbilanz (THG-Bilanz) ändert sich rasch. Torfbrände in degradierten Mooren erhöhen die Emissionen zusätzlich. Schätzungen gehen von jährlichen Mengen von 2 bis über 3 Gt CO₂ aus (JOOSTEN 2011, 2011a; PARISH et al. 2008). Die niedrigere Zahl entspricht in etwa dem 40-fachen der Jahresgesamtemission der Schweiz oder 5% der globalen anthropogenen Emissionen im Jahr 2013. Die Hotspots dieser Emissionen

liegen in Indonesien, der EU, Russland, China und den USA auf lediglich 0.3-0.5% der weltweiten Landoberfläche.

Unter der Klimarahmenkonvention UNFCCC wird der Landnutzungssektor LULUCF (*Land Use, Land Use Change and Forestry*) im Treibhausgasinventar rapportiert, aber nicht ins Total der Emissionen eingerechnet. In der Schweiz betragen die Emissionen aus organischen Böden ca. 0.75 Mt CO₂ a⁻¹, davon ca. 0.39 Mt CO₂ a⁻¹ aus landwirtschaftlichen Böden (FOEN 2015). Der Gesamtwert entspricht 18% der jährlichen Reduktionsverpflichtung von 4.2 Mt CO₂ eq aus der 1. Verpflichtungsperiode (2008-2012) welche ein Reduktionsziel von 8% gegenüber 1990 verfolgte. Das Kyoto-Protokoll, mit dem die Annex-I-Länder erstmals verbindliche Emissionsminderungen eingingen, bietet mit den sogenannten Kyoto-Aktivitäten in Artikel 3.4 die Option, Landmanagement gezielt zur Erreichung des Reduktionsziels anzurechnen. In der 2. Verpflichtungsperiode (2013-2020) ist zu den bisherigen Aktivitäten *Forest Management, Cropland Management, Grazing Land Management* und *Revegetation* neu *Wetland Drainage and Rewetting* hinzugekommen (WDR; vgl. PAUL

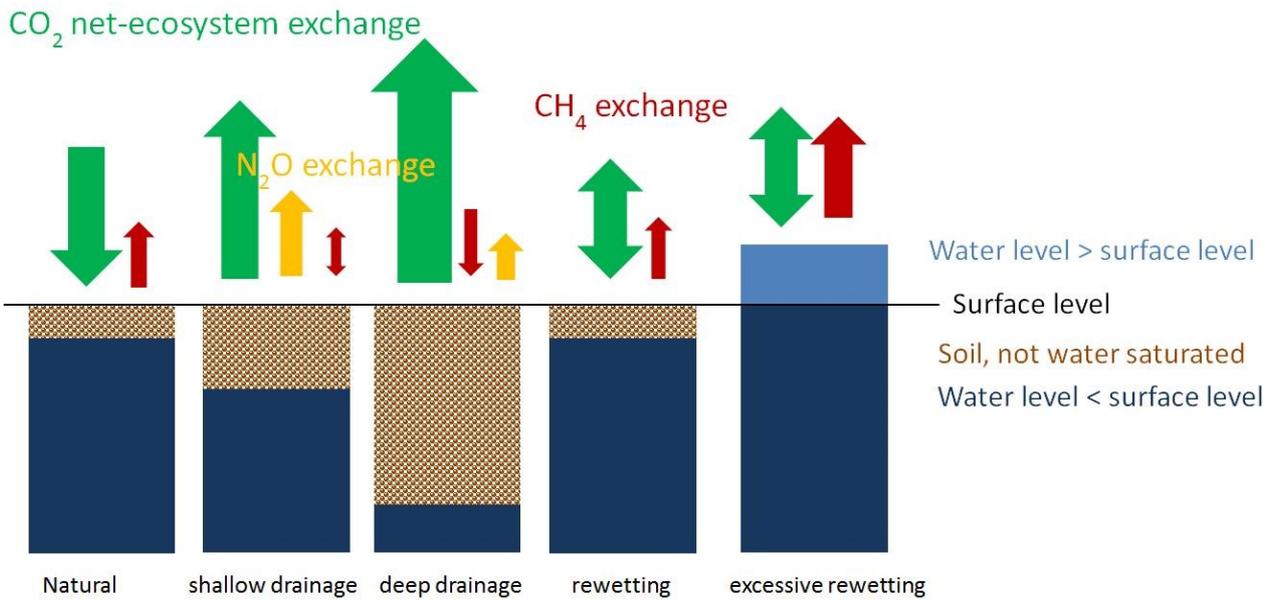


Abb. 1: Schematisches Verhalten der THG-Flüsse in organischen Böden in Abhängigkeit vom Wasserstand (Pfeilgröße nicht massstabsgerecht). Nach einer Wiedervernässung befindet sich das System in einem Übergangszustand, bei dem die CO_2 -Bilanz positiv wie negativ sein kann (die Netto- CO_2 -Emissionen jedoch verringert sind). Nach DRÖSLER et al. (2008).



Abb. 2: Die Mineralisierung des Torfkörpers und mechanische Kompaktion verursachen Geländesackungen. Sichtbar wird dies beispielsweise an freigelegten Entwässerungsschächten (hier bei Cressier NE). Seit der 1. Juragewässerkorrektion (1868-1891) ist die Geländeoberfläche im Seeland vielerorts um über einen Meter abgesunken.

und ALEWELL 2013). Mit Ausnahme der nun obligatorisch zu berichtenden Waldbewirtschaftung bleibt die Auswahl der restlichen Aktivitäten für die Vertragsparteien freiwillig. Die Klimawirksamkeit organischer Böden kann in diesem Regime nicht nur unter WDR erfasst werden, sondern unter allen (gewählten) Aktivitäten, sofern entsprechende Bodentypen betroffen sind.

In den meisten Bereichen des Kohlenstoff-Verpflichtungsmarktes, beispielsweise im Europäischen Emissionshandelssystem, sind Zertifikate aus dem Landnutzungssektor nicht zugelassen bzw. nicht gängig. Der Handel mit Emissionsminderungszertifikaten, die auf einem geänderten Landmanagement beruhen (wie z.B. einem Moorwiedervernässungsprojekt), ist in der Praxis weitgehend auf den freiwilligen Kohlenstoffmarkt angewiesen. Dort können Privatpersonen, Organisationen und Firmen mit dem Erwerb solcher Zertifikate auf freiwilliger Basis THG-Emissionen kompensieren.

Die Richtlinien des IPCC, welche für die internationale Klimaberichterstattung verbindlich sind, verwenden für Böden mit einem Torfhorizont und andere humusreiche Böden den Terminus *organic soils*. IPCC (2006) definiert für diese Böden – bei bestimmter Textur und Wasserbeeinflussung – die erforderliche Horizontmächtigkeit und den Mindestgehalt an organischem Kohlenstoff. Eine genaue Übertragung in die Schweizer Bodenklassifikation lässt sich nicht herstellen. Folgende Bodentypen stellen die beste Annäherung an die IPCC-Definition dar (ohne terrestrische Humusformen): alle Moore, die meisten Halbmoore (je nach Dicke und Lage der mineralischen Sedimentschichten) und ein Teil der antorfigen und anmmorigen Fahlgleye.

Dieser Artikel beschäftigt sich mit der Klimarelevanz organischer Böden und der Möglichkeit, mit Wiedervernässungsprojekten auf drainierten Flächen Klimaschutz zu betreiben. Als eine mögliche Finanzierungsquelle wird der freiwillige Kohlenstoffmarkt ins Spiel gebracht. Wo möglich und angebracht, wird Bezug auf die Schweizer Verhältnisse genommen.

2. Klimarelevanz organischer Böden

Treibhauspotential

Für die Klimawirksamkeit eines organischen Bodens ist die Bilanz der CO₂-, CH₄- und N₂O-Flüsse entscheidend. Entsprechend ihrem Treibhauspotential (*Global Warming Potential* GWP) werden die Flüsse der einzelnen Gase in CO₂-Äquivalenten (CO₂ eq) ausgedrückt. Das GWP ist abhängig vom Betrachtungszeitraum. Für die internationale Klimaberichterstattung wird in der 2. Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls mit den Werten des vierten IPCC-Assessment Report

für einen Zeithorizont von 100 Jahren gerechnet (Decision 4/CMP.7 der Vertragsparteienkonferenz in Durban 2011). Demnach ist das GWP für CH₄ 25-mal und für N₂O 298-mal höher als für CO₂.

Natürliche Moore

Natürliche Moore sind durch einen hohen Wasserstand gekennzeichnet. Unter diesen, von Sauerstoffmangel gekennzeichneten Bedingungen ist die Zersetzung der abgestorbenen Pflanzenbiomasse gehemmt. Das organische Material akkumuliert, und die Flächen fungieren als CO₂-Senken (Abb. 1). Moortyp, Trophiestufe und Temperatur haben einen starken Einfluss auf die Torfakkumulation. Die Kohlenstoffdichte ist hoch, eine 10 cm dicke Torfschicht enthält pro Flächeneinheit etwa gleich viel Kohlenstoff wie die Baumbiomasse eines hundertjährigen Waldes.

Intakte Moore stellen andererseits eine wichtige Quelle für atmosphärisches CH₄ dar (Feuchtgebiete emittieren gegenwärtig je nach Modellierungsansatz 175-217 Tg CH₄ a⁻¹, das sind 60-80% der natürlichen und rund 30% aller CH₄-Emissionen weltweit; KIRSCHKE et al. 2013). Im anaeroben Milieu wird organisches Substrat von methanogenen Bakterien abgebaut. Der Transport des CH₄ an die Oberfläche erfolgt über molekulare Diffusion, den Aufstieg als Gasblasen (Ebullition) oder durch Gefässpflanzen mit einem luftleitenden Gewebe (Aerenchym) (LAI 2009). Ein Teil wird in der oberflächennahen, oxischen Schicht zu CO₂ rückoxidiert. Die Höhe des Wasserstandes ist ein wichtiger Steuerparameter dafür, wieviel CH₄ aus organischen Böden entgast (Abb. 1).

Der Klimaeffekt nasser, torfakkumulierender Moore resultiert aus dem Verhältnis des der Atmosphäre entzogenen und im Torf als Kohlenstoff eingebundenen CO₂ einerseits und der im anaeroben Milieu induzierten CH₄-Bildung andererseits. WHITING und CHANTON (2001) beschreiben, dass der Nettoeffekt aufgrund der kürzeren atmosphärischen Verweildauer von CH₄ verglichen mit CO₂ von der betrachteten Zeitdauer abhängt (das GWP des CH₄ wird gegenüber CO₂ mit der Zeit kleiner). Über den in der Klimaberichterstattung üblichen Bezugszeitraum von 100 Jahren gewinnt der Effekt der Kohlenstoffspeicherung zunehmend die Überhand. Auf noch längere Sicht übertrifft die Klimawirksamkeit der Kohlenstoffsenke diejenige der Methanquelle deutlich (FROLKING und ROULET 2007; PETRESCU et al. 2015).

Drainierte Moore

Die traditionelle Bewirtschaftung von Mooren setzt eine Drainage voraus. Die Absenkung des Grundwasserspiegels verändert die biogeochemischen Prozesse im Torfkörper grundlegend. Die Belüftung der oberen Torfschichten verstärkt die aeroben Abbauprozesse, welche zu hohen CO₂-Emissionen führen (Abb. 1). Abbildung 2 veranschaulicht den resultierenden Torfschwund und

die anschliessenden Geländesackungen. Enge C/N-Verhältnisse, wie sie in meso- und eutrophen Flachmoortorfen vorliegen, begünstigen die Mineralisierung des Torfes. Mit zunehmender Entwässerungstiefe und Nutzungsintensität steigen die CO₂-Emissionen an (HÖPER 2007; DRÖSLER et al. 2013; TIEMEYER et al. 2013). Gleichzeitig sinken die CH₄-Emissionen, da der Abbau in der nun mächtigeren oxischen Schicht verstärkt ist. Ab einem mittleren Wasserstand tiefer als 20 cm unter Flur treten – standortunabhängig – in der Regel keine CH₄-Emissionen mehr auf (COUWENBERG und FRITZ 2012; TIEMEYER et al. 2013; Abb. 1). Stattdessen werden leichte CH₄-Aufnahmen gemessen.

In drainierten Mooren wird im Zuge der Torfzersetzung N₂O emittiert. N₂O entsteht als mikrobielles Zwischenprodukt vor allem durch unvollständige Denitrifikation und Nitrifikation. Die Höhe der Emissionen hängt vom Nutzungstyp, Nährstoffgehalt (Düngungsintensität), pH-Wert, Tiefe der Drainage und der Wasserschwankungsbreite ab. Die höchsten N₂O-Emissionen wurden bei stark schwankenden Wasserständen bei einem mittleren Jahreswasserstand von 50 cm unter Flur in

nährstoffreichen Flachmooren gemessen (DRÖSLER et al. 2013).

In drainierten Mooren der temperaten Zone dominiert die CO₂-Freisetzung aus der aeroben Zersetzung die THG-Bilanz (Abb. 3). Mit 34.9 t CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹ verursacht die Ackernutzung die höchsten THG-Emissionen, gefolgt von tiefentwässerten Grünländern, nährstoffarmen Grünländern, flachentwässertem nährstoffreichen Grünländern und Wald (IPCC 2014).

