

„Auswirkungen großflächiger Torfmooskultivierung nach
Schwarztorf-Abbau auf Biodiversität und
Treibhausgasfreisetzung“

(MoosKult)



Aktenzeichen: 33305/01-33/0

„Großflächige Torfmooskultivierung in Niedersachsen als
Folgenutzung nach Schwarztorf-Abbau
und ihr Potenzial für Klimaschutz und Biodiversität“

(KlimDivMoos)



Niedersächsisches Ministerium
für Ernährung, Landwirtschaft
und Verbraucherschutz

Geschäftszeichen: 105.1-3234/1-13-3



Abschlussbericht 2019

Gefördert durch: Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft,
und Verbraucherschutz
Calenberger Straße 2
30169 Hannover

und (wissenschaftliches Untersuchungsprogramm) durch:

Deutsche Bundesstiftung Umwelt
An der Bornau 2
49090 Osnabrück

Bearbeitung: Institut für Umweltplanung
Leibniz Universität Hannover
Herrenhäuser Straße 2
30419 Hannover

Ansprechpartner:

Prof. Dr. Michael Reich
reich@umwelt.uni-hannover.de
0511-762-4442 (Reich)
0511-762-2652 (Sekretariat)

Bearbeiter:

Lotta Zoch
zoch@umwelt.uni-hannover.de

Amanda Grobe
grobe@umwelt.uni-hannover.de

Projektpartner: Thünen-Institut für Agrarklimaschutz
Johann Heinrich von Thünen-Institut,
Bundesforschungsanstalt für Ländliche Räume, Wald und Fischerei
Bundesallee 65
38116 Braunschweig

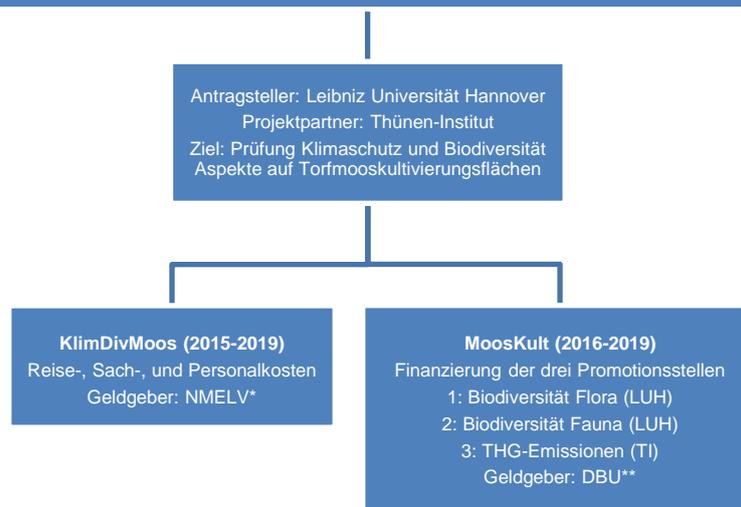
Ansprechpartnerin:

Dr.-Ing. Bärbel Tiemeyer
baerbel.tiemeyer@thuenen.de
0531-596-2644

Bearbeiter:

Jan Oestmann
jan.oestmann@thuenen.de

Großflächige Torfmooskultivierung in Niedersachsen als Folgenutzung nach Schwarztorf-Abbau



*Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (NMELV), ** Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

Zusammenfassung

Torfmooskultivierung gilt als eine neue klimaschonende und nachhaltige Nutzungsmöglichkeit von landwirtschaftlich vorgeutzten Hochmoorstandorten oder ehemaligen Torfabbauflächen. Durch die Animpfung der Flächen mit Torfmoosen können potenzielle Lebensräume für die Flora- und Fauna der Hochmoore geschaffen werden. Bei Erreichung der angestrebten naturnahen hydrologischen und somit torferhaltenden Bedingungen ist eine sehr starke Minderung der Emissionen von Treibhausgasen im Vergleich zu entwässerungsbasierter Nutzung von Hochmoorstandorten möglich.

Die Kultivierung von Torfmoosen wurde von 2015 bis 2019 auf zwei industriell abgebauten und stark zersetzten flachgründigen Schwarztorfflächen im Landkreis Emsland (Niedersachsen) praktisch erprobt und wissenschaftlich begleitet. Das Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover hat das Wachstum der Torfmoose und die Eignung der Kultivierungsflächen als Lebensraum für charakteristische Tier- und Pflanzenarten der Hochmoore erfasst. Die Treibhausgasbilanz der „moorbasierten“ Torfmoosproduktion wurde vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz aus Braunschweig untersucht. Dazu gehörte auch die Quantifizierung des Einflusses der Torfmoosernte auf die Treibhausgasbilanz der naturnahen Entnahmeflächen. Finanziert wurde die Studie vom Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, sowie der Deutschen Bundesstiftung Umwelt.

Das Projekt konnte zeigen, dass eine Kultivierung von Torfmoosen auch auf gering mächtigen und stark zersetzten Schwarztorfen möglich ist. Auf beiden Kultivierungsflächen haben sich die Torfmoose etabliert. Im Wachstum haben sich vor allem Unterschiede zwischen den Flächen gezeigt. Als Faktoren für ein positives Wachstum haben sich vor allem eine ausreichende Wasserverfügbarkeit, ein geeignetes Mikroklima und ausreichende Torfmächtigkeit herausgestellt. Insbesondere in der Initialphase ist eine stetige Bewässerung, aber auch eine Vermeidung von Überstau wichtig. Als Schutz vor Witterungseinflüssen hat sich eine Abdeckung mit Stroh bewährt, eine Abdeckung mit Vlies ist dagegen nicht empfehlenswert.

Die Biodiversität wurde nicht nur auf den Kultivierungsflächen, sondern auch auf zwei naturnahen Spenderflächen und zwei herkömmlichen Wiedervernässungsflächen erfasst. Auf den Kultivierungsflächen konnte sich eine hohe Anzahl an Pflanzenarten etablieren. Viele Arten wurden von den unterschiedlichen Spenderflächen übertragen. Zusätzlich sind auch Arten aus den Randbereichen eingewandert oder wurden mit der Strohabdeckung oder dem Bewässerungswasser eingetragen. Die Häufigkeit der nicht hochmoortypischen Arten war gering. Die Anzahl der hochmoortypischen Arten und der Rote-Liste Arten der Kultivierungsflächen war mit den naturnahen Referenzflächen vergleichbar, während die Artenvielfalt der Flora auf den herkömmlichen Wiedervernässungsflächen gering war.