Wiedervernässte Moore

Die Wiedervernäsung führt zu einem raschen Abklingen der CO₂-Emissionen. Mit aufwachsendem Torfkörper wird die CO₂-Senkenfunktion wiederhergestellt (WADDINGTON et al. 2010). Die Grösse und Richtung der CO₂-Bilanz hängt im Wesentlichen von der Netto-Primärproduktion ab (Abb. 1). Nach dem Wiederanstieg des Wasserspiegels dauert es einige Jahre bis Jahrzehnte, bis sich die Vegetation auf den veränderten Wasserspiegel eingestellt hat. Die N₂O-Emissionen sinken dagegen schnell mit dem Anheben des Wasserspiegels. Moorböden, die einen Wasserstand von über 20 cm unter Flur aufweisen, emit-

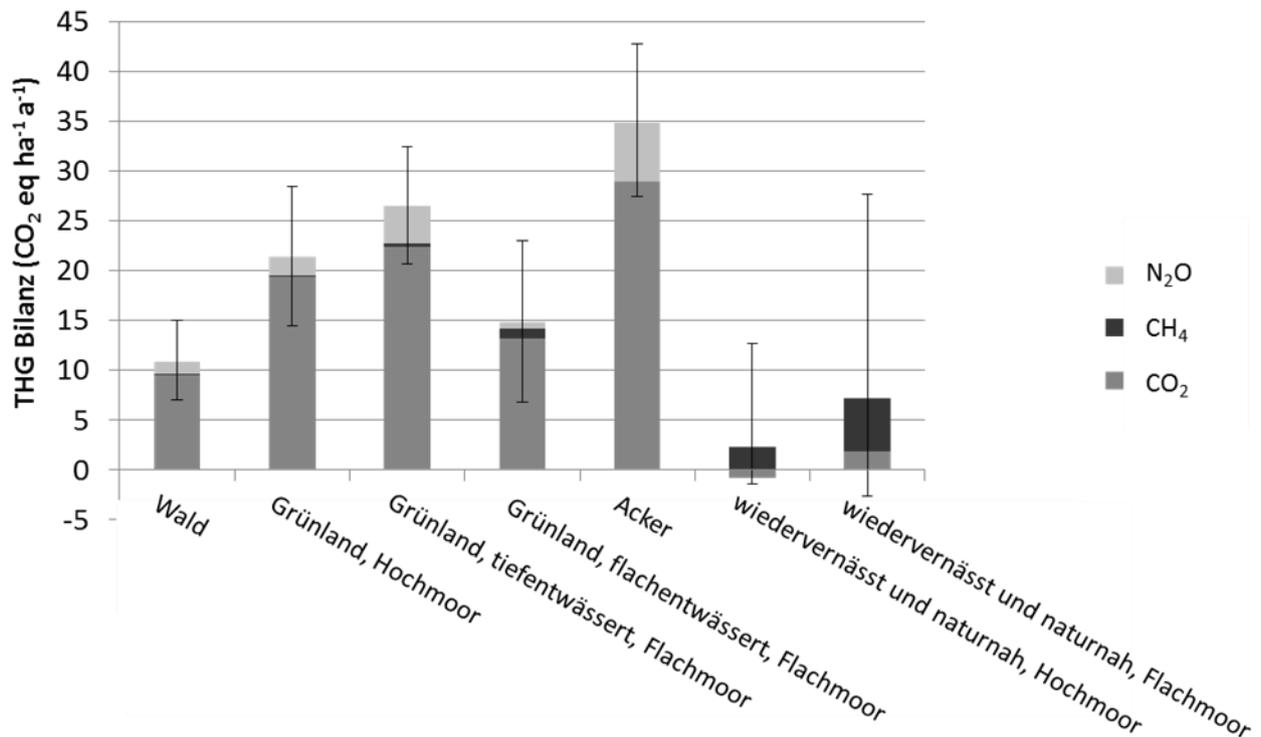


Abb. 3: THG-Bilanz von organischen Böden unterschiedlicher Nutzung in der temperaten Zone. Mittelwerte und 95%-Konfidenzintervalle in t CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹ als Summe von CO₂, CH₄ und N₂O: Wald 10.9 (7.1-15.0); Grünland, Hochmoor 21.4 (14.4-28.5); Grünland, Flachmoor tiefentwässert (>30 cm) 26.6 (20.6-32.5); Grünland, Flachmoor flachentwässert 14.9 (6.8-23.0); Acker 34.9 (27.5-42.7); wiedervernässt und naturnah, Hochmoor 1.5 (-2.3-11.8); wiedervernässt und naturnah, Flachmoor 7.2 (-2.6-27.7). Zusammenstellung aller Emissionsfaktoren aus dem IPCC Supplement *Wetlands* (IPCC 2014). Notabene: Die Daten für wiedervernässte und naturnahe Moore wurden vom IPCC zusammengefasst (womit implizit eine Aussage über die Klimawirksamkeit von Moorprojekten getroffen wird). Neben der Gasphase ist für eine vollständige Kohlenstoffbilanz auch der Austrag über die wässrige Phase in Form von gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) zu beachten (nicht dargestellt).

tierten kein N₂O (COUWENBERG et al. 2011). Mit dem Grundwasseranstieg können erhöhte CH₄-Emissionen auftreten. Vielfach dominieren sie die THG-Bilanz auf der Projektfläche (Abb. 1 und 3). Die Identifizierung ihrer raumzeitlichen Dynamik – unter welchen Bedingungen es anfänglich erhöhte CH₄-Emissionen gibt und wie lange diese nach der Wiedervernässung anhalten – ist schwierig, da Langzeitmessungen fehlen. Zudem erschweren klimatisch bedingte interannuelle Schwankungen des Wasserstandes und der Temperatur die Interpretation und Übertragbarkeit von ein- oder zweijährigen Messkampagnen. Situationen, in denen Flachmoore im Sommer großflächig und langandauernd überstaut werden, so dass die nicht angepasste Vegetation abstirbt und vergärt, gilt es jedenfalls zu vermeiden. Inwieweit überstaute Teilflächen – z.B. im Mikrorelief eines Hochmoors mit Torfstichen – die Gesamtbilanz bestimmen, hängt von ihrem Flächenanteil im Projektgebiet ab (DRÖSLER et al. 2012a). Erhöhte CH₄-Emissionen können dauerhaft auftreten, wenn sich in überstauten Systemen aerenchymhaltige Pflanzen wie Seggen und Rohrkolben etablieren. Leicht abbaubare Wurzelexsudate dieser produktiven Pflanzen sind ein geeignetes Substrat für die Bildung von CH₄, welches dann über das Aerenchym direkt emittiert wird.

Das Emissionsmuster von wiedervernässten Mooren ist mit demjenigen von naturnahen Mooren vergleichbar, vorausgesetzt die Randbedingungen wie Nährstoffstatus und Wasserstand stimmen überein (IPCC 2014; Abb. 3). Insgesamt betrachtet sind die THG-Emissionen naturnaher und wiedervernässter Standorte deutlich geringer als auf drainierten Flächen. Die entsprechenden Mittelwerte in der temperaten Zone belaufen sich auf 1.5 t CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹ für Hochmoore und 7.2 t CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹ für Flachmoore (IPCC 2014).

Moorschutz ist Klimaschutz

Die Resultate der umfassenden Verbundprojekte und Meta-Studien der letzten Jahre lassen sich qualitativ wie folgt zusammenfassen (TIEMEYER et al. 2013; DRÖSLER et al. 2013; IPCC 2014; PETRESCU et al. 2015; vgl. Abb. 3). Die landwirtschaftliche Nutzung entwässerter organischer Böden (**Ackerland**) stellt generell eine grosse Quelle für CO₂ und N₂O dar. Dies gilt für ein breites Spektrum an Bodentypen und Kulturarten. Überraschend war der Befund, dass Sandmisch- und Sanddeckkulturen sowie Anmoore vergleichbar hohe THG-Mengen emittieren wie tiefgründige Moorböden (LEIBER-SAUHEITL et al. 2014). **Grünländer** zeigen die höchste Streuung in den gemessenen THG-Füssen. Dies ist auf die weite Spannbreite der mittleren Entwässerungstiefen und Bodentypen sowie auf heterogene Bewirtschaftungsweisen zurückzuführen. Bei gleichem Grundwasserflurabstand emittieren Grünländer nicht zwangsläufig weniger Treibhausgase als Äcker (jedoch sind sie häufig weniger tief entwäs-

sert). Interessant scheint der Befund, dass auf Grünländern auch unter nassen Bedingungen sehr hohe Erträge erzielt werden können. Wenige Daten existieren zur THG-Bilanz von **Wäldern** auf organischen Böden, zu deren Bestimmung aufwendige Messanordnungen nötig sind. Naturnahe und nasse Wälder gelten als weitgehend klimaneutral. Jedoch kann eine ausgeglichene Kohlenstoffbilanz über das Ökosystem hinweg mit einem Torfabbau verbunden sein (der durch den Zuwachs der oberirdischen Baumbiomasse zeitweise sogar überkompensiert werden kann; HOMMELTENBERG et al. 2014). Drainierte Wälder emittieren dagegen CO₂ in der Grössenordnung von drainierten Grünländern. Eine **Wiedervernässung** auf naturnahe Grundwasserstände bewirkt eine schnelle und effiziente Verminderung der CO₂-Emissionen. Gelingt die Sukzession in Richtung standorttypischer Vegetationstypen, kann mit der Zeit wieder eine Kohlenstoffakkumulation erreicht werden (Senkenfunktion). Bei Überstau treten sehr variable CH₄-Flüsse auf. Der Kohlenstoffverlust im Gesamtsystem erreicht dabei nur in extremen Einzelfällen die Grössenordnung von intensiv genutzten Grünland- und Ackerflächen. Eine Wiedervernässung derartiger Flächen ist dem aktuellen Kenntnisstand zufolge demnach in aller Regel mit einer THG-Emissionsminderung verbunden (die umso höher ausfällt, je geringer die Methanbildung bleibt).

Zusammenfassend kann die Wiedervernässung organischer Böden als eine effiziente Maßnahme zum dauerhaften Klimaschutz aufgefasst werden. Eine notwendige Voraussetzung ist allerdings, dass die Permanenz der Massnahmen gesichert ist.

3. Quantifizierung der THG-Bilanz

Eine nötige Voraussetzung für fundierte Aussagen über die Klimarelevanz von organischen Böden und allfällige Managementmassnahmen ist die Quantifizierung der THG-Bilanz. Aufgrund von saisonalen und interannuellen Schwankungen sowie der (klein)räumlichen Heterogenität der Gasflüsse ist das direkte Messen von THG-Flüssen sehr zeitintensiv und teuer (JOOSTEN und COUWENBERG 2009). Vor allem auf Projektebene ist das ein kaum zu bewältigender Aufwand. Eine Lösungsmöglichkeit stellen Indikatoren dar, anhand derer die Emissionen der Basislinie (Emissionen, die sich ohne Massnahme ergeben hätten) und die Emissionen während der Projektlaufzeit für die spezifische Fläche quantifiziert werden können.

Eine Mastervariable, welche die THG-Emissionen bestimmt, ist der **Wasserstand** (COUWENBERG et al. 2011; DRÖSLER et al. 2013; TIEMEYER et al. 2013). Eine direkte Messung der Grundwasserflurabstände erfordert ein räumlich wie auch

zeitlich hochaufgelöstes Messnetz und kann durch Feldbeobachtung sowie automatische Wasserstandslogger erreicht werden. Die flächenhafte Interpolation der Wasserstände geschieht durch hydrologische Modelle, die weitere Inputdaten benötigen. Beispielsweise benutzt die unter dem *Verified Carbon Standard* entwickelte Methode *Rewetting of Drained Tropical Peatlands in Southeast Asia* das hydrologische Modell SIM-GRO, um Wasserstände und die daraus resultierenden THG-Emissionen (CO_2 und CH_4) in Feuchtgebieten zu modellieren (WWF 2014). Die Ableitung der Wasserstände aus Fernerkundungsdaten befindet sich in der Methodenentwicklung.

Ein weiterer Indikator zur Abschätzung von Gasflüssen ist die **Subsidenz**, d.h. der Höhenverlust des Torfkörpers auf drainierten Flächen (vgl. Abb. 2). Dieser Proxy ist besonders in den Tropen geeignet, wo der jährliche Torfverlust mehrere Zentimeter betragen kann (COUWENBERG et al. 2010). Subsidenz ist die Folge der Oxidation des organischen Materials sowie einer mechanischen Kompaktion. Unter Annahme eines bestimmten Oxidationsanteils an der Subsidenz können CO_2 -Emissionsraten abgeschätzt werden. Spezifische Aussagen für CH_4 und N_2O sind nicht möglich. Dieser Ansatz wird in der *Methodology for Con-*

servation Projects that Avoid Planned Land Use Conversion in Peat Swamp Forests v1.0 verfolgt, die unter dem *Verified Carbon Standard* entwickelt wurde. Ergänzend zur Subsidenz kommen Wasserstandsmodelle zum Einsatz, um die THG-Emissionen abzuschätzen.

Beim GEST-Modell (*Greenhouse gas Emission Site Type*) wird die **Vegetation** als Indikator für Wasserstände und weitere Standortfaktoren wie Nährstoffversorgung, pH und Landnutzungsintensität herangezogen (COUWENBERG et al. 2011). Das Vorhandensein oder die Abwesenheit von spezifischen Artengruppen ist entscheidend für die Zuordnung einer Fläche zu Vegetationsformen, welchen anhand von Literaturwerten aus Westeuropa THG-Emissionen zugeordnet wurden. Ein Nachteil der Methode ist, dass sie für verschiedene klimatische und phytogeographische Regionen kalibriert werden muss. Zudem benötigt die Vegetation mehrere Jahre, bis sie sich an langfristige Änderungen des Wasserstandes angepasst hat. Schwerer wiegt, dass bislang nicht für alle Vegetationsformen die verwendeten Emissionsfaktoren mit Messdaten hinterlegt sind. In eingesäten Grünflächen verliert die Vegetation ihren Indikatorwert, und die Anwendung des Modells ist folglich auf naturnahe Systeme be-

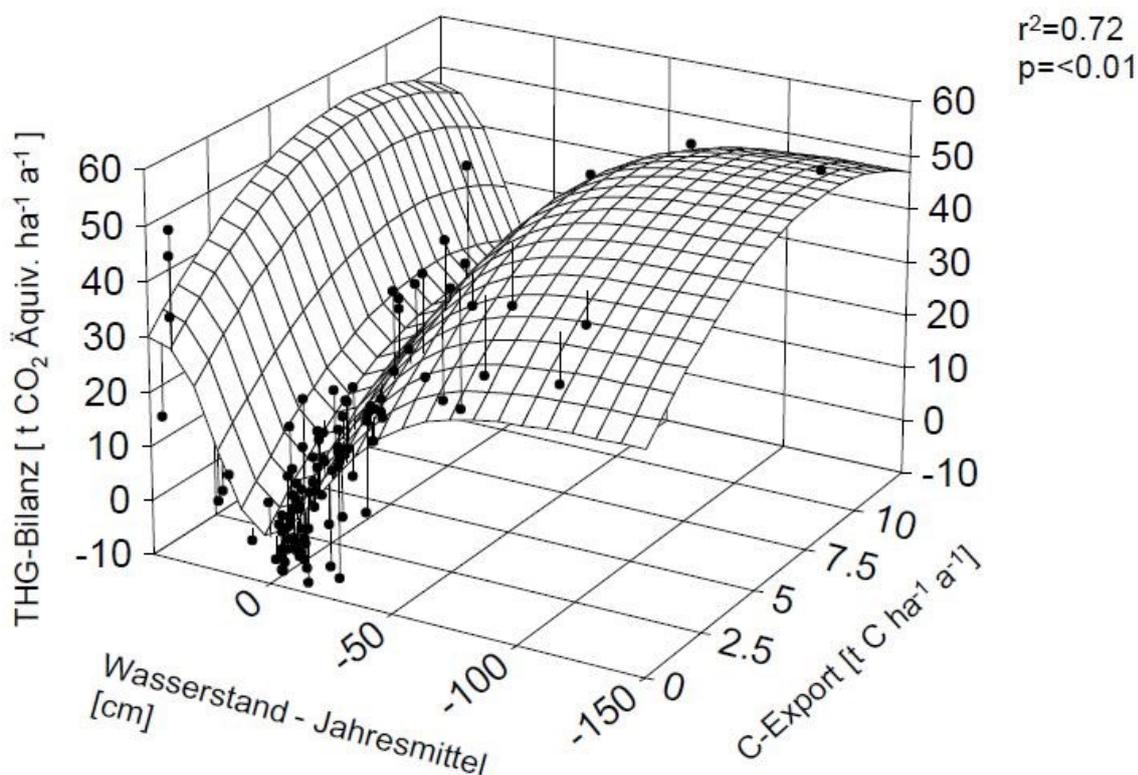


Abb. 4: Das *Peatland Emission Predictor*-Modell: Abhängigkeit der jährlichen THG-Bilanzen in drei Hochmooren und sieben Flachmooren (D) vom Jahresmittel des Wasserstands und dem jährlichen Export von Kohlenstoff mit dem Erntegut als Indikator für die Nutzungsintensität. Datenbasis: 130 Einzeldaten zu Jahresbilanzen von CO_2 , CH_4 und N_2O (aus DRÖSLER et al. 2013).

schränkt. Derzeit kommt das GEST-Modell bei den *MoorFutures* zur Anwendung (*MoorFutures* sind Kohlenstoffzertifikate, welche die Emissionsreduktionen nach Wiedervernässung abbilden. Sie werden seit 2011 als Kompensation für THG-Emissionen an Unternehmen, Organisationen und Einzelpersonen verkauft, mittlerweile in Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Schleswig-Holstein. Mit den Einnahmen werden die Wiedervernässungsmassnahmen finanziert; www.moorfutures.de). In Grossbritannien wird ein ähnlicher Ansatz innerhalb des Projekts *UK Peatland Carbon Code* für die Ausweisung von nationalen Emissionsfaktoren erarbeitet.