Die Kultivierungsflächen konnten bereits nach zwei Jahren auch einigen Arten der Fauna einen (Teil-) Lebensraum bieten. Es konnten aus fast allen Artengruppen (Ausnahme Tagfalter) typische Hochmoorarten nachgewiesen werden. Bei den Vögeln scheinen die Flächen insbesondere für Bodenbrüter günstige Bedingungen zu bieten. Die Eignung von Kultivierungsflächen als Habitat für die Amphibien und die Libellenfauna hängt vor allem von der Form der Bewässerung ab. Bisher wurden

Exuvienfunde der Libellen sowie Laichballenfunde der Amphibien nur in den Gruppen erbracht. Die geringe Anzahl nachgewiesener Tagfalterarten ist vermutlich vor allem auf den fehlenden Windschutz auf den Flächen zurückzuführen. Bei den epigäischen Wirbellosen gehörten Spinnen (*Aranae*), Schnabelkerfe (*Hemiptera*) und Käfer (*Coleoptera*) zu den dominanten Ordnungen, wobei die Höhe der Torfmoose und der Gefäßpflanzen auf den Kultivierungsflächen einen signifikanten positiven Einfluss auf die Individuenzahl hatte.

Über einen Zeitraum von zwei Jahren wurde der Austausch der Treibhausgase Kohlendioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) gemessen. Die Torfmooskultivierungsflächen, Bewässerungsflächen, Dämme und eine spätere Teilentnahme der Biomasse (bisher geschätzt) miteinbezogen ergaben sich in diesem Projekt mittlere THG-Emissionen von ~5 bis 10 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹. In diesen Zahlen spiegeln sich sowohl die herausfordernden hydrologischen Bedingungen des stark zersetzten Schwarztorfes als auch der außerordentlich warme und trockene Sommer 2018 wieder. Der Treibhausgasaustausch der Torfmooskultivierungsflächen wurde stark von der Wasserverfügbarkeit und von der Zusammensetzung und Entwicklung der Vegetation beeinflusst. Generell führten niedrige Grundwasserflurabstände zu höheren CO₂-Emissionen. Auf Flächen mit einem hohen Anteil an Gefäßpflanzen wurden auch bei niedrigen Grundwasserflurabständen höhere CH₄-Emissionen gemessen und einzelne Flächen mit schwankenden Wasserständen und einer spärlichen Vegetation zeigten zeitweise stark erhöhte N₂O-Flüsse. Die CH₄-Emissionen des Bewässerungspolders waren niedriger als die der naturnahen Referenzfläche. Die Entnahmefläche erholte sich schnell, so dass ein Einfluss der Ernte auf die Treibhausgasbilanz im Wesentlichen nur im ersten Jahr nach der Ernte festgestellt werden konnte. Auch wenn die Kultivierungsflächen derzeit noch leichte CO₂-Quellen sind, können im Vergleich zu intensiv genutzten Hochmoorstandorten in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Annahmen zur „Referenznutzung“ dennoch Einsparungen zwischen 10 und 40 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ erreicht werden.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	8
1.1. Hintergrund.....	8
1.2. Projektziele.....	10
1.3. Projektverbund.....	10
2. Untersuchungsgebiete.....	11
2.1. Torfmooskultivierungsflächen.....	12
2.1.1. Drenth.....	12
2.1.2. Provinzialmoor.....	15
2.2. Naturnahe Moore/Spenderflächen.....	17
2.2.1. Meerkolk.....	17
2.2.2. Wildes Moor.....	17
2.3. Wiedervernässungsflächen.....	18
2.3.1. Bridge.....	18
2.3.2. Dreieck.....	19
3. Bodeneigenschaften, hydrometeorologische und hydrochemische Bedingungen.....	20
3.1. Bodeneigenschaften.....	20
3.1.1. Profilaufnahmen.....	20
3.1.2. Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit.....	22
3.2. Niederschlag und Temperaturen.....	22
3.3. Grundwasserflurabstände.....	23
3.4. Wasserqualität.....	24
4. Etablierung und Wachstum der Torfmoose.....	26
4.1. Anlass und Forschungsfragen.....	26
4.2. Methodik.....	27
4.3. Ergebnisse.....	27
4.4. Diskussion.....	30
5. Biodiversität der Flora.....	35
5.1. Anlass und Forschungsfragen.....	35
5.2. Methodik.....	35
5.3. Ergebnisse.....	36
5.4. Diskussion.....	40
6. Biodiversität der Fauna.....	43
6.1. Anlass und Forschungsfragen.....	43
6.2. Methodik.....	43
6.3. Ergebnisse.....	46
6.3.1. Vögel.....	46
6.3.2. Reptilien und Amphibien.....	47
6.3.3. Libellen.....	47

6.3.4.	Tagfalter.....	48
6.3.5.	Epigäische Wirbellose	49
6.4.	Diskussion	51
7.	THG-Austausch.....	54
7.1.	Anlass und Forschungsfragen.....	54
7.2.	Material und Methoden.....	55
7.2.1.	Aufbau der Messstationen.....	55
7.2.2.	Messung der Treibhausgasflüsse.....	56
7.2.3.	Berechnung von Treibhausgasflüssen und Jahresbilanzen.....	58
7.2.4.	Abschätzung der THG-Bilanz der moorbasierten Produktionskette.....	59
7.2.5.	Isotopenstudie	61
7.3.	Ergebnisse.....	62
7.3.1.	Treibhausgasaustausch in Abhängigkeit von Standort und Bewässerungsverfahren	62
7.3.2.	Einfluss der passiven Erwärmung auf die THG-Flüsse.....	65
7.3.3.	Isotopenstudie: ¹³ C-Pulse Labelling	66
7.4.	Treibhausgasbilanz der moorbasierten Produktionskette	68
7.5.	Diskussion	69
7.5.1.	Die THG-Bilanz der Torfmooskultivierung im Vergleich zur naturnahen Referenzfläche und Einfluss der Vegetationsentwicklung	69
7.5.2.	Einfluss von Ernte und Bewässerung auf die THG-Emissionen	71
7.5.3.	Resilienz gegenüber potentiellen Klimawandelbedingungen	73
7.5.4.	Die THG-Bilanz der gesamten moorbasierten Produktionskette	74
8.	Schlussfolgerungen.....	74
8.1.	Flächenanlage und Torfmooswachstum	74
8.2.	Biodiversität	75
8.3.	Klimaschutz	76
9.	Öffentlichkeitsarbeit.....	77
9.1.	Tagungen und Workshops	77
9.2.	Veröffentlichungen.....	79
10.	Literatur	79
11.	Danksagung	87

1. Einleitung

1.1. Hintergrund

Torfmooskultivierung gilt als eine neue, klimaschonende und nachhaltige Nutzungsmöglichkeit von landwirtschaftlich vorgemerkten Hochmoorstandorten oder ehemaligen Torfabbauflächen (GAUDIG et al. 2014, POULIOT et al. 2015). Aufgrund der Bewirtschaftung unter naturnahen hydrologischen Bedingungen zählt die Torfmooskultivierung zu den sogenannten Paludikulturen von Hochmoorböden (WICHTMANN et al. 2016). Bei der Kultivierung werden Torfmoos-Fragmente auf einem offenen Torfkörper ausgebracht. Aufgrund ihrer hohen Regenerationsfähigkeit treiben sie aus Fragmenten neu aus und bilden bei konstanter Wasserversorgung geschlossene, erntefähige Torfmoosrasen (QUINTY & ROCHEFORT 2003, GAUDIG et al. 2014, POULIOT et al. 2015). Wenn die angestrebten naturnahen hydrologischen und somit torferhaltenden Bedingungen erreicht werden können, sind bei der Torfmooskultivierung enorme Minderungen der Emissionen von Treibhausgasen (THG) im Vergleich zu entwässerungsbasierten Nutzungen von Hochmoorstandorten möglich, für die bei Grünlandnutzung derzeit von $18,2 \pm 10,9 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ausgegangen wird (TIEMEYER et al. 2016). Das ist insbesondere in einem moorreichen Bundesland wie Niedersachsen relevant, in dem 12% der gesamten THG-Emissionen aus der Nutzung entwässerter Moorstandorte stammen (NMU 2016).

GÜNTHER et al. (2017) und BEYER & HÖPER (2015) haben in *Sphagnum*-Paludikulturen Nettoaufnahmen von $-3,6 \pm 1,0$ bzw. $-7,3 \pm 1,8 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ gemessen. Diese Zahlen beziehen jedoch die Torfmoosernte noch nicht mit ein, bei der ein Teil des aufgenommenen Kohlenstoffs wieder entnommen wird. Um eine Gesamtbilanz für die Kultivierungsflächen aufstellen zu können, müssen zusätzlich Emissionen der Wasserflächen (Gräben, Polder) und weiterer Infrastruktur (Dämme etc.) sowie deren Flächenanteil quantifiziert werden. Für Gräben geben GÜNTHER et al. (2017) Emissionen von $10,8 \pm 0,1 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1}$ an, während für Polder auf Hochmoorflächen bisher noch keinerlei Zahlen vorliegen. Dies ist jedoch unverzichtbar, da teilweise sehr hohe Methanemissionen aus überstauten Niedermooren gemessen wurden (z.B. FRANZ et al. 2016). Daneben gibt es noch keine Daten zur Auswirkung der Torfmoosentnahme auf die THG-Bilanz der Spenderflächen.

Zunehmende starke Frühjahrs- und Sommertrockenheit könnten den Erfolg der Torfmooskultivierung gefährden, da trockene Sommer die Torfdegradation beschleunigen und Erfolge der Wiedervernässung von niedersächsischem Hochmooren beeinträchtigen (GLATZEL et al. 2006). Messungen in borealen und (sub)arktischen Gebieten haben jedoch gezeigt, dass die Auswirkungen einer Temperaturerhöhung sowohl auf die CO_2 -Bilanz (JOHNSON et al. 2013, PEARSON et al. 2015, SULLIVAN et al. 2008) als auch auf die Methanemissionen (TURETSKY et al. 2008, VAN WINDEN et al. 2012) uneinheitlich sind. Es gibt keinerlei vergleichbare Untersuchungen für mitteleuropäische Moore, und es ist bisher unklar, ob *Sphagnum*-Paludikulturen aufgrund des präzisen Wassermanagements eine höhere oder aufgrund des fehlenden Akrotelms eine geringere Resilienz gegenüber Klimawandelbedingungen aufweisen.

Bei der Vermehrung von Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) werden unterschiedliche Ziele verfolgt. Pflanzenbauliche Versuche zeigen, dass die Torfmoosbiomasse als alternativer Substrat- ausgangsstoff für den Erwerbsgartenbau geeignet ist. Sie kann aufgrund ähnlicher physikalischer und

chemischer Eigenschaften auch mit dem schwer ersetzbaren Weißtorf mithalten (GRANTZAU & GAUDIG 2005, EMMEL 2008, OBERPAUR et al. 2010, REINIKAINEN et al. 2012, JOBIN et al. 2014). Bei der Torfmooskultivierung kann die Torfmoosbiomasse alle drei bis fünf Jahre geerntet werden. Bei der Ernte wird die obere Torfmooschicht abgeschnitten, sodass weiterhin Torfmoose auf der Fläche verbleiben, die weiter wachsen können. Damit sind Torfmoose ein nachwachsender Rohstoff und eine nachhaltige Alternative zu Torf (POULIOT et al. 2015, WICHTMANN et al. 2016). Neben der Nutzung als Substrat werden Torfmoose auch gezielt vermehrt, um sie in Renaturierungsprojekten auszubringen. Durch die aktive Ausbringung von Torfmoosmaterial kann die Wiederansiedlung der typischen und torfbildenden Hochmoorvegetation initiiert und beschleunigt werden (MONEY 1994, VAN BREEMEN 1995, QUINTY & ROCHEFORT 2003, ROBROEK et al. 2009, GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, KAROFELD et al. 2016, CAPRON et al. 2018, HUGRON & ROCHEFORT 2018, RAABE et al. 2018).