Ein dynamischer proxy-Ansatz wurde mit dem PEP-Modell (*Peatland Emission Predictor*) entwickelt (DRÖSLER et al. 2013). Diese datenorientierte Skalierungs-Modellierung von Emissionsfaktoren verrechnet die Steuerfaktoren **Wasserstand und Nutzungsintensität** (ausgedrückt durch C-Export) in einem bifaktoriellen Modell zu Emissionsfaktoren (siehe Abb. 4). Der Vorteil dieser Methode ist, dass – im Gegensatz zu den oben genannten statischen Ansätzen – dynamische Änderungen wie eine sukzessiv reduzierte Nutzungsintensität modelliert werden können. Standorte mit einem relativ hohen Wasserstand (ca. 10 cm unter Flur) und einer extensiven Bewirtschaftung weisen eine günstige THG-Bilanz auf. Mit zunehmender Entwässerungstiefe und Bewirtschaftungsintensität steigen die Netto-THG-Emissionen. Stark überstaute eutrophe Standorte können ebenfalls eine ungünstige THG-Bilanz aufweisen. Anwendung fand das PEP-Modell bislang bei der Evaluierung von Moorschutzprojekten in Deutschland (DRÖSLER et al. 2012a).

Im Rahmen des Projekts „Berichterstattung organische Böden“ (Thünen-Institut; www.organischeboeden.de) wurde an einem verbesserten Vorhersagemodell gearbeitet (TIEMEYER et al. 2013). Gemeinsam mit dem Grundwasserflurabstand erwies sich der in der entwässerten Bodenzone oberhalb des mittleren Grundwasserflurabstands gespeicherte Stickstoff als die beste Schätzgrösse für THG-Emissionen aus drainierten organischen Böden. Der Schlussbericht steht kurz vor der Publikation.

4. Synergien und Zielkonflikte einer Moorregeneration

Biodiversität

Klimaschutzprojekte in Mooren und Massnahmen zum Erhalt und zur Förderung der Biodiversität versprechen hohe Synergieeffekte. Natürliche Moore weisen spätestens bei langfristiger Betrachtungsweise eine „positive“ Klimabilanz auf und bieten Lebensraum für seltene Arten. Regenerationsmassnahmen, vor allem die Wieder-

vernässung von Mooren können diesen Zustand auf degradierten Flächen wiederherstellen. In Deutschland hatten für den Naturschutz durchgeführte Projekte nachweislich auch einen positiven Klimaeffekt (DRÖSLER et al. 2012b). Probleme können auftreten, wenn die zu Pflegeschnitten notwendige sommerliche Wasserabsenkung den Torfabbau stimuliert (DRÖSLER et al. 2013). Ein klarer Zielkonflikt ist gegeben, wenn im Laufe einer Jahrhunderte langen extensiven Nutzung schützenswerte Arten das Moor besiedelten, deren Lebensraum mit der Renaturierung vernichtet werden würde. Ist eine Pflanzen- oder Tierart der Roten Liste betroffen, ist dies sogar ein naturschutzrechtliches Hindernis (vgl. auch VISCHER-LEOPOLD et al. 2015). Die für den Artenschutz interessanten Flächen sind meistens relativ naturnahe Moore. Deren Wiedervernässung hat im Vergleich zu intensiv bewirtschafteten Flächen geringe THG-Emissionsreduktionen zur Folge, was sie für Klimaprojekte weniger attraktiv erscheinen lässt. Andererseits dürften diese Flächen einfacher verfügbar sein (und ggf. billiger zu erwerben; vgl. die Nutzungskonflikte mit der Landwirtschaft unten).

Wasserhaushalt

Intakte Moore sind für den regionalen Wasserhaushalt von Bedeutung. Je nach Lage im Einzugsgebiet leisten sie aufgrund ihrer hohen Wasserspeicherkapazität einen Beitrag zum vorsorgenden Hochwasserschutz. Der geringe Flurabstand begünstigt die Verdunstungskühlung. Grossflächig hilft eine hohe Bodenfeuchte, der Ausbildung von sommerlichen Hitzewellen entgegenzuwirken (MUELLER und SENEVIRATNE 2012). Dagegen kann die Entwässerung von Mooren zur Sackung der Geländeoberfläche und zu einem Absinken des Grundwasserspiegels führen (verstärkter Abstrom). Entwässerte Moore können die Gewässergüte negativ beeinflussen, wenn im Zuge der Zersetzung des Torfkörpers Nährstoffe mit dem Grundwasser ausgetragen werden. Eine Wiedervernässung von Mooren hat im Allgemeinen positive Auswirkungen auf die Gewässergüte des Vorfluters. Selbst Phosphorverbindungen, die in ehemals landwirtschaftlich intensiv genutzten Flachmooren mobilisiert werden können, werden nicht zwangsläufig in angrenzende Gebiete ausgetragen (ZAK und GELBRECHT 2008). In der EU wurden mit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie, die einen guten ökologischen Zustand der Stand- und Fliessgewässer fordert, positive Rahmenbedingungen für die Wiedervernässung von Mooren geschaffen.

Landwirtschaft

Ein klassischer Nutzungskonflikt besteht auf organischen Böden mit der intensiven landwirtschaftlichen Produktion, die (traditionell) nur nach einer Drainage möglich ist. Sie bewirkt eine starke Mi-

neralisierung des Torfkörpers und führt zu hohen THG-Emissionen (CO₂ und N₂O). In einigen Regionen, z.B. im schweizerischen Seeland, ist die Degradierung so weit fortgeschritten, dass gebietsweise eine längerfristige landwirtschaftliche Nutzung nicht mehr gewährleistet ist (VOL 2009; Abb. 2). Alternative Bewirtschaftungsmodelle mit nassen Kulturen (Paludikultur) verbinden eine ökonomisch einträgliche Nutzung mit Klima- und Bodenschutz. Diese Nutzungsformen befinden sich teilweise noch in der Erprobungsphase. Eine treibende Kraft stellt das Greifswald Moor Centrum dar (<http://www.greifswaldmoor.de>). Die Akzeptanz von Alternativkulturen bei den Schweizer Landwirten ist unklar und dürfte unter anderem von allfälligen Direktzahlungen abhängen.

Tourismus

Moore sind Orte mit touristischem Potential. Die Anlage von Lehrpfaden und Moorwanderwegen in wiedervernässten Mooren bietet die Möglichkeit, den Themenkomplex „Moorschutz = Klimaschutz“ einem breiten Publikum zu vermitteln und erlebbar zu machen (Umweltbildung). Der Verkauf von Kohlenstoffzertifikaten aus Wiedervernäsungsprojekten an Touristen, wie er in Deutschland an mehreren Standorten erfolgreich praktiziert wird, stellt eine Win-win-Situation dar.

Umweltarchiv

Moore sind Fundstellen von (prä)historischen Gegenständen. Moorprofile enthalten viele Proxy-Informationen über die Vegetations- und Umweltgeschichte, die beispielsweise mittels Pollenanalyse ausgewertet werden können. Für das Bewahren der Archivfunktion sind anaerobe Bedingungen notwendig, die eine Zersetzung des Torfkörpers verhindern. Die Erhaltung intakter bzw. naturnaher Moore geht mit den Zielen des Klimaschutzes konform (KÜTTEL 1994).

5. Kohlenstoffmarkt

Ökonomische Bewertung

Das Anheben der Wasserstände im Rahmen von Regenerationsprojekten führt zu einer Nutzungsintensivierung und somit zu ökonomischen Kosten infolge sinkender oder ausbleibender Erträge. Die Klimaschutzleistung andererseits lässt sich anhand von THG-Vermeidungskosten ökonomisch bewerten und mit anderen Massnahmen vergleichen. Für Deutschland variieren die THG-Vermeidungskosten in sechs verschiedenen Moor-Testgebieten von 10 bis 135€ pro t CO₂ für eine 20-jährige Massnahmendauer und sind damit unter günstigen Bedingungen volkswirtschaftlich interessant (DRÖSLER et al. 2013). Im Polder Kieve, dem ersten Projektgebiet, das über eine Finanzierung mit *MoorFutures* wiedervernässt wurde, errechnet sich ein Preis von 35€ je t CO₂ eq. Für zukünftige Projekte wird eine Preisspanne von 10 bis 70€ pro t vermiedenes CO₂ eq erwartet

(JOOSTEN et al. 2013). Zum Vergleich – der Preis für Emissionszertifikate im Europäischen Emissionshandelssystem liegt seit Ende 2011 unter 10€ und war zeitweise unter 5€ pro t CO₂ gefallen (<https://www.eex.com>). Nicht zuletzt vor diesem Hintergrund ist es wichtig, die positiven Effekte einer Regenerationsmassnahme auf das Klima, die Biodiversität und andere Ökosystemdienstleistungen wie z.B. Stoffrückhalt, regionale Wasser- und Klimaregulierung im Zusammenhang zu betrachten. Der TEEB-Prozess (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) zielt darauf, die Bedeutung der Natur stärker bei politischen Entscheidungen zu berücksichtigen. Im Sinne einer TEEB-Implementierung ist mittlerweile eine Version 2.0 der *MoorFutures* entwickelt worden, welche nebst den THG-Emissionsreduktionen mögliche weitere Ökosystemdienstleistungen und die Erhöhung der moortypischen Biodiversität abbildet (JOOSTEN et al. 2013). Diese Mehrleistungen sollen zukünftig vermehrt auf regionalen Kohlenstoffmärkten geltend gemacht werden (BONN et al. 2014; KLINGENFUß et al. 2015; vgl. auch <http://www.biologischevielfalt.de/22756.html>). Für die Schweiz stehen entsprechende Untersuchungen aus.

Verpflichtungsmarkt

Seit Inkrafttreten des Kyoto-Protokolls haben sich mehrere Kohlenstoffmärkte auf internationaler wie regionaler Ebene entwickelt. Prinzipiell kann zwischen einem Verpflichtungsmarkt und einem freiwilligen Markt unterschieden werden. Im Verpflichtungsmarkt soll den Vertragsparteien ermöglicht werden, die eingegangenen Reduktionsverpflichtungen zu den geringstmöglichen volkswirtschaftlichen Kosten zu erreichen. Das Kyoto-Protokoll hat zu diesem Zweck die sogenannten flexiblen Mechanismen (Emissionshandel, *Clean Development Mechanism*, *Joint Implementation*) eingeführt. Im Europäischen Emissionshandelssystem, dem zentralen Instrument der EU-Klimapolitik, werden Kohlenstoffzertifikate („Verschmutzungsrechte“) zwischen emissionsintensiven Unternehmen nach dem Prinzip *cap and trade* gehandelt. Ein Zertifikat berechtigt zur einmaligen Emission einer Tonne CO₂ innerhalb eines definierten Zeitraums. Der gesamte Wert des Verpflichtungsmarkts betrug im Jahr 2011 176 Mrd. US\$ (126 Mrd. €) und die umgesetzten Volumina erreichten eine Höhe von 10.2 Gt CO₂ eq (KOSSOY und GUIGON 2012).

Freiwilliger Kohlenstoffmarkt

Parallel zu diesen gezielt errichteten Märkten entstand ein freiwilliger Kohlenstoffmarkt, in dem sich Privatpersonen und Unternehmen engagieren und (unvermeidbare) THG-Emissionen kompensieren können. Letztere beispielsweise, um ihre Ziele im Bereich der unternehmerischen Gesellschaftsverantwortung zu erreichen. Mit dem Zertifikatserlös

werden Klimaschutzprojekte ausserhalb der rechtlich verbindlichen Zielvorgaben realisiert. Mit Ausnahme von (Wieder)Aufforstungsprojekten, die im *Clean Development Mechanism* erlaubt sind, sind Projekte im Landnutzungssektor in der Praxis weitgehend auf den freiwilligen Kohlenstoffmarkt beschränkt (VON UNGER et al. 2014). Eine generelle Schwierigkeit bei der Generierung (und dem Vorabverkauf) der Zertifikate im Landnutzungssektor ist die Abschätzung der zukünftig erzielten Emissionsminderungen. Diese müssen zunächst erbracht und verifiziert werden, sodann über die – oft mehrere Jahrzehnte andauernde – Projektdauer mit der Basislinie, d.h. dem theoretischen Emissionsverlauf ohne Massnahmen, verrechnet werden. Der gehandelte Wert auf dem freiwilligen Kohlenstoffmarkt betrug im Jahr 2014 395 Mio. US\$ (297 Mio. €) und erreichte mit 87 Mt CO₂ eq deutlich geringere Volumina als der Verpflichtungsmarkt (PETERS-STANLEY et al. 2015). Eine aktuelle Analyse in Deutschland zeigt, dass sich der Markt für freiwillige Kompensationen in den letzten Jahren dynamisch weiterentwickelt und ausdifferenziert hat (während sich der Verpflichtungsmarkt zum Teil schwierigen Marktbedingungen ausgesetzt sieht) (WOLTERS et al. 2015). Im Jahr 2013 wurden in Deutschland ca. 4.4 Mt CO₂ eq an freiwilligen Emissionszertifikaten stillgelegt (+33% gegenüber 2012). Die Preisspanne reichte von 0.40 bis 50€ pro t CO₂ eq, wobei auch hochqualitative Zertifikate schon ab 5€ verfügbar waren. Zwei Anbieter hatten Emissionszertifikate aus Moorkompensationsprojekten in Deutschland im Angebot, die überdurchschnittliche Preise erzielten. *MoorFutures* sind aktuell für 35 bis 67€ erhältlich.

Qualitätskriterien

Verschiedene Standards stellen die Integrität der Projekte auf dem freiwilligen Markt sicher. Gegenüber dem Verpflichtungsmarkt muss eine freiwillige Kompensation nicht zwangsläufig mit Qualitätseinbussen einhergehen (WOLTERS et al. 2015). Tabelle 1 führt wesentliche Zertifizierungskriterien auf. Die meisten internationalen Standards erkennen Wiedervernässungsprojekte nicht als wählbare Projektkategorie an. Ausnahmen sind: *Verified Carbon Standard (VCS)*, *International Standard Organisation (ISO)*, *Social Carbon and Climate, Community, and Biodiversity Standards (CCB)* (O'SULLIVAN und EMMER 2011). Der VCS ist der wichtigste Standard für Emissionsminderungsprojekte im Landnutzungssektor und der einzige, der ein eigenes Programm für Moorprojekte entwickelt hat (*Wetland Rewetting and Conservation* im Jahr 2011, vgl. PAUL und ALEWELL 2013, Kapitel 8.3).