In Deutschland sind heute aufgrund der Entwässerung für die land- und forstwirtschaftliche Kultivierung, die Nutzbarmachung als Siedlungsraum und den industriellen Torfabbau rund 99 % der naturnahen Moore stark degradiert oder zerstört (JOOSTEN & COUWENBERG 2001, LLUR 2012). Das hat zu einer starken Gefährdung der Lebensräume und Arten der Hochmoore geführt (SCHOPP-GUTH 1999, VON DRACHENFELS 1996, ALTMÜLLER & CLAUSNITZER 2010). Durch die Wiedervernässung und Etablierung von Torfmoosen im Rahmen der Torfmooskultivierung werden ständig nasse, saure und nährstoffarme Bedingungen geschaffen und somit potenzielle Lebensräume für typische und gefährdete Pflanzen- und Tierarten der Hochmoore (MUSTER et al. 2015, GAUDIG & KREBS 2016). Inwieweit diese Potenziale tatsächlich genutzt werden, ist jedoch noch weitgehend unbekannt, da es weltweit bisher nur wenige Pilotflächen zur Torfmooskultivierung gibt.

Pilotflächen wurden vor allem in Deutschland und in Kanada angelegt (LANDRY & ROCHEFORT 2009, GAUDIG et al. 2014; 2018, POULIOT et al. 2015, GRAF et al. 2017). Sie haben gezeigt, dass Torfmooskultivierung auf ehemaligem Grünland (GAUDIG et al. 2014), Schwimmträgern (BLIEVERNICHT et al. 2011; 2013, HOSHI 2017) und Abbaufächen mit mächtigen Resttorfen möglich ist (GAUDIG et al. 2017). Wie im Niedersächsischen Moorschutzprogramm Teil 1 (1981) vorgeschrieben, bleibt nach herkömmlichem Torfabbau meist nur eine dünne Schicht Schwarztorf von mindestens 50 cm zurück. Dieser Torf ist stark zersetzt und hat eine geringe hydraulische Leitfähigkeit im Vergleich zu schwach zersetztem Weißtorf (BADEN & EGGELSMANN 1963, BRUST et al. 2017). Auch auf landwirtschaftlich genutzten Standorten ist vielerorts der Weißtorf aufgrund von Mineralisierung verschwunden. Diese Bedingungen machen auf Schwarztorf die Aufrechterhaltung eines optimal hohen Wasserstands, der für das Wachstum der Torfmoose benötigt wird (HAYWARD & CLYMO 1983, POULIOT et al. 2015), zu einer besonderen Herausforderung.

1.2. Projektziele

In dem hier vorgestellten Projekt wird Torfmooskultivierung auf zwei stark zersetzten und industriell abgebauten Schwarztorfflächen erprobt. Die zentralen, übergeordneten Forschungsfragen des Projekts sind:

- Ist Torfmooskultivierung auch auf einer Schwarztorfschicht mit geringer Mächtigkeit möglich?
- Schaffen Torfmooskultivierungsflächen einen Lebensraum für die Flora und Fauna der Hochmoore?
- Wie verhält sich der Treibhausgasaustausch von Torfmooskultivierungsflächen und Bewässerungspoldern im Vergleich zu naturnahen Hochmooren?

1.3. Projektverbund

Für die Umsetzung und wissenschaftliche Begleitung der großflächigen experimentellen Torfmooskultivierung auf Schwarztorf hat sich ein Projektkonsortium zusammengefunden, das aus dem Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover, dem Thünen-Institut für Agrarklimaschutz und dem Substrathersteller Klasmann-Deilmann GmbH besteht (Abb. 1).

Das Institut für Umweltplanung der Leibniz Universität Hannover (LUH) hat das Wachstum der unterschiedlichen Torfmoosarten und die Eignung der Kultivierungsflächen als Lebensraum für charakteristische Tier- und Pflanzenarten der Hochmoore erfasst und bewertet. Die Treibhausgas-Bilanz der „moorbasierten“ Torfmoosproduktion wurde vom Thünen-Institut für Agrarklimaschutz (TI) aus Braunschweig untersucht. Die Kosten der Projektleitung (LUH), eines Technikers (TI) und von Hilfskräften (LUH, TI), die anfallenden Sachkosten (Messtechnik) sowie die Reisekosten für alle Projektmitarbeiter wurden im Projekt „KlimDivMoos“ durch das Niedersächsische Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (NMELV) übernommen. Das Projekt lief von September 2015 bis April 2019. Über die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) wurden drei Doktorandenstellen von Oktober 2016 bis September 2019 im Projekt „MoosKult“ finanziert, die die eigentlichen Feldarbeiten durchgeführt und die gewonnenen Daten ausgewertet haben.

Die Klasmann-Deilmann GmbH war verantwortlich für die Flächenbereitstellung, -einrichtung und das Flächenmanagement, d.h. v.a. für Bewässerung, Gruppenberäumung und Flächenpflege durch Mahd (KÖBBING 2018). In einem gesonderten Projekt namens SubstratMoos („Großflächige Torfmooskultivierung als Folgenutzung nach Schwarztorf-Abbau und ihr Potenzial zur nachhaltigen Produktion eines Substratausgangsstoffes als Torfersatz“, 2015-2018) wurde von der Klasmann-Deilmann GmbH geprüft, ob Torfmoose als nachwachsender Substratrohstoff in Niedersachsen wirtschaftlich produziert werden können. Das Projekt SubstratMoos wurde ebenfalls vom Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz gefördert (REF Abschlussbericht KD).

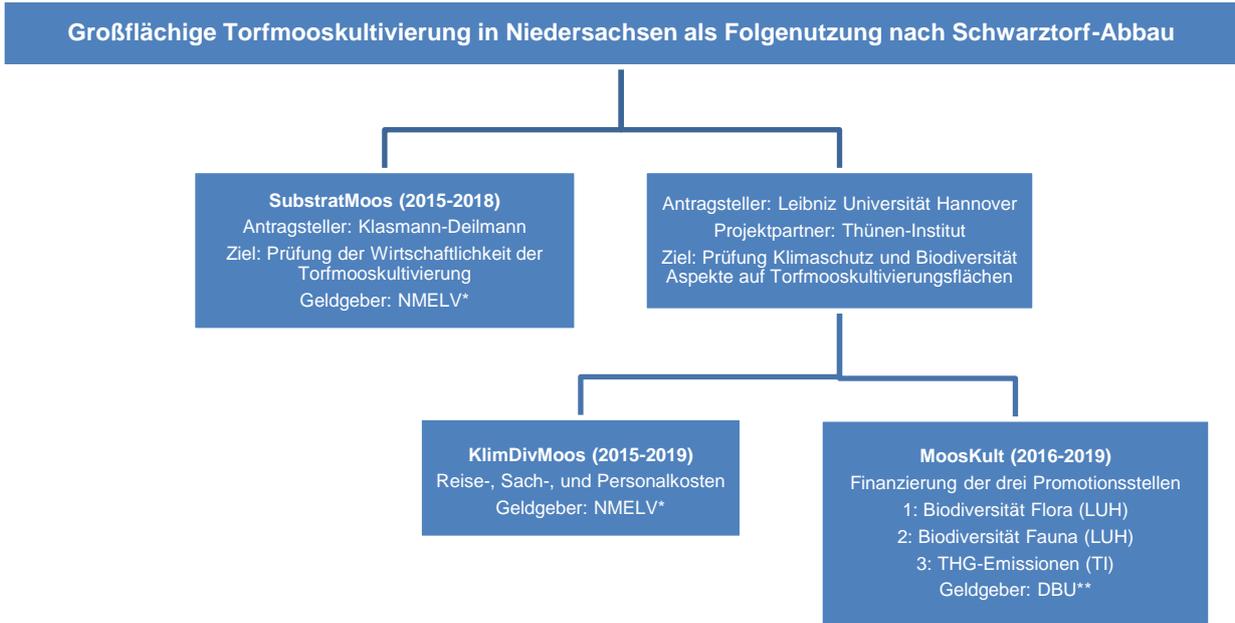


Abb. 1: Organisation des Gesamtprojekts zur großflächigen Torfmooskultivierung in Niedersachsen als Folgenutzung nach Schwarztorf-Abbau, Abkürzungen: *Niedersächsisches Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (NMELV), ** Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU).

2. Untersuchungsgebiete

In Zusammenarbeit mit der Substrathersteller Klasmann-Deilmann GmbH wurden zwei Torfmooskultivierungsflächen auf ehemaligen Torfabbaufächen (Frästorfverfahren) in der Nähe von Twist (Landkreis Emsland, Abb. 2, Kap. 2.1) eingerichtet (KÖBBING 2018). Bei dem verbliebenen Torf handelt es sich um Schwarztorfe (Zersetzungsgrade nach von Post: H7-H9) über Niedermoortorfen mit einer Gesamtmächtigkeit von 30 bis 100 cm (s. Kap. 3.1). Für die vergleichenden Untersuchungen zur Biodiversität und Treibhausgasbilanz wurden neben den Torfmooskultivierungsflächen auch naturnahe Moorflächen und Flächen von herkömmlichen Wiedervernässungsprojekten untersucht (Tab. 1).

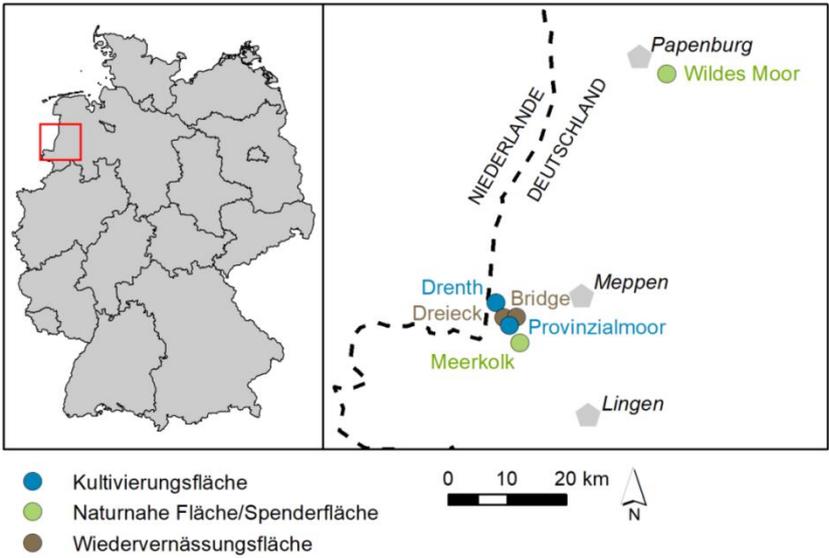


Abb. 2: Lage der Untersuchungsflächen im westlichen Niedersachsen.

Alle Untersuchungsgebiete liegen in der naturräumlichen Haupteinheit „Ostfriesisch-Oldenburgische Geest“, die stark von Landwirtschaft, wenigen Waldflächen und ausgedehnten, heute überwiegend kultivierten oder in Abtorfung befindlichen Mooren charakterisiert ist (DRACHENFELS 2010).

Bei den naturnahen Hochmoorflächen handelt es sich um Restbestände von nie oder nur in geringem Maße abgetorften und nur im geringen Umfang entwässerten Hochmooren (s. Kap. 2.2). Aufgrund ihrer gut erhaltenden Struktur und Vegetation dienen die Flächen im Projekt als naturnahe Referenz. Die naturnahen Flächen Wildes Moor und Meerkolk waren gleichzeitig zwei von insgesamt vier Spenderflächen, auf denen Torfmoose zur Beimpfung der Kultivierungsflächen geerntet wurde. Deshalb wurde hier zusätzlich der Einfluss der Torfmoosernte auf die Spenderflächen untersucht.

Bei den Wiedervernässungsflächen handelt es sich um ehemalige Abtorfungsflächen, die gemäß der geltenden Standards (BLANKENBURG 2004) mit dem Ziel der Hochmoorregeneration wiedervernässt wurden (s. Kap. 2.3). Hier haben keine Ausbringung von Torfmoosen oder andere gezielte Maßnahmen zur Steigerung der Biodiversität stattgefunden. Die Flächen dienen deshalb im Projekt als Referenz für eine herkömmliche Wiedervernässung.