Daneben gibt es einen Trend zur Entwicklung von Standards, die exklusiv für einen regionalen Kohlenstoffmarkt verwendet werden. In Deutschland wurde beispielsweise im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern mit *MoorFutures* ein regionaler

Standard vom Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern in Zusammenarbeit mit der Universität Greifswald entwickelt, der Emissionszertifikate aus der Wiedervernässung von Mooren ausstellt (PERMIEN und ZIEBARTH 2012). Der Vorteil von regionalen Standards ist, dass sie auf die landesspezifische Situation angepasst werden können und wesentlich kostengünstiger sind. Die Vermarktung erfolgt lokal, und die Käufer können sich mit dem Projekt leichter identifizieren, ggf. bei einem Besuch der Projektfläche. Viele Standards befinden sich weiterhin in der Aufbauphase. In der Schweiz besteht (noch) keine Möglichkeit, mit Wiedervernässungsprojekten Emissionszertifikate zu generieren.

6. Situation in der Schweiz

Rechtliche Grundlagen

Das revidierte CO₂-Gesetz (SR 641.71), seit dem 01. Januar 2013 in Kraft, hat zum Ziel, den Ausstoss von Treibhausgasen in der Schweiz bis 2020 im Vergleich zu 1990 um mindestens 20% zu senken. Die CO₂-Verordnung vom 30. November 2012 (SR 641.711) hält im Anhang 3b fest, dass für Projekte oder Programme zur Emissionsverminderung in der Schweiz keine Bescheinigungen ausgestellt werden, wenn die Emissionsverminderungen durch den Einsatz biologischer oder geologischer CO₂-Sequestrierung erzielt werden. Ausgenommen von dieser Regelung bleiben Holzprodukte. Anhang 3 wurde mit der Verordnungsänderung vom 8. Oktober 2014 präzisiert. Explizit sind in Bst. b^{bis} nun die Wiedervernässung von Mooren und Feuchtgebieten als nicht anrechenbare inländische Projekte aufgeführt. Im erläuternden Bericht zur Änderung der CO₂-Verordnung wird die mangelhafte Datengrundlage für die Berechnung der Klimawirksamkeit einer Regenerationsmassnahme als Grund genannt. Auch auf die Konsistenz mit den internationalen Klimaverpflichtungen unter Artikel 3.4 des Kyoto-Protokolls wird hingewiesen. Die Schweiz hat entschieden, in der 2. Verpflichtungsperiode (2013-2020) wie anhin lediglich *Forest Management* als Kyoto-Aktivität anzurechnen und die restlichen Aktivitäten, darunter neu *Wetland Drainage and Rewetting* (vgl. PAUL und ALEWELL 2013), nicht zu rapportieren. Die THG-Bilanz und damit die Klimawirksamkeit organischer Böden in der Schweiz geht deswegen bis mindestens ins Jahr 2020 weiterhin nur im Wald, wo sie unter *Forest Management* erfasst wird, in die Kyoto-Zielabrechnung ein (und zwar relativ zu einer Basislinie, der sogenannten *Forest Management Reference Line*; vgl. FOEN in prep.).

Unter den gegebenen Umständen scheint dem freiwilligen Kompensationsmarkt eine Schlüsselrolle zuzukommen, wenn in der Schweiz in absehbarer Zeit Moorregenerationen auch unter dem Aspekt Klimaschutz durchgeführt werden sollen.

Ein Projekt, welches sich an den *MoorFutures* orientiert und das (ökonomische) Potential derartiger Aktivitäten in der Schweiz im Fokus hat, wird gegenwärtig an der WSL in der Forschungseinheit Wirtschafts- und Sozialwissenschaft verfolgt.

Datenverfügbarkeit für die Klimaberichterstattung

Die Vorkommen der Flachmoore, Hochmoore und Moorlandschaften sind mit den drei Bundesinventaren zum Moorschutz gut bekannt (Notabene: Die Kartierung erfolgte nach vegetationskundlichen (Pflanzenbestand) und nicht nach bodenkundlichen Kriterien). Allfällige Standorte für Regenerationsprojekte könnten im Zuge der „Wirkungskontrolle Biotopschutz Schweiz“ erkannt und ausgeschieden werden. Wenig gesichertes Wissen herrscht dagegen in Bezug auf die landesweite Verbreitung der organischen Böden (im Sin-

ne von IPCC 2006). Das Treibhausgasinventar beispielsweise stützt sich bei den Flächendaten auf zwei Kartierungseinheiten der Bodeneignungskarte und auf das Hochmoorinventar (FOEN 2015). Eine wesentliche Verbesserung stellt der kürzlich von WÜST et al. (2015) zusammengestellte, GIS-basierte Datensatz in Aussicht. Einerseits weist er den einzelnen Flächen eine relative Unsicherheit zu, andererseits ermöglicht der verwendete Ansatz, neue Inputdaten (z.B. Kartierungen) und Erkenntnisse (z.B. zur Zuverlässigkeit einer Datenquelle) zu integrieren und die resultierende Karte dynamisch anzupassen.

Landesspezifische Messungen der CO₂-Flüsse auf organischen Böden sind rar (vgl. die Zusammenstellung in FOEN 2015). Erstmals wird seit dem vergangenen Winter bei Cressier NE eine Renaturierungsmassnahme über einen längeren Zeitraum hinweg erfasst. Ein Eddy-Kovarianz-

Tabelle 1: Qualitätskriterien, die für die Absicherung von Klimaschutzprojekten auf organischen Böden notwendig sind, hier am Beispiel des Verified Carbon Standard VCS (<http://www.v-c-s.org>) für den freiwilligen Kohlenstoffmarkt. Je nach Standard werden die Kriterien unterschiedlich eingefordert.

Additionalität (<i>additionality</i>)	Die Einnahmen aus dem Verkauf der Zertifikate sind für die Finanzierung des Projekts eine nötige Voraussetzung. Die Emissionsreduktion muss zusätzlich sein und nicht aus der Erfüllung z.B. gesetzlicher Auflagen resultieren.
Bezugsraum und -zeit (<i>reference</i>)	Jede Emissionsreduktion wird auf eine Referenz bezogen. Unter dem Kyoto-Protokoll wird das Referenzjahr 1990 benutzt. Die Referenz des VCS Standards ist ein dynamisches, hypothetisches Szenario. Die Emissionsreduktion wird mit dem höchstwahrscheinlichen Szenario (der Baseline) verglichen, welches sich ohne Massnahme ergeben hätte.
Projektlaufzeit (<i>crediting period</i>)	Die Projektlaufzeit ist entscheidend für die Emissionsreduktion: Längere Laufzeiten optimieren das Verhältnis zwischen Massnahmenkosten und Emissionseinsparung. Der VCS verrechnet die gesamten THG-Flüsse über die Projektzeit unter Berücksichtigung der unmittelbar als Folge der Wiedervernässung auftretenden Methanemissionen. Die Laufzeiten betragen zwischen 20 und 100 Jahren.
Messbarkeit (<i>measurability</i>)	Die Emissionsminderung muss messbar sein. Die Methoden sind unter dem VCS nicht vorgeschrieben, müssen jedoch validiert sein.
Verifizierbarkeit (<i>verifiability</i>)	Die Emissionsminderung muss von unabhängigen Gutachtern verifiziert werden.
Konservatismus (<i>conservatism</i>)	Die Abschätzung der Emissionsminderung erfolgt auf der sicheren Seite (konservativ), was zu einer geringeren Anzahl von Emissionszertifikaten (<i>carbon credits</i>) führt.
Vertrauenswürdigkeit (<i>reliability</i>)	Die in einem Projekt generierten Emissionszertifikate dürfen nur einmal verkauft werden und müssen zentral registriert werden.
Permanenz (<i>permanence</i>)	Die Emissionsreduktion soll permanent sein. Damit wird verhindert, dass Emissionsminderungen nach Abschluss der Massnahmen rückgängig gemacht werden. Langfristige Verträge oder gesetzliche Auflagen sollen dieses Risiko ausschliessen. So können Puffer eingebaut und ein Teil der Zertifikate zur Absicherung zurückgehalten werden.
Emissionsverlagerung (<i>leakage</i>)	Eine Emissionsverlagerung, die zu keiner absoluten Minderung, sondern nur zu einer räumlichen Verlagerung der Emissionen führt, ist nicht zulässig. Sie kann national (z.B. Verlagerung der Landnutzung und der damit verbundenen Emissionen auf angrenzende Flächen) oder international (z.B. Import von Torf anstelle Torfabbau vor Ort) auftreten.

Turm der Universität Basel misst dort den CO₂- und CH₄-Austausch über einer extensiv genutzten Wiese (degradiertes Flachmoor). Anders als bei den Flächendaten kann für die benötigten THG-Emissionsfaktoren auf die Resultate internationaler Forschungsprojekte zurückgegriffen werden, sofern die naturräumlichen Gegebenheiten übereinstimmen.

7. Schlussfolgerungen

Der Schutz organischer Böden (Moorschutz) kann mit den neuen Erkenntnissen der umfangreichen Forschungsprogramme und Meta-Studien der vergangenen Jahre generell als Klimaschutz aufgefasst werden. Dies gilt gleichermaßen für den Erhalt natürlicher und naturnaher Systeme wie für die (sachgemässe und dauerhafte) Wiedervernäsung drainierter Flächen. Die Kohlenstoffdichte und hohen Flussraten erlauben, auf einer relativ kleinen Fläche eine hohe Wirksamkeit zu erzielen. Die Qualitätsanforderungen hinsichtlich Monitoring, Verifizierung und Berichterstattung für Klimaschutzprojekte im Landnutzungssektor sind in mehreren internationalen wie regionalen Standards auch für den freiwilligen Markt festgelegt.

In der Schweiz ist es notwendig, der grossen Spannweite an organischen Böden, die von streng geschützten, ungestörten Hochmooren bis hin zu intensiv genutzten (ehemaligen) Flachmooren reicht, Rechnung zu tragen. Die einzelnen Standorte unterscheiden sich massiv hinsichtlich ihrer Verfügbarkeit und dem Klimaschutzpotential (Emissionseinsparung), das mit geeigneten Regenerationsmassnahmen auf ihnen erreicht werden könnte. Weite Teile der organischen Böden unterstehen einer Nutzung, die als nicht nachhaltig bezeichnet werden muss. Vor diesem Hintergrund wäre es zweckmässig, eine Nutzungsstrategie unter Berücksichtigung des Klimaschutzes, der Biodiversität und weiterer Ökosystemdienstleistungen zu erarbeiten. Hinsichtlich alternativer Nutzungsformen wie der Paludikultur liegen bislang kaum eigene Erfahrungswerte vor. Offen bleibt auch die Rolle, die der freiwillige Kohlenstoffmarkt übernehmen könnte. Obwohl die freiwillige Kompensation in der Schweiz breit akzeptiert ist, haben die Anbieter bisher von inländischen Moorprojekten abgesehen und dies mit einer prinzipiellen Unverträglichkeit mit den Qualitätskriterien, vor allem der Additionalität, begründet. Wie die erfolgreiche Entwicklung im benachbarten Ausland zeigt, dürfte dieses Hindernis überwindbar sein. Besonders attraktiv (weil gut kommunizierbar) für Pilotprojekte scheinen landschaftlich reizvolle Moorlandschaften oder Flächen, die als Emissions-Hotspot identifiziert wurden und auf denen effizient eine Emissionsminderung erreicht werden könnte.

Aufgrund der verbreiteten landwirtschaftlichen Nutzung organischer Böden (Flächenkonkurrenz) ist für die Vermittlung einer Nutzungsstrategie ei-

ne Bewertung auf monetärer, volkswirtschaftlicher Ebene eine notwendige Voraussetzung. Wünschenswert wäre es, zukünftig im Sinne einer integralen Betrachtung nebst CO₂-Preis auch weitere Ökosystemdienstleistungen in die Monetarisierung mit einschliessen zu können. Auch bereits getätigte oder anstehende Investitionen für Infrastruktur wie Drainagen und deren Unterhalts- und Erneuerungsarbeiten sollten berücksichtigt werden. Auf einer derartigen Grundlage könnte die Argumentation für eine nachhaltige und damit klimaschutzorientierte Nutzung besser abgestützt werden. Für einzelne Standorte fänden sich gegebenenfalls Alternativen zur aktuellen Bewirtschaftungsweise oder zu anstehenden Managementmassnahmen (z.B. Aufschüttungen mit ortsfremdem Bodenmaterial zwecks Erhalts der Produktionsfunktion). Im Rahmen ihrer Masterarbeit hat Greene (2015) im Kanton Zürich einen ersten Schritt in diese Richtung getan. Eine vertiefte Auseinandersetzung mit der Thematik steht in der Schweiz aus. Mit dem Roundtable „Moore und Organische Böden“ hat das BAFU vergangenes Jahr zusammen mit der Agroscope eine informelle Plattform ins Leben gerufen, in deren Rahmen eben dies geschehen könnte.

8. Referenzen

- BONN, A., M.S. REED, C.D. EVANS, H. JOOSTEN, C. BAIN, J. FARMER, I. EMMER, J. COUWENBERG, A. MOXEY, R. ARTZ, F. TANNEBERGER, M. VON UNGER, M.-A. SMYTH and D. BIRNIE, 2014: Investing in nature: Developing ecosystem service markets for peatland restoration. *Ecosystem Services* 9, 54-65. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.06.011
- COUWENBERG, J. and C. FRITZ, 2012: Towards developing IPCC methane 'emission factors' for peatlands (organic soils). *Mires and Peat* 10, Article 03, 1-17. <http://mires-and-peat.net/pages/volumes/map10/map1003.php>
- COUWENBERG, J., R. DOMMAIN and H. JOOSTEN, 2010: Greenhouse gas fluxes from tropical peatlands in south-east Asia. *Global Change Biology* 16, 1715-1732. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02016.x
- COUWENBERG, J., A. THIELE, F. TANNEBERGER, J. AUGUSTIN, S. BÄRISCH, D. DUBOVIK, N. LIASHCHYNSKAYA, D. MICHAELIS, M. MINKE, A. SKURATOVICH and H. JOOSTEN, 2011: Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89. DOI: 10.1007/s10750-011-0729-x
- DRÖSLER, M., A. FREIBAUER, T. CHRISTENSEN and T. FRIBORG, 2008: Observation and status of peatland greenhouse gas emission in Europe. In: Dolman, H., R. Valentini and A. Freibauer (Eds.): *The continental-scale greenhouse gas balance of Europe*. *Ecological Studies* 203, 237-255.