Tab. 1: Untersuchungsgebiete mit Angabe der Untersuchungen.

Flächentyp	Name	Koordinaten	NHN [m]	Untersuchungen			
				Wachstum	Flora	Fauna	THG
Kultivierung	Drenth	52°41'07" N 07°04'58" E	17	Wachstum	Flora	Fauna	THG
Kultivierung	Provinzialmoor	52°40'00" N 07°06'27" E	16	Wachstum	Flora	Fauna	THG
Naturnah	Meerkolk	52°38'01" N 07°08'19" E	19		Flora	Fauna	THG
Naturnah	Wildes Moor	53°02'45" N 07°29'45" E	6		Flora	Fauna	
Wieder-vernässung	Bridge	52°40'25" N 07°07'15" E	16		Flora	Fauna	
Wieder-vernässung	Dreieck	52°40'05" N 07°06'02" E	16		Flora	Fauna	

2.1. Torfmooskultivierungsflächen

2.1.1. Drenth

Die Kultivierungsfläche Drenth wurde von der Klasmann-Deilmann GmbH auf einem Teilbereich einer Abtorfungsfläche in Twist angelegt, die sich im Besitz des Substratherstellers befindet (Abb. 3) Da die Abbaugenehmigung in diesem Teilbereich eine landwirtschaftliche Folgenutzung vorgesehen hat, konnte in Drenth eine kommerzielle Produktion von Torfmoosen getestet werden. Die Anlage der Kultivierungsfläche erfolgte in 2015 direkt nach Fertigstellung der Abtorfung. Die Kultivierungsfläche ist rund 5 ha groß und hat eine längliche Form (rund 1.000 m lang und 50 m breit). Auf den umgebenden Flächen fand während der Projektlaufzeit noch Torfabbau statt.



Abb. 3: Torfmooskultivierungsfläche Drenth (Foto: Klasmann-Deilmann GmbH, 13.10.2017)

Bei der Anlage wurde die Kultivierungsfläche Drenth in sieben Polder (jeweils ca. 0,4 ha) gegliedert (vgl. KÖBBING 2018, GRAF et al. 2017). Die Dämme wurden aus dem auf der Fläche vorhandenen Torf aufgeschoben. Eventuelle Höhenunterschiede wurden durch Planieren ausgeglichen. Für eine bessere Begehrbarkeit wurden auf der gesamten Fläche Bohlenwege verlegt.

Auf der Kultivierungsfläche Drenth wurden zwei Bewässerungssysteme getestet. Dabei wurde versucht, optimale Grundwasserflurabstände von ungefähr 10 cm unter Geländeoberkante einzustellen (KÖBBING 2018). In drei von insgesamt sechs Versuchspoldern (Abb. 4) wurden offene Gräben sog. Gruppen mit einer Tiefe von 0,3 m und einer Breite zwischen 0,5 m und 0,7 m maschinell angelegt. In den anderen drei Poldern wurden unterirdische Drainagerohre getestet (DN 80 perforiert), die alle 4 m in der Fläche verlegt wurden. Weil sich die Drainagerohre schon zu Beginn des Projektes nicht bewährt haben, wurden sie nach etwa einem Jahr (Frühjahr 2017) durch oberirdische Tröpfenschläuche (UNIRAM™ AS 20012) ergänzt. Sie haben einen Durchmesser von 1,75 cm und alle 50 cm eine Öffnung aus der 1,6 l pro Stunde auf die Fläche geleitet werden kann. Das dafür erforderliche Wasser stammt in Drenth aus zwei regengespeisten Rückhaltebecken mit einem Fassungsvermögen von zusammen 6000 m³. Bei Bedarf können die Rückhaltebecken mit einer elektrischen Grundwasserpumpe nachgefüllt werden, sodass auch bei geringen Niederschlägen dauerhaft Wasser vorhanden ist. Eine automatische Steuerungstechnik wurde zur effizienteren Wasserverteilung in der Fläche installiert. Um Überstau in Phasen mit hohem Niederschlag zu vermeiden, wurden zudem Überläufe installiert. Das überschüssige Wasser konnte zurück in die Rückhaltebecken geleitet werden.

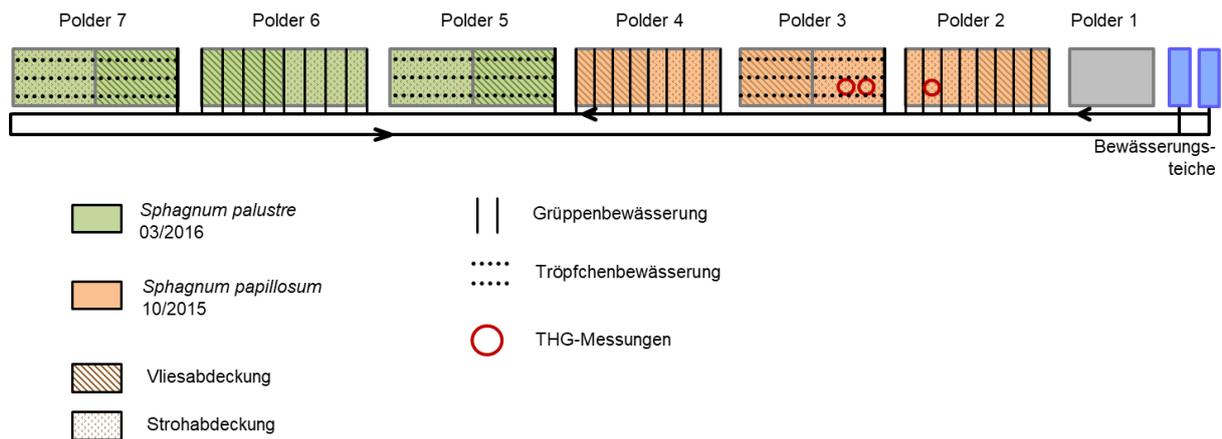


Abb. 4: Schematische Darstellung der Torfmooskultivierungsfläche Drenth mit den verwendeten Torfmoosarten, Herkunft, Beimpfungstermin, Bewässerungsart und Abdeckung.

Im Herbst 2015 und Frühjahr 2016 wurde in Zusammenarbeit mit der Klasmann-Deilmann GmbH jeweils die Hälfte der Fläche mit Torfmoosen von zwei unterschiedlichen Spendergebieten beimpft (Abb. 4), sodass eine Nettofläche von 2,5 ha mit Torfmoosen entstand (KÖBBING 2018). Die Torfmoose wurden zuvor manuell auf den Spenderflächen geerntet (s. Kap 2.2). Angelehnt an die kanadische Methode „Moss Layer Transfer Technique“ (QUINTY & ROCHEFORT 2003) und bisherige Torfmooskultivierungsversuche (POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2014, 2017), wurden die von den Spenderflächen gesammelten Torfmoosfragmente in einer dünnen Schicht (60 – 80 % Deckung) von Hand auf den vorbereiteten Flächen ausgestreut. Anschließend wurden die Fragmente mit einer Walze angedrückt, um den Kontakt der Fragmente mit dem Torf zu gewährleisten.

Auf der Kultivierungsfläche Drenth wurde der THG-Austausch an drei Varianten gemessen (detaillierte Beschreibung in Kap. 7). In Polder 2 wurde die Variante „Gruppenbewässerung“ (DGR) installiert, in Polder 3 die Varianten „Tröpfchenbewässerung“ (DTR) und „Erwärmung“ (DOT). Sämtliche Messungen fanden auf Flächen mit Strohabdeckung statt. Insbesondere in der Initialphase sind die ausgebrachten Torfmoosfragmente empfindlich und brauchen einen Schutz vor Witterungseinflüssen (QUINTY & ROCHEFORT 2003, CAMPEAU & ROCHEFORT 1996). Zum Schutz und zur Verbesserung der mikroklimatischen Bedingungen wurden zwei unterschiedlichen Materialien getestet (Abb. 4). Die häufig übliche Abdeckung mit Stroh wurde von Hand ausgebracht und danach mit einer Walze gefestigt. Eine andere Variante war die Abdeckung mit einem Schattiervlies, das für eine Beschattung von 50% sorgt. Das Vlies wurde direkt auf die Fragmente gelegt und an den Rändern mit Sandsäcken befestigt.

Um den Konkurrenzdruck durch Gefäßpflanzen zu verringern, wurde die Kultivierungsfläche ein- bis zweimal im Jahr mit einer Motorsense, einem Balkenmäher oder einem Mähroboter gemäht (vgl. KÖBBING 2018). Aufgewachsene Birken wurden im jungen Stadium von Hand entfernt. Wenn die Bewässerungsgräben verschlammte waren, wurden sie einmal im Jahr händisch ausgeräumt.

2.1.2. Provinzialmoor

Im Gegensatz zu Drenth wurde die Kultivierungsfläche Provinzialmoor von der Klasmann-Deilmann GmbH auf einer bereits 2008 wiedervernässten Abtorfungsfläche im gleichnamigen Naturschutzgebiet (NSG) angelegt (Abb. 5). Die Schutzgebietsverordnung des NSG „Provinzialmoor“ ermöglicht Maßnahmen zur Kultivierung von Torfmoosen sowie das Ernten dieser Moose zum Beimpfen von weiteren Wiedervernässungsflächen mit Torfmoosen auf Teilflächen, wenn dies dem Schutzzweck dient (Verordnung über das Naturschutzgebiet „Provinzialmoor“ in der Gemeinde Twist, Landkreis Emsland vom 16.12.2013). Die Kultivierung der Torfmoose fand im Provinzialmoor deshalb mit dem Ziel statt, die Torfmoose für andere Kultivierungs- oder Wiedervernässungsprojekte zu vermehren. Der genutzte Polder ist rund 5 ha groß und hat eine annähernd quadratische Form. Er befindet sich im Besitz der Klasmann-Deilmann GmbH. Bei den umgebenden Flächen handelt es sich um ebenfalls 2008 wiedervernässte Abtorfungsflächen.



Abb. 5: Torfmooskultivierungsfläche Provinzialmoor (Foto: Klasmann-Deilmann GmbH, 13.10.2017).

Bei der Anlage der Kultivierungsfläche Provinzialmoor in 2015 wurde das Wasser im zuvor überstauten Polder abgelassen (vgl. KÖBBING 2018, GRAF et al. 2017). Aufgrund des vorher gestauten Wassers befand sich die Fläche zu Beginn in einem relativ ebenen Zustand, so dass auf ein weiteres Planieren verzichtet wurde. Vorhandene Vegetation (v.a. *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum cuspidatum*) wurde zur Flächenvorbereitung entfernt.

Zur Be- und Entwässerung wurden die Fläche in den Jahren 2015 und 2016 schrittweise mit Gräben (0,3 m tief, zwischen 0,5 m und 0,7 m breit) ausgestattet (Abb. 6). Die Anlage erfolgte zum Teil maschinell mit einem Bagger oder einer Kabelfräse, zum Teil wurden die Gräben von Hand ausgehoben. Das Bewässerungswasser wurde mit Hilfe von Überläufen aus Bogenrohren, die manuell gesteuert werden, aus den angrenzenden Wiedervernässungspoldern eingeleitet. Das überschüssige Wasser wurde in einen nördlich der Fläche gelegenen Graben geleitet, der aktuelle Abtorfungsflächen in der Umgebung entwässert. Zusätzlich konnte bei Bedarf aus diesem Graben, mit

einer zweitweise aufgestellten Pumpe, Wasser in die Fläche geleitet werden. Um die Fläche begehbar machen zu können, wurden zusätzlich an den Gruppen Bohlen verlegt.

Das Provinzialmoor wurde in Zusammenarbeit mit der Klasmann-Deilmann GmbH in drei Etappen (Herbst 2015, Frühjahr 2016, Herbst 2016) mit Torfmoosen von vier unterschiedlichen Spendergebieten beimpft, sodass eine Nettofläche von 2,3 ha mit Torfmoosen entstand (KÖBBING 2018). Die Torfmoosfragmente wurden, wie auf der Kultivierungsfläche Drenth, manuell auf den Spenderflächen geerntet und anschließend in einer dünnen Schicht (30 – 80 % Deckung) per Hand ausgebracht (s. Kap. 2.1.1).