- DRÖSLER, M., et al., 2012a: Beitrag ausgewählter Schutzgebiete zum Klimaschutz und dessen monetäre Bewertung. BfN-Skripten 328, Bundesamt für Naturschutz, Bonn. <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/Skript328.pdf>
- DRÖSLER, M., L. SCHALLER, J. KANTELHARDT, M. SCHWEIGER, D. FUCHS, B. TIEMEYER, J. AUGUSTIN, M. WEHRHAN, C. FÖRSTER, L. BERGMANN, A. KAPFER und G.-M. KRÜGER, 2012b: Beitrag von Moorschutz- und -revitalisierungsmaßnahmen zum Klimaschutz am Beispiel von Naturschutzgroßprojekten. *Natur und Landschaft* 87 (02), 70-76.
- DRÖSLER, M. et al., 2013: Klimaschutz durch Moorschutz. Schlussbericht des Vorhabens „Klimaschutz – Moornutzungsstrategien“ 2006-2010. Endfassung vom 31. Januar 2013. Hochschule Weihenstephan-Triesdorf, Freising. <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fb13/735500762.pdf>
- FOEN, 2015: Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2013. Submission of 15 April 2015 under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Federal Office for the Environment, Bern. www.bafu.admin.ch/ghginv2015
- FOEN, in prep.: Switzerland's Second Initial Report under the Kyoto Protocol. Federal Office for the Environment, Bern.
- FROLKING, S. and N.T. ROULET, 2007: Holocene radiative forcing impact of northern peatland carbon accumulation and methane emissions. *Global Change Biology* 13, 1079-1088. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2007.01339.x
- GREENE, S.E., 2015: Wetlands as Climate Mitigation Infrastructure: A Carbon Footprint Assessment of the Wetlands of Kanton Zürich. Master thesis, Institute of Ecology and Evolutionary Biology, University of Zürich, Switzerland.
- HOMMELTENBERG, J., H.P. SCHMID, D. DRÖSLER and P. WERLE, 2014: Can a bog drained for forestry be a stronger carbon sink than a natural bog forest? *Biogeosciences* 11, 3477-3493. DOI: 10.5194/bg-11-3477-2014
- HÖPER, H., 2007: Freisetzung von Treibhausgasen aus deutschen Mooren. *Telma* 37, 85-116.
- IPCC, 2006: 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4, Chapter 3, Annex 3A.5. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- IPCC, 2014: 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/index.html>
- JOOSTEN, H. and J. COUWENBERG, 2009: Are emission reductions from peatlands MRV-able? Wetlands International, Ede. http://www.imcg.net/media/download_gallery/climate/joosten_couwenberg_2009.pdf
- JOOSTEN, H., 2011: Neues Geld aus alten Mooren: Über die Erzeugung von Kohlenstoffzertifikaten aus Moorbiedervernässungen. *Telma Beiheft* 4, 183-202.
- JOOSTEN, H., 2011a: The global peatland CO₂ picture. In: TANNEBERGER, F. and W. WICHTMANN (Eds.): Carbon credits from peatland rewetting: Climate – biodiversity – land use. Science, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, p. 20-30.
- JOOSTEN, H., K. BRUST, J. COUWENBERG, A. GERNER, B. HOLSTEN, T. PERMIEN, A. SCHÄFER, F. TANNEBERGER, M. TREPEL und A. WAHREN, 2013: MoorFutures®. Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. BfN-Skripten 350, Bundesamt für Naturschutz, Bonn. <http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/skript350.pdf>
- KIRSCHKE, S. et al., 2013: Three decades of global methane sources and sinks. *Nature Geoscience* 6, 813-823. DOI: 10.1038/ngeo1955
- KLINGENFUß, C., D. MÖLLER, C. HELLER und J. ZEITZ, 2015: Bewertung von Ökosystemleistungen der Moorböden. Eine Ergänzung zum Bodenfunktionskonzept. *Bodenschutz* 03.15, 82-87. <http://www.bodenschutzdigital.de/Zbos.03.2015.082>
- KOSSOY, A. and P. GUIGON, 2012: State and trends of the carbon market 2012. Carbon Finance at the World Bank, Washington DC. http://siteresources.worldbank.org/INTCARBONFINANCE/Resources/State_and_Trends_2012_Web_Optimized_19035_Cvr&Txt_LR.pdf
- KÜTTEL, M., 1994: Die Bedeutung der Moore als Datenquellen für die Umweltgeschichte. Handbuch Moorschutz in der Schweiz Band 1, Kapitel 3.2.1. <http://www.bafu.admin.ch/publikationen/publikation/01686/index.html?lang=de>
- LAI, D.Y.F., 2009: Methane dynamics in northern peatlands: A review. *Pedosphere* 19, 409-421. DOI: 10.1016/S1002-0160(09)00003-4
- LEIBER-SAUHEITL, K., R. FUß, C. VOIGT and A. FREIBAUER, 2014: High CO₂ fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. *Biogeosciences* 11, 749-761. DOI: 10.5194/bg-11-749-2014
- MUELLER B. and S.I. SENEVIRATNE, 2012: Hot days induced by precipitation deficits at the global scale. *PNAS* 109, 12398-12403. DOI: 10.1073/pnas.1204330109
- O'SULLIVAN, R. and I. EMMER, 2011: Selling peatland rewetting on the voluntary market. In: TANNEBERGER, F. and W. WICHTMANN (Eds.): Carbon credits from peatland rewetting: Climate – biodiversity – land use. Sci-

- ence, policy, implementation and recommendations of a pilot project in Belarus. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, p. 94-99.
- PARISH, F., A. SIRIN, D. CHARMAN, H. JOOSTEN, T. MINAYEVA, M. SILVIUS and L. STRINGER, (Eds.) 2008: Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen. http://www.imcg.net/media/download_gallery/books/assessment_peatland.pdf
- PAUL, S. und C. ALEWELL, 2013: Moorregeneration als Klimaschutzmassnahme: eine Recherche zur neuen Kyoto-Aktivität "Wetland Drainage and Rewetting". Umweltgeowissenschaften, Universität Basel. Im Auftrag des BAFU, Bern. <http://www.bafu.admin.ch/ghginv-ref>
- PERMIEN, T. und M. ZIEBARTH, 2012: MoorFutures – Innovative Finanzierung von Projekten zur Moorwiedervernässung in Mecklenburg-Vorpommern. Natur und Landschaft 87 (02), 77-80.
- PETERS-STANLEY, M., G. GONZALEZ, K. HAMRICK and A. GOLDSTEIN, 2015: Ahead of the curve. State of the voluntary carbon markets 2015. Ecosystem Marketplace. http://forest-trends.org/releases/uploads/SOVCM2015_FullReport.pdf
- PETRESCU, A.M.R. et al., 2015: The uncertain climate footprint of wetlands under human pressure. PNAS 112, 4594-4599. DOI: 10.1073/pnas.1416267112
- SR 641.71 / SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT, 2011: Bundesgesetz über die Reduktion der CO₂-Emissionen (CO₂-Gesetz) vom 23. Dezember 2011 (Stand am 1. Januar 2013). http://www.admin.ch/ch/d/sr/c641_71.html
- SR 641.711 / SCHWEIZERISCHE EIDGENOSSENSCHAFT, 2012: Verordnung über die Reduktion der CO₂-Emissionen (CO₂-Verordnung) vom 30. November 2012 (Stand am 1. Januar 2015). <http://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20120090/index.html>
- TIEMEYER, B. et al., 2013: Klimarelevanz von Mooren und Anmooren in Deutschland: Ergebnisse aus dem Verbundprojekt „Organische Böden in der Emissionsberichterstattung“. Thünen Working Paper 15. www.organische-boeden.de
- VOL, 2009: Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Bern. Bodenbericht 2009.
- VISCHER-LEOPOLD, M., G. ELLWANGER, A. SSYMANK, K. ULLRICH, und C. PAULSCH, 2015: Natura 2000 und Management in Moor-gebieten. Naturschutz und Biologische Vielfalt 140.
- VON UNGER, M., I. EMMER, J. COUWENBERG and H. JOOSTEN, 2014: Carbon market approaches for peatlands and forests. Status report I. On behalf of the German Ministry for the Environment, the German Environment Agency, the German Emissions Trading Authority. Berlin. http://www.dehst.de/SharedDocs/Downloads/EN/Publications/Peatlands.pdf?__blob=publicationFile
- WADDINGTON, J.M., M. STRACK and M.J. GREENWOOD, 2010: Toward restoring the net carbon sink function of degraded peatlands: Short-term response in CO₂ exchange to ecosystem-scale restoration. Journal of Geophysical Research 115, G01008. DOI: 10.1029/2009JG001090
- WHITING, G.J. and J.P. CHANTON, 2001: Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. Tellus 53B, 521-528. DOI: 10.1034/j.1600-0889.2001.530501.x
- WOLTERS, S., K. NETT, D. TÄNZLER, K. WILKENING, M. GÖTZ, J.-M. KREBS und D. VOGEL, 2015: Aktualisierte Analyse des deutschen Marktes zur freiwilligen Kompensation von Treibhausgasemissionen. Climate Change 02/2015. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_02_2015_aktualisierte_analyse_des_deutschen_marktes.pdf
- WÜST, C., J. LEIFELD and A. GRÜNIG, 2015: Locating organic soils for the Greenhouse Gas Inventory. Agroscope, Zürich. www.bafu.admin.ch/ghginv-CP2-ref
- WWF, 2014 (Developer): Methodology for Rewetting Drained Tropical Peatlands. Approved VCS Methodology VM0027, Version 1.0. <http://www.v-c-s.org/methodologies/methodology-rewetting-drained-tropical-peatlands-v10>
- ZAK, D. und J. GELBRECHT, 2008: Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren - Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer. In: GELBRECHT, J., D. ZAK und J. AUGUSTIN (Hrsg.): Phosphor- und Kohlenstoff-Dynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenestals in Mecklenburg-Vorpommern: Status, Steuergrößen und Handlungsmöglichkeiten. Berichte des IGB 26, Berlin, S. 68-141.

Hinweiskarte zur Verwertung von abgetragenem Boden auf Landwirtschaftsflächen im Kanton Basel-Landschaft

Anna Plotzki, Daniel Schmutz, Dominic Uttinger

Amt für Umweltschutz und Energie, Kanton Basel-Landschaft

Zusammenfassung

Die Revision der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) wird voraussichtlich eine generelle Verwertungspflicht für abgetragenen Boden vorsehen: Ober- und Unterboden sollen vermehrt für Bodenaufwertungen in der Landwirtschaftszone eingesetzt werden. Dabei soll die natürliche Bodenvielfalt nicht beeinträchtigt werden. Generell soll Bodenaufwertung durch Wiederverwertung von abgetragenem Boden nur auf bereits anthropogen veränderten oder künstlichen Böden erfolgen, die keinen natürlichen Bodenaufbau vorweisen.

Das Amt für Umweltschutz und Energie (AUE) des Kantons Basel-Landschaft hat Landwirtschaftsflächen ausgeschieden, deren Böden anthropogen verändert sind. Darunter fallen Ablagerungs- und Betriebsstandorte, als Bodentyp X verzeichnete Auffüllungen, Terrainveränderungen und Deponien sowie Aufschüttungen, die durch den Bahn- und Strassenbau sowie durch Flusskorrekturen entstanden sind.

Die potentiellen Flächen weisen eine Mindestgrösse von 2'000 m² auf, eine Hangneigung von kleiner 18%, liegen nicht in Naturschutz-, Rutschungs-, Überschwemmungs- und Retentionsgebieten und weisen keine seltenen Böden auf. Anthropogen veränderte Flächen, die sich mit Fruchtfolgeflächen erster Güte (FFF1) überschneiden, wurden gesondert aufgenommen, da diese durch einen Bodenauftrag nicht erheblich aufgewertet werden können und nur für Oberbodenverwertung in Frage kommen. Insgesamt wurden 130 ha in der Landwirtschaftszone ausgeschieden, die als potentielle Verwertungsstandorte in Frage kommen. Zusätzlich wurden 70 ha potentieller Flächen aufgenommen, die als FFF1 klassifiziert sind. Die potentiellen Verwertungsflächen wurden in QGIS erfasst und sind in der Hinweiskarte Bodenverwertung dargestellt.

Abstract

The revisions to the Technical Ordinance on Waste (TOW) will presumably include a recycling obligation for excavated soil: surface soil and subsoil should be reused for soil amelioration on agricultural sites instead of being landfilled. However, natural soil diversity and characteristic landscapes should not be affected by this. Therefore, excavated soil should only be reused on already anthropogenic modified soils, which show no natural soil structure.

In order to comply with the recycling obligation the canton Basel-Land (Office of environmental protection and energy) determined agricultural sites where the soils are affected anthropogenically. These include: deposition sites and company sites (register of polluted sites), earth deposits (soil type X in soil map), changes of the terrain and landfill sites; also earth deposits originating from railway and street construction as well as from river corrections.

The potential sites show at least an area of 2'000 m², a gradient of less than 18%, and do not overlap with natural protection areas, potential landslide areas, areas threatened by inundations, or sites where rare soils occur. The best cropland sites (high quality crop rotation areas) which are altered anthropogenically were recorded separately, as the potential for soil amelioration is low on these sites and only surface soil should be reused there. A total of 130 ha have been registered on agricultural sites which are suitable for soil reutilisation. Further 70 ha have been determined on best cropland sites. The potential sites for soil reutilisation were processed with QGIS and are presented in the map of potential sites for soil reutilisation.

Keywords: Revision to Technical Ordinance on Waste (TOW), excavated soil, soil reutilisation, soil amelioration

1. Ausgangslage

Boden, welcher bei Bauarbeiten anfällt, wird zum Teil wiederverwertet (v.a. Oberboden) und zum Teil deponiert (Unterboden). Die Verwertungspflicht besagt, dass Abfall (inkl. abgetragener Boden) soll verwertet werden, wenn dadurch die Umwelt weniger belastet wird als durch dessen Beseitigung (Art.12 TVA 1990). Die revidierte Version

der Technischen Verordnung über Abfälle (TVA), welche voraussichtlich 2016 in Kraft tritt, wird mit grosser Wahrscheinlichkeit eine generelle Verwertungspflicht für abgetragenen Boden vorsehen, d.h. Ober- und Unterboden sollen vermehrt für Bodenaufwertungen in der Landwirtschaftszone eingesetzt werden. Zudem soll abgetragener Ober- und Unterboden von den restlichen Bauabfällen getrennt werden (Art. 17). Dabei soll aber die na-

türliche Bodenvielfalt nicht beeinträchtigt werden. Generell soll Bodenaufwertung durch Wiederverwertung von abgetragenem Boden nur auf bereits anthropogen geschädigten oder künstlichen Böden erfolgen, die keinen natürlichen Bodenaufbau vorweisen. Es sollen die Richtwerte über Belastungen des Bodens (VBBo 1998) eingehalten werden; es dürfen keine Fremdstoffe und invasive gebietsfremde Organismen im abgetragenem Boden enthalten sein; durch physikalische Belastungen darf die Bodenfruchtbarkeit höchstens kurzfristig beeinträchtigt sein; und die Verwertung muss wirtschaftlich tragbar sein.

In der Verordnung über Belastungen des Bodens (Art. 2a VBBo) ist festgehalten, dass die Bodenfruchtbarkeit und die standorttypischen Bodenstrukturen erhalten werden sollen. Es sollte möglichst kein abgetragener Boden auf natürlich gewachsenen Böden aufgetragen werden. Nach VBBo (Art. 7) darf bei der Verwertung von Aushub die Bodenfruchtbarkeit durch physikalische Belastung nur kurzfristig beeinträchtigt werden und keine zusätzliche chemische Belastung entstehen. Bodenverdichtung und Bodenerosion sind zu vermeiden und die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten (Art. 6 VBBo; Art. 33 Umweltschutzgesetz (USG) 1983).

Geländeauffüllungen und Bodenaufwertungen

sind nach kantonalem Raumplanungs- und Baugesetz (RBG 1998) und dem Raumplanungsgesetz (RPG 1979) bewilligungspflichtig. Geländeauffüllungen und Bodenaufwertungen müssen vereinbar sein mit den gesetzlichen Regelungen des Natur-, Landschafts- und Gewässerschutzes.

Zu den Flächen anthropogen geschädigter und künstlicher Böden gehören sowohl Terrainveränderungen wie Geländeauffüllungen, Geländeänderungen und Aufschüttungen; als auch Ablagerungsstandorte, wie Deponien von Aushub und Bauschutt.

Auf diesen Flächen kann dadurch eine Bodenaufwertung und unter bestimmten Bedingungen die Kompensation oder die Aufwertung von Fruchtfolgeflächen (FFF) erreicht werden. Als Bodenaufwertung wird hier die Aufwertung von Standorten bezüglich ihrer landwirtschaftlichen Nutzungseignung bezeichnet und zwar innerhalb der Nutzungseignungsklassen (NEK; FAL 1997) 10 bis 7 (siehe Abb. 1). NEK 1 bis 3 stellen Fruchtfolgeflächen erster Güte (FFF1) gemäss des Sachplans Fruchtfolgeflächen des Bundes dar. NEK 4 und 5 stellen Fruchtfolgeflächen zweiter Güte (FFF2) dar. Eine Aufwertung von den NEK 10 bis 7 zu NEK 5 oder zu NEK 4 entspricht einer FFF-Kompensation, da so neue FFF geschaffen

Nutzungseignungsklassen			Standortaufwertung
10-7	6	5-1	
Grünland	ackerbaulich eingeschränkt nutzbar, Futterbau bevorzugt	ackerbaulich gut bis sehr gut nutzbare Standorte, als FFF geeignet	
 → 			Bodenaufwertung
 →			FFF- Kompensation
	→		
		→ 	
		 → 	Aufwertung FFF
 Nutzungseignung vor der Aufwertung  Nutzungseignung nach der Aufwertung			

Abb. 1: Standortaufwertung und FFF-Kompensation durch Verwertung von abgetragenem Boden (verändert nach Zürcher UmweltPraxis Nr. 71, S. 26).

werden. Eine Aufwertung von NEK 4 und 5 zu 3 bis 1 (FFF2 zu FFF1) entspricht einer Aufwertung von Fruchtfolgeflächen.

2. Methodik

2.1 Erfassung der potentiellen Verwertungsflächen

Zur Erfassung der anthropogen veränderten Landwirtschaftsböden im Kanton Basel-Landschaft wurden verschiedene Quellen ausgewertet (Tab. 1):

Kataster belasteter Standorte (KbS) – Ablagerungs- und Betriebsstandorte: Der Kataster der belasteten Standorte erfasst alle Parzellen oder Teile davon, bei denen feststeht oder mit hoher Wahrscheinlichkeit zu erwarten ist, dass im Untergrund Belastungen vorliegen. Es handelt sich dabei um Areale, auf denen der Untergrund durch Ablagerungen von Abfällen, durch betriebliche Tätigkeiten oder durch Unfälle verunreinigt ist. Belastete Standorte werden unterteilt in Standorte, bei denen keine schädlichen oder lästigen Einwirkungen zu erwarten sind ("belastet ohne Untersuchungsbedarf"), und Standorte, bei denen untersucht werden muss, ob sie überwachungs- oder sanierungsbedürftig sind ("belastet mit Unter-

suchungsbedarf"). Belastete Standorte mit Untersuchungsbedarf wurden hier separat erfasst, da die Untersuchung einen Sanierungsbedarf ergeben könnte, und der Standort somit nicht für eine Aufwertung in Frage käme (allenfalls nach der Sanierung), während Standorte ohne Sanierungsbedarf für eine Verwertung geeignet sind. Betriebsstandorte kommen nur in Frage, wenn der Bodenaufbau verändert worden ist, da es sich sonst nicht um anthropogen veränderte Böden handelt.

Bodenkarte Landwirtschaft – Bodentyp X (Auffüllung): Der Bodentyp „Auffüllung“ bezeichnet Böden mit grossflächig anthropogenem Bodenaufbau.

Baugesuche, Archive – Deponien, Terrainveränderungen: Deponien und Terrainveränderungen die in Unterlagen zu Baugesuchen, sowie Archivunterlagen des Amtes für Umweltschutz und Energie und des Staatsarchives entnommen sind. Teilweise sind diese Standorte auch im KbS erfasst.

Archive – Auffüllungen Strassenbau, Bahnbau, Flusskorrekturen: Deponien und Auffüllungen die im Rahmen von Strassen- und Bahnbau sowie Flusskorrekturen entstanden sind. Bei Überschneidung der erfassten Flächen mit

Tab. 1: Erfasste Flächentypen und ausgewertete Datenquellen.

Flächentyp	Datenquelle	Bemerkung
Böden mit anthropogen verändertem Bodenaufbau		
Ablagerungs- und Betriebsstandorte	Kataster der belasteten Standorte (KbS)	inklusive unbelasteter Standorte
Bodentyp X	Bodenkarte Landwirtschaft 1:5'000	Bodentyp "Auffüllung"
Deponien, Terrainveränderungen	Datenbank Baugesuche (Bauinspektorat), Staatsarchiv, Archiv Amt für Umweltschutz und Energie, KbS	
Auffüllungen Strassenbau	Archiv Tiefbauamt, Staatsarchiv	Deponien Strassenbau
Auffüllungen Bahnbau	Staatsarchiv	Deponien Bahnbau
Auffüllungen Flusskorrekturen	Archiv Tiefbauamt	Deponien Flusskorrekturen
Böden mit natürlichem Bodenaufbau/Sonstige Flächen		
Geringmächtige Böden	Bodenkarte Landwirtschaft 1:5'000	Pflanzennutzbare Gründigkeit (PNG) <50 cm
Böden mit schlechter Nutzungseignung	Bodenkarte Landwirtschaft 1:5'000	NEK 7 und 8. Flächen mit NEK 9 und 10 sind, bis auf wenige Ausnahmen, in Steillagen und kommen daher grundsätzlich nicht für einen Bodenauftrag in Frage.
Bodentyp unbekannt	Bodenkarte Landwirtschaft 1:5'000	angrenzend an bereits erfasste Flächen

Fruchtfolgeflächen erster Güte (FFF1), wurden diese gesondert aufgenommen, da FFF1 durch Bodenauftrag nicht erheblich aufgewertet werden können. FFF1 sind allenfalls denkbar für die Verwertung von Oberboden.

Zusätzlich wurden, als zweite Priorität, geringmächtige Böden (pflanzennutzbare Gründigkeit <50 cm), Böden mit schlechter Nutzungseignung (Nutzungseignungsklassen 7 und 8) und Flächen mit Bodentyp „unbekannt“ aufgenommen. Oftmals grenzen an Ablagerungsstandorte, Deponien oder Flächen mit Bodentyp X, Flächen die mit Bodentyp „unbekannt“ klassifiziert sind. Die Vermutung liegt nahe, dass dies im Einzelfall auch Flächen mit anthropogen verändertem Bodenaufbau sein könnten. Daher wurden Flächen vom Bodentyp unbekannt, welche an bereits erfasste Flächen angrenzen, oder sich überlagern, ebenfalls aufgenommen (Tab. 1).

Für jede der erfassten Flächen wurde geprüft, ob sie grundsätzlich als Verwertungsstandort geeignet ist. Folgende Kriterien führten zum Ausschluss (Tab. 2):

2.2 Kartographie

Sämtliche kartographischen Arbeiten wurden mit Quantum GIS (QGIS 2.2.0) durchgeführt.

3. Resultate

3.1 Potentielle Verwertungsflächen

Insgesamt wurden 130 ha in der Landwirtschaftszone ausgeschieden, die als potentielle Verwertungsstandorte in Frage kommen (Tab. 3). Zusätzlich wurden 70 ha aufgenommen, die als Fruchtfolgeflächen erster Güte (FFF1) klassifiziert sind, und nicht prioritär für die Verwertung geeignet sind. Überschneidungen von Flächen, die aus verschiedenen Quellen erfasst wurden, wurden von der Gesamtsumme abgezogen (16 ha). Die Gesamtüberschneidungsfläche ist in der Gesamtflächenbilanz gesondert aufgeführt (Tab. 3).

Geringmächtige Böden, Böden mit schlechter Nutzungseignung und Bodentyp unbekannt sind separat aufgeführt, da sie nur in Ausnahmefällen als Verwertungsstandorte genutzt werden können. Diese Flächen umfassen knapp 2'300 ha.

Eine Angabe über die Kubaturen, die insgesamt auf diesen Flächen verwertet werden könnten, ist nicht möglich. Für jede Fläche muss die potentiell aufschüttbare Mächtigkeit im Feld bestimmt werden; diese hängt von der Mächtigkeit des Bodens und einem allenfalls bestehendem Niveauunterschied des Feldes zur Umgebung ab.

Der grösste Flächenanteil entfällt auf die Ablagerungsstandorte (KbS) mit 71 ha, gefolgt von den in der Bodenkarte erfassten Auffüllungen (Bodentyp X) mit 54 ha (Tab. 3). Deponien/Terrainverän-

derungen, Auffüllungen die durch den Strassenbau entstanden sind und Betriebsstandorte (KbS) machen mit 12, 8 und 4 ha jeweils nur einen kleinen Teil der Gesamtfläche von 133 ha aus (nach Abzug der 16 ha Überschneidungsfläche).

Bei den Fruchtfolgeflächen erster Güte entfallen 50 ha auf Auffüllungen (Bodentyp X), 24 ha auf Ablagerungsstandorte (KbS), 7 ha auf Deponien/Terrainveränderungen, je 4 ha auf Betriebsstandorte (KbS) und Auffüllungen Strassenbau, sowie 0.4 ha auf Auffüllungen die durch Flusskorrekturen entstanden sind. Diese 71 ha sind nicht in der Gesamtsumme enthalten (Tab. 3).

Ablagerungs- und Betriebsstandorte, welche mit Untersuchungsbedarf gekennzeichnet sind, machen jeweils nur geringe Flächenanteile aus (je <10 ha). Diese 19 ha sind nicht in der Gesamtsumme von 133 ha enthalten (Tab. 3).

Natürliche Böden, die geringmächtig sind, machen eine Fläche von 1'714 ha aus, Böden mit schlechter Nutzungseignung (NEK 7 und 8) eine Fläche von 398 ha, und Böden die als Bodentyp unbekannt klassifiziert sind und an bereits erfasste Flächen angrenzen, umfassen eine Fläche von 53 ha (Tab. 3).

3.2 Kartographische Darstellung

Die potentiellen Verwertungsflächen wurden mittels QGIS kartographisch dargestellt (Abb. 2 und 3). Die Flächen können je nach Datenquelle separat angezeigt werden. Auch Flächen die als FFF1 klassifiziert sind, und Flächen mit Untersuchungsbedarf können getrennt dargestellt werden.

Klassifikation Pflanzennutzbare Gründigkeit (PNG): Flächen mit einer PNG >50 cm können durch Bodenauftrag nicht erheblich aufgewertet werden. Diese Flächen haben eine geringe Priorität gegenüber den geringmächtigen Böden. Daher ist in der Karte eine Klassifizierung nach PNG <50 cm und >50 cm möglich.

4. Umsetzung Bodenverwertung

Bei der Verwertung von abgetragenem Boden auf Landwirtschaftsflächen muss für jeden Standort bestimmt werden, in welcher Mächtigkeit Boden aufgetragen werden kann, ob die Verwertung von Oberboden oder Ober- und Unterboden in Frage kommt und welche Bodenart verwendet werden kann. Dies hängt von der Mächtigkeit des vorhandenen Bodens ab und, da das Landschaftsbild nicht beeinträchtigt werden soll, auch von dem eventuell bereits vorhandenen Niveauunterschied des Standortes zur Umgebung. Zudem ist die Ausgangsbodenart von Bedeutung sowie die Nutzungseignungsklasse. Generell ist auf Flächen die mit Nutzungseignungsklasse 1-5 (Fruchtfolgeflächen) klassifiziert sind, ausschliesslich eine Verwertung von Oberboden möglich. Die nötigen Informationen sind zum Teil der Hinweiskarte,

Tab. 2: Ausschlusskriterien für potentielle Verwertungsstandorte.

Kriterium	Begründung
Grösse <2'000 m ²	Aus Gründen der Wirtschaftlichkeit wurde eine Mindestgrösse festgelegt.
Hangneigung >18%	Fruchtfolgeflächen sollten eine Hangneigung von ≤18% aufweisen (Sachplan Fruchtfolgeflächen, maschinelle Bearbeitbarkeit).
Naturschutzgebiete	Die Bodenverwertung muss mit den gesetzlichen Regelungen von Natur- und Landschaftsschutz vereinbar sein. Flächen, welche sich in folgenden Gebieten befinden, wurden ausgeschlossen: Inventar der geschützten Naturobjekte von nationaler Bedeutung Trockenwiesen und Weiden (TWW) Kantonale Ökoobjekte (ökologische Ausgleichsflächen) Naturschutzzone aus der Grundnutzung der kommunalen Teilzonenpläne
Potentielle Rutschungsgebiete	Gebiete, welche potentiell Rutschungen ausgesetzt sind.
Überschwemmungs-, Überflutungs- und Retentionsgebiete	Flächen, welche Überschwemmungen ausgesetzt sein können, oder als Überflutungs- und Retentionsgebiete zur Verfügung stehen.
Seltene Böden	Seltene Böden sollen erhalten bleiben.

Tab. 3: Angabe über Anzahl und Hektaren der potentiellen Verwertungsflächen sowie der potentiellen FFF1 Verwertungsflächen.

Flächentyp	Anzahl der Standorte	ha	Anzahl der Standorte FFF1	ha FFF1
Böden mit anthropogen verändertem Bodenaufbau				
Ablagerungsstandorte ohne Untersuchungsbedarf (KbS)	61	71	41	24
Betriebsstandorte ohne Untersuchungsbedarf (KbS)	4	4	4	4
Bodentyp X (Auffüllungen)	98	54	66	50
Deponien, Terrainveränderungen	12	12	10	7
Auffüllungen Strassenbau	6	8	2	4
Auffüllungen Bahn	-	-	-	-
Auffüllungen Flusskorrekturen	-	-	1	0.4
Summe	182	149	124	89
Überschneidungen		16		18
Endsumme		133		71
Ablagerungs- und Betriebsstandorte <u>mit</u> Untersuchungsbedarf				
Ablagerungsstandorte mit Untersuchungsbedarf (KbS)	13	8	10	6
Betriebsstandorte mit Untersuchungsbedarf (KbS)	1	5	-	-
Böden mit natürlichem Bodenaufbau/sonstige Flächen				
Geringmächtige Böden	3'382	1'714	nicht erhoben	-
Böden mit schlechter Nutzungseignung	554	398	nicht erhoben	-
Bodentyp unbekannt	33	53	nicht erhoben	-
Summe		2'265		

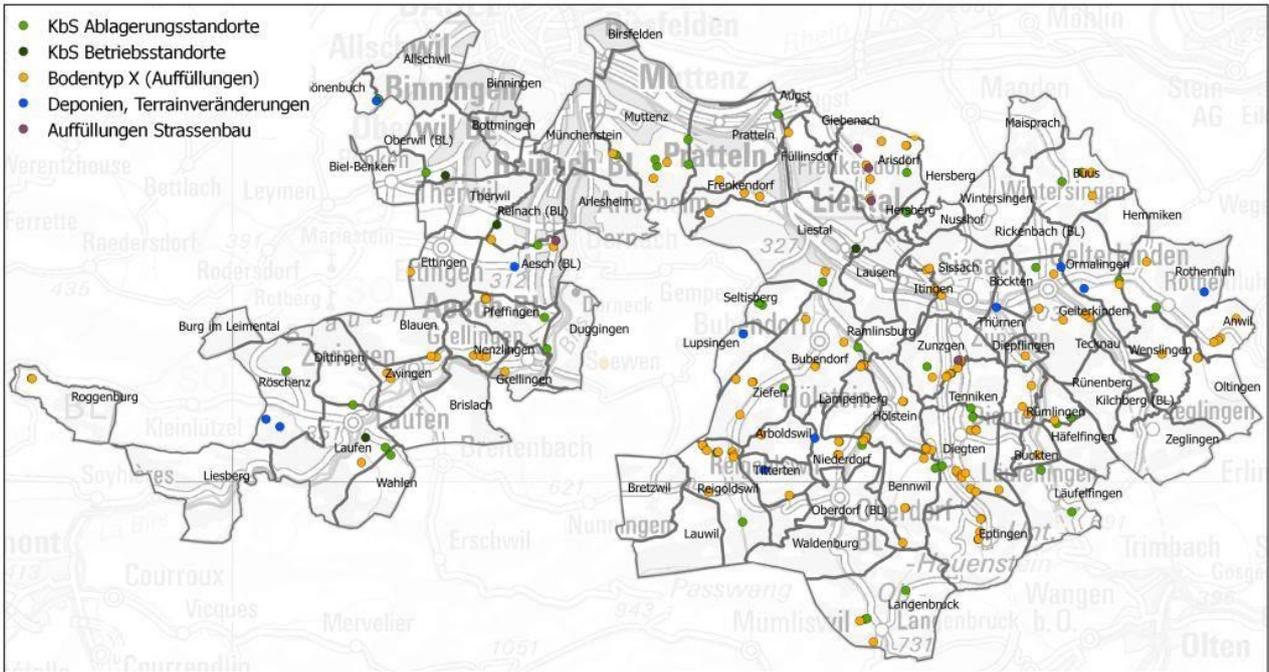


Abb. 2: Potentielle Verwertungsstandorte im Kanton Basel-Landschaft.

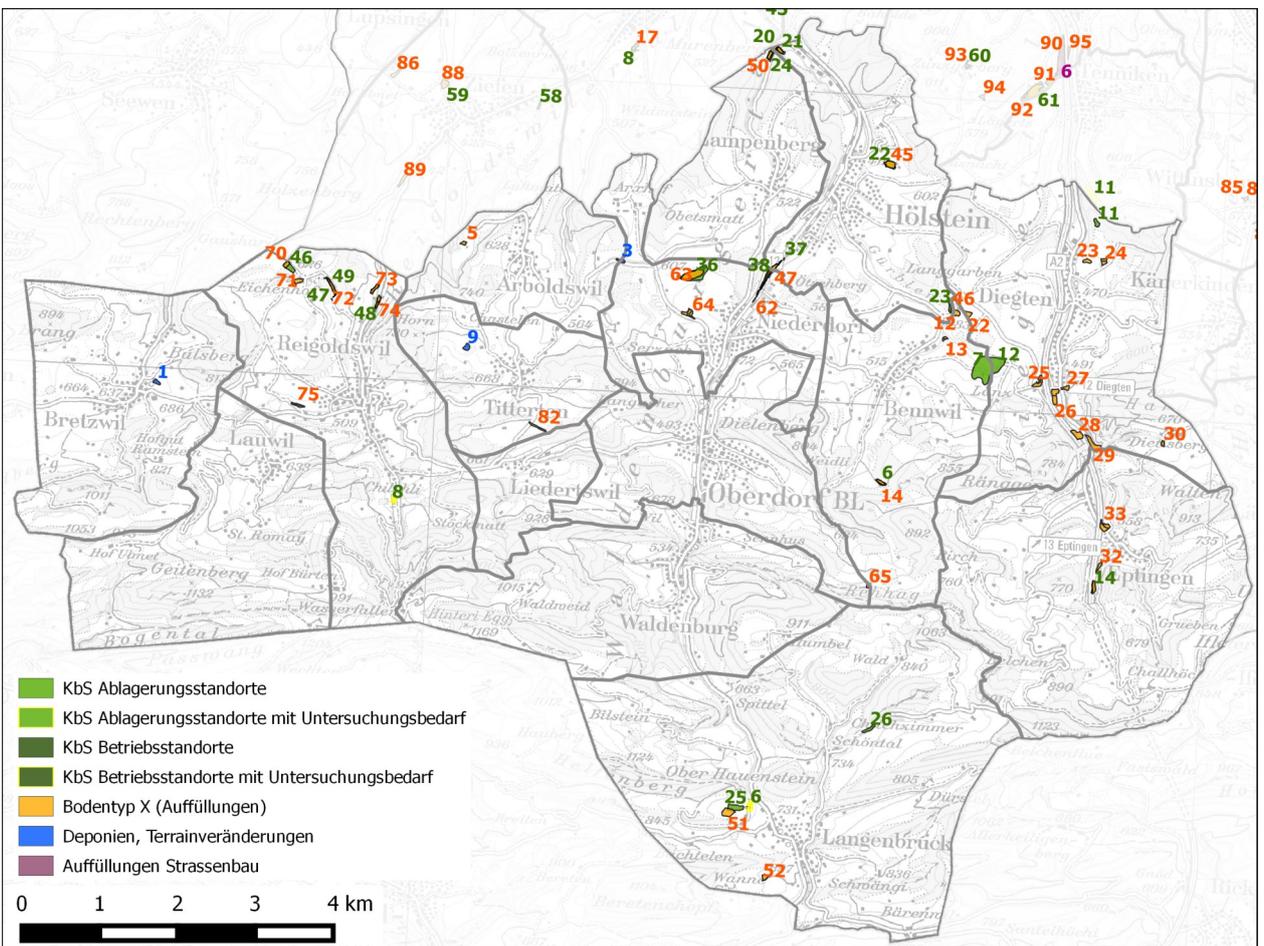


Abb. 3: Potentielle Verwertungsstandorte im Bezirk Waldenburg.

zum Teil der Bodenkarte zu entnehmen, oder müssen im Gelände erhoben werden.

Beim Bodenabtrag, eventueller Zwischenlagerung und der Wiederverwertung sollen generell die in Merkblättern und Wegweisungen des Bundes und der Kantone beschriebenen Vorgehensweisen beachtet werden (AUE BL 1998, BUWAL 2001a, BUWAL 2001b, FSKB 2001). Diese beinhalten im Wesentlichen folgendes:

Arbeiten mit und auf dem Boden dürfen nur unter trockenen Bodenbedingungen durchgeführt werden und der Maschineneinsatz sollte so gering wie möglich gehalten werden, um den Boden möglichst wenig zu verdichten.

Böden, die zwischengelagert werden, sollen in der Zeit der Lagerung begrünt werden, um sie locker und druchlüftet zu halten.

Nur sauberer, d.h. nicht mit Schadstoffen belasteter, abgetragener Boden darf verwendet werden. Dieser darf zudem nicht stark tonig oder torfig sein. Generell sollte darauf geachtet werden, einen standorttypischen Boden einzubauen.

Das Verbesserungsgebot besagt, dass mindestens eine Bodeneigenschaft (z.B. pflanzennutzbare Gründigkeit) durch den Eingriff verbessert werden muss.

Eine sorgfältige Folgebewirtschaftung, welche die biologische Aktivität im Boden aufbaut und zur Stabilisierung des Bodens beiträgt, ist anzustreben. Diese Arbeiten erfolgen mit Unterstützung durch einen bodenkundlichen Baubegleiter (BBB) und nach guter fachlicher Praxis.

Um die natürlichen Funktionen der Gewässer nicht zu beeinträchtigen, wird innerhalb eines Mindestabstandes von 5 m zum Gewässer (nach Gewässerschutzgesetz GSchG 1991) kein Boden abgelagert.

Ebenfalls muss ein Abstand von 10 m zum Waldrand eingehalten werden (Waldgesetz, WaG 1991).

In den Grundwasserschutzzonen S2 und S2 sind Terrainveränderungen nicht zulässig.

5. Fazit

Um der zukünftigen Verwertungspflicht (Revision TVA) nachkommen zu können, hat der Kanton Basel-Landschaft Landwirtschaftsflächen ausgeschieden, welche anthropogen verändert sind und als Verwertungsstandorte für abgetragenen Boden in Frage kommen. Es wurden 130 ha potentielle Verwertungsflächen erfasst und in der Hinweiskarte Bodenverwertung dargestellt.

Da der Flächenanteil der anthropogen beeinträchtigten Böden relativ gering ist, wurden zusätzlich Böden mit natürlichem Bodenaufbau, die durch die Verwertung von Boden aufgewertet werden könnten, ausgeschieden. Dies sind geringmächtige Böden (pflanzennutzbare Gründigkeit (PNG) <50 cm) und Böden mit schlechter Nutzungseignung (NEK 7 und 8). Diese Flächen könnten in

Ausnahmefällen als potentielle Verwertungsstandorte in Frage kommen.

Auf welchem Standort welche Art von abgetragenen Boden verwertet werden kann, muss im Einzelfall beurteilt werden, die Karte stellt lediglich die potentiell nutzbaren Standorte dar.

6. Literatur

Amt für Umweltschutz und Energie Kanton Basel-Landschaft, 1998: Merkblatt Geländeauffüllungen und Bodenverbesserungen in der Landwirtschaftszone, Liestal.

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 2001: Bodenschutz beim Bauen, Leitfaden Umwelt, Nr. 10, Bern.

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, 2001: Wegleitung: Verwertung von ausgehobenem Boden (Wegleitung Bodenaushub), Vollzug Umwelt, Bern.

Fachverband der Schweizerischen Kies- und Betonindustrie, 2001: Rekultivierungsrichtlinien, Richtlinien für den fachgerechten Umgang mit Böden, Bern.

FAL Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Lanbau, 1997: Kartieren und Beurteilen von Landschaftsböden, Schriftenreihe Nr. 24, Zürich-Reckenholz.

Zürcher UmweltPraxis, 2013: Fruchtfolgeflächen, Bodenaufwertung und Massnahmenplan Bodenschutz. Haushälterische Bodennutzung, Nr. 71, Zürich.

Rechtliche Grundlagen:

Bundesgesetz über den Natur- und Heimatschutz (NHG 1966, SR 451)

Gewässerschutzgesetz (GSchG 1991, SR 814.20)

Gewässerschutzverordnung (GSchV, 1998)

Raumplanungs- und Baugesetz Kanton Basel-Landschaft (RBG 1998, SR 400)

Raumplanungsgesetz (RPG 1979, SR 700)

Sachplan Fruchtfolgeflächen (SP FFF, 1992)

Technischen Verordnung Abfall (TVA 1990, SR 814.600)

Technischen Verordnung Abfall, Vernehmlassung Revision

Umweltschutzgesetz (USG 1983, SR 814.01)

Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo 1998, SR 814.12)

Waldgesetz (WaG 1991, SR 921.0)

Der Moorboden – Boden des Jahres 2015

Anina Schmidhauser¹, Michael Wernli², Roman Berger³, Anett Hofmann⁴

¹ Gasche-Bodengutachten GmbH, Bern, schmidhauser@gasche-bodengutachten.ch

² SoilCom GmbH, Zürich, michael.wernli@soilcom.ch

³ ZHAW, Wädenswil, roman.berger@zhaw.ch

⁴ Uni Zürich, Zürich, anett.hofmann@geo.uzh.

Zusammenfassung

Anlässlich des Weltbodentages wird von der BGS jedes Jahr ein Boden des Jahres nominiert. Ziel der Nomination ist es, ein Bodenthema einer interessierten Bevölkerung näher zu bringen. 2015 wurde der Moorboden ausgewählt. Moorböden sind oftmals wertvolle Lebensräume und spielen eine zentrale Rolle im Kohlenstoffkreislauf. Als Archive der Natur- und Kulturgeschichte dokumentieren sie geschichtliche Ereignisse oder Klimaveränderungen.

In der Schweiz werden Moorböden grösstenteils land- und forstwirtschaftlich genutzt. Da insbesondere die intensive landwirtschaftliche Nutzung oftmals eine Entwässerung voraussetzt, ist die Bewirtschaftung nur selten nachhaltig: Degradation und Torfsackung führen zu einer kontinuierlichen Abnahme der organischen Substanz und zu irreversiblen Veränderungen der Bodeneigenschaften.

Abstract: Peat Soil – Soil of the Year 2015

Every year, on the occasion of World Soil Day, a soil of the year is nominated by the BGS-SSP. It is the goal of this nomination to enhance the understanding of an issue connected with soil with the general public. For 2015 peat soil has been elected. Peat soils are often valuable habitats and are important for the global carbon cycle. As archives of natural and cultural history, peat soils document historical events or climate change.

The majority of peat soils in Switzerland are cultivated in forestry or agriculture. Since intensive agricultural production is only made possible by drainage, cultivation is rarely sustainable. Degradation and peat subsiding lead to a continuous decrease of organic matter and to irreversible changes in soil characteristics.

Keywords: soil of the year, peat bog, peat soil

1. Einführung

Anlässlich des Weltbodentags vom 5. Dezember 2014 hat die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz (BGS) den Moorboden zum Boden des Jahres 2015 ernannt. Das Jahr 2015 war zudem das UNO Jahr des Bodens.

Moorböden faszinieren durch ihre Vielseitigkeit. Sie bieten wichtigen Lebensraum für zahlreiche, an die feuchten Verhältnisse angepasste Tier- und Pflanzenarten. Drainierte Moorböden sind aber auch gut fruchtbare Landwirtschaftsböden. Die Drainierung und Bewirtschaftung der Böden bewirkt jedoch, dass der Torf abgebaut wird, und der fruchtbare Boden langsam aber sicher verschwindet. Moorböden sind ausserdem wichtige Kohlenstoffspeicher und auch für wissenschaftliche Untersuchungen äusserst wertvoll.

Mit der Wahl des Moorbodens sensibilisiert die BGS die Öffentlichkeit für dieses interdisziplinäre Thema und hofft, dass möglichst viele Interessierte vermehrten Zugang zum Thema finden.

Der Weltbodentag ist ein internationaler Aktionstag jeweils am 5. Dezember. Deklariert wurde der

Weltbodentag von der Internationalen Bodenkundlichen Union (IUSS) im Rahmen ihres 17. Weltkongresses im August 2002 in Bangkok. Sie legte das Datum zu Ehren des Königs von Thailand auf dessen Geburtstag, da er sich der Förderung der Bodenwissenschaften und des Schutzes der Böden verdient gemacht hat (www.iuss.org).

Ziel der Aktion Boden des Jahres ist es, das Bewusstsein in der Gesellschaft zu verbessern. Mit der jährlichen Deklaration eines Bodens des Jahres soll ein aktuelles Bodenanliegen mithilfe des ausgewählten Bodens breiter bekannt gemacht werden. Weiter soll die Wertschätzung für die Böden und die Einsicht in die Notwendigkeit zum sorgsamem Umgang mit Fläche und Funktionen der Böden gefördert werden. Die Aktion umfasst unter anderem die Präsentation eines repräsentativen Leitprofils sowie die Vorstellung von drei Themenbereichen, die für den ausgewählten Boden wichtig sind. Im Rahmen des UNO-Jahres des Bodens wurde für Interessierte zudem ein Familienausflug in das ehemalige Torfstichgebiet und heutige Naturschutzgebiet Schollenriet in Altstätten SG organisiert.

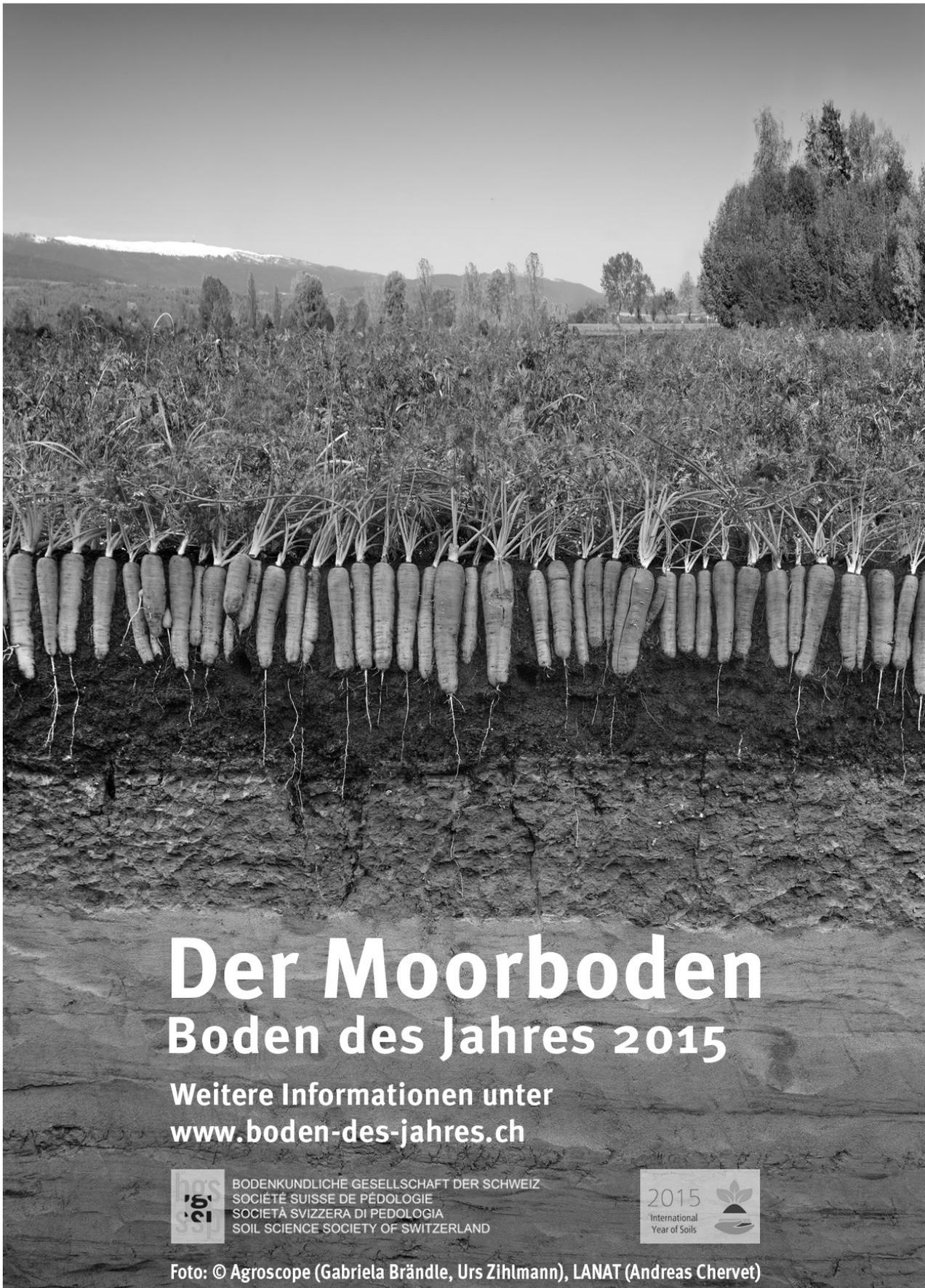


Abbildung 1: Leitprofil (Agroscope (Gabriela Brändle und Urs Zihlmann) und LANAT (Andreas Chervet)).

2. Leitprofil

Das ausgewählte Leitprofil für den Boden des Jahres 2015 wurde bereits im Zuge des Bodenkalenders 2013 (FASZINATION BODEN 2013) erstellt und beschrieben. Es handelt sich um einen entwässerten und degradierten Moorboden, der nach schweizerischer Klassifikation als anmooriger Fluvisol bezeichnet wird. Das Bodenprofil befindet sich im Berner Seeland, in der Gemeinde Witzwil, auf 430 m ü. M.

Der anmoorige Fluvisol, ein ursprünglich sumpfiges, tieftorfiges, als Weide- und Streueland genutztes Moor, wurde während der ersten Juragewässerkorrektur (1868 bis 1891) drainiert und nach und nach zu intensiv genutztem Ackerland umgewandelt (ZIHLMANN et al. 2014). Durch die Entwässerung und dem damit verbundenen Sauerstoffzutritt begannen die Torfschichten zu sacken und die organische Bodensubstanz wurde durch den mikrobiellen Abbau in CO₂ umgewandelt. So schrumpfte die Torfschicht des abgebildeten Schwemmlandbodens von ursprünglich etwa 200 cm auf heute nur noch 32 cm. Die Fruchtbarkeit dieser Moorböden ist deshalb vielerorts gefährdet: Je intensiver der Boden genutzt wird, desto stärker ist der Humusabbau. In Böden, die mehrmals pro Jahr durch Bodenbearbeitungs- oder Erntemassnahmen gelockert werden, beträgt der Verlust bis zu 2 cm pro Jahr (FASZINATION BODEN 2013).

3. Funktionen intakter Moorböden

Moorböden erfüllen eine Vielzahl von Funktionen. Sie bieten Lebensraum für seltene, an die feuchten Verhältnisse angepasste Tier- und Pflanzenarten. Moorböden sind wichtige Speicher von Kohlenstoff. Weltweit sind in Moorböden schätzungsweise 500 Mia. t Kohlenstoff gespeichert, was einer Menge von 60% des in der Atmosphäre vorhandenen Kohlenstoffes entspricht (CLYMO et al. 1998, LEIFELD et al. 2011). In der Schweiz sind in Moorböden rund 47 Mio. t Kohlenstoff gespeichert (LEIFELD et al. 2005). Intakte Moore wachsen jährlich um bis zu 1 mm und absorbieren dabei 290 kg Kohlenstoff pro ha, weshalb sie im nationalen Treibhausgasinventar als Kohlenstoffsenken angerechnet werden können (GORHAM, 1991). Wichtig ist dabei, dass der Grundwasserstand nahe der Oberfläche liegt, da sich ansonsten die organische Substanz nicht aufbaut sondern zersetzt (FREEMAN et al. 2004).

Moorböden werden in vielen Gebieten auch heute noch für die Gewinnung von Torf genutzt und spielen eine wichtige Rolle in der Landwirtschaft. Ein Grossteil der im schweizerischen Flachmoorinventar eingetragenen Moore wird zumindest teilweise beweidet (VON WYL 1996). Eine nachhaltige Nutzung von Moorböden kann nur in dessen vernässtem Zustand erfolgen, mit sogenannter Paludikultur. Dabei werden die natürlichen

Vegetationsbestände der Moore verwertet, beispielsweise Schilf als Energiepflanzen, oder Torfmoose als Substrat für den Gartenbau (www.paludiculture.uni-greifswald.de). Drainierte Moorböden sind für den Ackerbau (für eine gewisse Zeit) sehr fruchtbar und eignen sich dank geringem Steingehalt sehr gut für den Gemüsebau. Im Berner Seeland, dem Grossen Moos, wird heute rund ein Viertel des schweizerischen Freilandgemüses produziert (VEREIN SEELAND 2013).

4. Degradierung und Gefährdung von Moorböden

Die Gefährdung der Moore geht heute in erster Linie von Entwässerungen aus. Sowohl land- und forstwirtschaftliche oder gartenbauliche Nutzung wie auch die heute in der Schweiz verbotene Torfgewinnung setzen eine Wasserregulierung voraus: Der Wasserspiegel im Torfkörper muss durch Gräben oder Drainagerohre abgesenkt werden. Sauerstoff gelangt so in den zuvor wassergesättigten Torf, die Mineralisierung beginnt, der Torfkörper schrumpft und die Mooroberfläche sackt zusammen. Dabei werden Gase wie z.B. CO₂ freigesetzt. Dieser kontinuierliche Abbau der organischen Substanz dauert so lange an, bis der Torf vollständig zersetzt ist oder bis der Boden durch die Sackung wieder vernässt und der Torf somit vor weiterem Abbau geschützt ist (Wikipedia, 2015).

Die Entwicklung der meisten Moorböden in der Schweiz begann nach der letzten Eiszeit in verlandenden Gewässern, darunter grössere Überschwemmungsgebiete oder auch kleine, wasserstauende Mulden (ZIHLMANN et al. 2014). Die darin gewachsenen Pflanzen wurden nach dem Absterben unter Wasser konserviert und dadurch vor dem Abbau geschützt – über Jahrtausende konnte so eine Torfschicht entstehen. Durch die Entwässerung und teilweise auch Überschüttung dieser Moorböden werden die Bodeneigenschaften oft irreversibel verändert. Je häufiger und intensiver die Nutzung (z.B. die Bearbeitung und Erntemassnahmen) bzw. Drainagetiefe ist, desto rascher verschwindet die organische Substanz (ZIHLMANN et al. 2014). Die Zukunft der Bodenfruchtbarkeit ist unsicher: Wird durch die Sackung und Bearbeitung das unterliegende Material (z.B. Schwemmlern oder Seekreide) erreicht und eingemischt, hängt die Bodenfruchtbarkeit von der Stabilität und vom Nährstoffgehalt dieses Ausgangssubstrats ab (ZIHLMANN et al. 2014). Geeignete Massnahmen zur Erhaltung oder Aufwertung der Fruchtbarkeit dieser abgebauten Moorböden zu finden, ist komplex und aufwendig. Möglichkeiten sind z.B. die Tieferlegung der Drainagen, die Nutzungsextensivierung, das Vermischen der verschiedenen Bodenschichten oder der Einbau von zugeführtem Bodenmaterial unter fachlicher Begleitung (ZIHLMANN et al. 2014).

5. Moore als Archive

Der gehemmte Abbau und die Anreicherung von organischem Material führen in Moorböden zu einer zeitlich geordneten Archivierung in vielfältiger Hinsicht. Ein grausiges Beispiel sind sogenannte „Moorleichen“, welche in Mooren über Jahrhunderte konserviert und dann von Torfstechern gut erhalten gefunden wurden. Ein prominenter Vertreter ist der „Tollund-Mann“, welcher 1950 in einem Hochmoor in Dänemark entdeckt wurde. Er ist ca. 300 v. Chr. (VAN DER PLICHT et al. 2004) vermutlich eines gewaltsamen Todes gestorben, zum Zeitpunkt des Fundes hatte er noch immer einen Strick um den Hals. Auch die Gesichtszüge, Falten und Bartstoppeln dieser mittlerweile in einem Museum ausgestellten Moorleiche sind dank der hervorragenden Konservierung im Moor noch heute gut erkennbar.

Wissenschaftlich sehr wertvolle Archive sind lebende Regen-/Hochmoore, welche seit Jahrtausenden alljährlich eine kleine, bis zu 1mm dicke Torfschicht anreichern. Mit dem Regenwasser wird unter anderem Blei als Staubpartikel eingetragen und schichtgerecht eingeschlossen. Untersuchungen haben gezeigt, dass Bleikonzentrationen und Anteile von verschiedenen Blei-Isotopen, die in Moorböden je nach Tiefe unterschiedlich hoch sind, Klimaveränderungen oder geschichtliche Ereignisse wie den Zerfall des römischen Reiches zeitlich sehr genau dokumentieren. Nach dem Zerfall des römischen Reiches sind die Bleikonzentrationen in den nachfolgenden Torfschichten beispielsweise deutlich gesunken.

Diese Erkenntnisse stammen unter anderem vom Wissenschaftler William Shotyk, der in seiner 1998 publizierten Forschungsarbeit die Bleikonzentrationen im Hochmoor „Etang de la Gruère“ im Jura untersucht hat. Er hat als erster eine vollständige und sehr genaue Aufzeichnung von 15'000 Jahren Entwicklungsgeschichte anhand eines Moorbodens erstellt. Mit diesen 15'000 Jahren weist das „Etang de la Gruère“ die längste kontinuierliche Aufzeichnung von Staub- und Mineralablagerungen in der nördlichen Hemisphäre auf. (SHOTYK 1998).

6. Schlussfolgerungen

Moorböden in der Schweiz sind durch die oftmals intensive Entwässerung stark gefährdet. Torfabbau und -sackung führen zu irreversiblen Veränderungen der Bodeneigenschaften. Zudem werden grosse Mengen an CO₂ freigesetzt. Zum Schutz und Erhalt der Moorböden ist eine Abwägung zwischen der Produktionsfunktion einerseits sowie der Lebensraum-, Archiv, und (Kohlenstoff-) Speicherfunktion andererseits von zentraler Bedeutung.

7. Quellen:

- CLYMO R.S., TURUNEN J., TOLONEN K.: 1998: Carbon accumulation in peatland, *Oikos*, 81: 368-388.
- 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: 1663-1667, Gwynedd.
- Faszination Boden – Der Bodenkalender 2013: <http://www.agroscope.admin.ch/bodenfruchtbarkeit-bodenschutz/07025/index.html?lang=de>, Stand 11.09.2015
- GORHAM E.: 1991: Northern Peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1: 182-195.
- Paludiculture. Universität Greifswald. <http://www.paludiculture.uni-greifswald.de/de/index.php>, Stand 8.9.2015
- Gefährdung von Mooren. 2015. Wikipedia. http://de.wikipedia.org/wiki/Moor#Gef.C3.A4hrdung_von_Mooren, Stand 11.9.2015
- IUSS, World Soil Day: http://www.iuss.org/index.php?article_id=28, Stand 27.2.2014
- LEIFELD J., MÜLLER M., FUHRER J.: 2011: Peatland subsidence and carbon loss from drained temperate fens. *Soil Use and Management*, 27: 170-176.
- LEIFELD J., BASSIN S., FÜHRER J.: 2005: Carbon stocks in Swiss agricultural soils predicted by land-use, soil characteristics, and altitude. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105: 255-266.
- SHOTYK W., WEISS D., APPLEBY P.G., CHEBURKIN A.K., FREI R., GLOOR M., KRAMERS J., REESE S., VAN DER KNAAP W.O.: 1998: History of atmospheric Lead Deposition since 12'370 14C yr BP from a Peat Bog, Jura Mountains, Switzerland. *Science* 281, 1635-1640.
- VEREIN SEELAND.BIEL: 2013: Landwirtschaftliche Strukturverbesserung Seeland West, Modul 1: Analyse / Erhebung Ist-Zustand.
- VAN DER PLICHT J., VAN DER SANDEN W., AERTS A. T., STREURMAN H. J.: 2004: Dating bog bodies by means of 14C-AMS. *Journal of Archaeological Science*. 31, Nr. 4, 2004, ISSN 0305-4403, S. 471–491
- VON WYL B., DIETL W., WENGER D.: 1996: Zur Beweidung von Hoch und Flachmooren. In: *Moorschutz und Landwirtschaft*, BAFU.
- ZIHLMANN U. (Agroscope), CHERVET, A. (LANAT): 2014: Fruchtbarkeit durch Humusabbau gefährdet. In: *Schweizer Bauer*, Ausgabe vom 29.Januar 2014, S.18