Auf dem Großteil der Fläche wurde zum Schutz der Torfmoosfragmente eine Strohabdeckung ausgebracht. Im ersten Teil der Fläche, die im Herbst 2015 mit *Sphagnum papillosum* beimpft wurde, wurde zudem die Abdeckung mit Schattiervlies getestet. Die Ausbringung der Abdeckungsvarianten erfolgte wie in Drenth (s. Kap. 2.1.1).

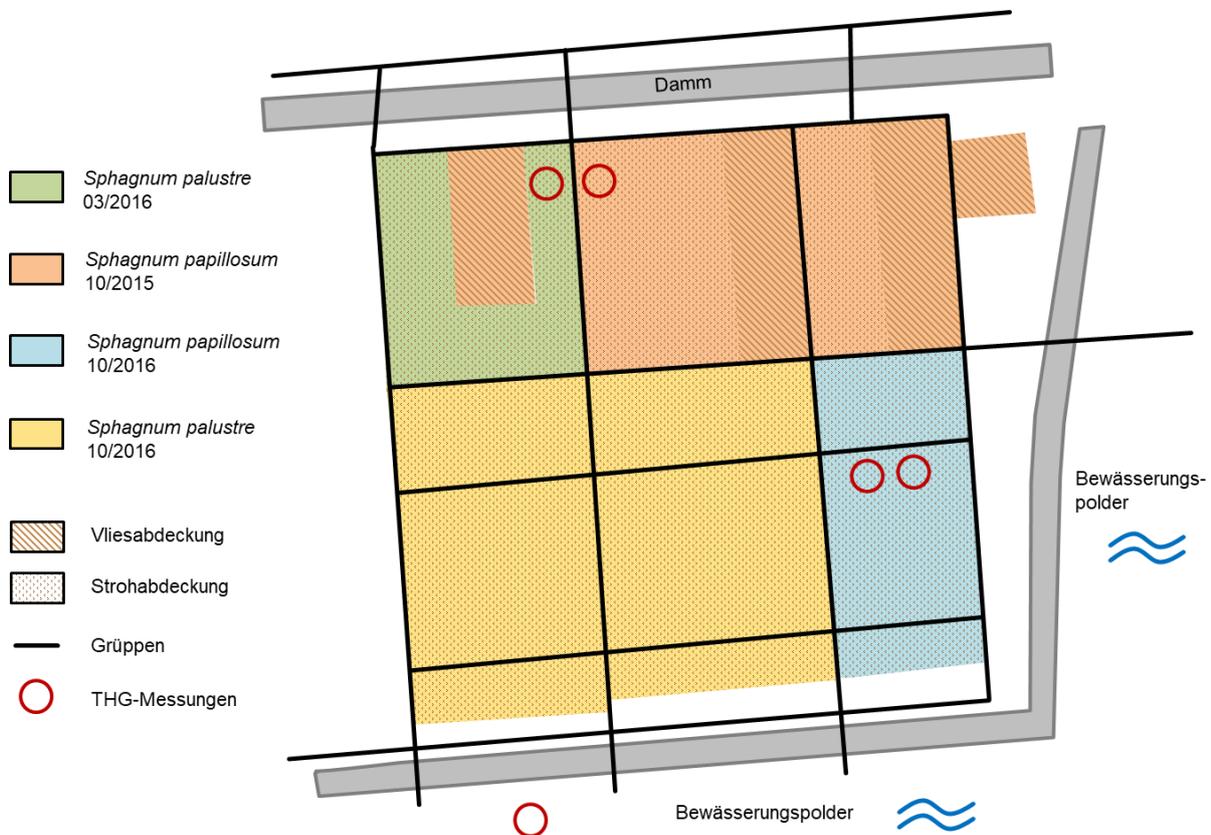


Abb. 6: Schematische Darstellung der Torfmooskultivierungsfläche Provinzialmoor mit den verwendeten Torfmoosarten, Herkunft, Beimpfungstermin, Bewässerungsart und Abdeckung.

Im nördlichen Teil des Provinzialmoors wurde der THG-Austausch in den Varianten „*Sphagnum papillosum*“ (PPP) und „*Sphagnum palustre*“ (PPL) gemessen, im südlichen Teil in den Varianten „Erwärmung“ (POT) und „Referenz“ (PRE). Eine Besonderheit stellt im Provinzialmoor die Messung im Bewässerungspolder (PPO) dar. Um auf der zeitweilig offenen Wasserfläche messen zu können, wurde ein Steg in den Polder hinein gebaut (s. Kap. 7.2.1).

Um den Konkurrenzdruck durch Gefäßpflanzen zu verringern, wurde die Kultivierungsfläche ein- bis zweimal im Jahr mit einer Motorsense, einem Balkenmäher oder einem Mähroboter

gemäht (vgl. KÖBBING 2018). Die Mahd erfolgte außerhalb der Brut- und Setzzeiten. Aufgewachsene Birken wurden im jungen Stadium von Hand entfernt. Wenn die Bewässerungsgräben verschlammmt sind, wurden sie einmal im Jahr händisch ausgeräumt.

2.2. Naturnahe Moore/Spenderflächen

2.2.1. Meerkolk

Im NSG „Meerkolk“ erfolgte die Untersuchung auf einem rund 4 ha großem Teilbereich eines heute eingedeichten Torfmoos-Schwingrasens (Abb. 7). Dabei handelt es sich um ein ehemaliges Moorage, das im Gegensatz zu den umliegenden Flächen nie abgetorft wurde und deshalb erhöht in der angrenzenden Agrarlandschaft liegt. Auf dem Schwingrasen finden sich umfangreiche Schlenken mit flutenden Torfmoosen, aber auch ein hoher Anteil an Bult-Torfmoosen. Am Übergang zum umgebenden Damm liegen zudem bis zu 1 m tiefe, dauerhaft wasserführende Gewässerstrukturen.

Die Torfmoosernte fand auf rund 0,6 ha im Meerkolk statt. Entsprechend der Ausnahmegenehmigung durch die Untere Naturschutzbehörde des Landkreis Emsland wurden jeweils maximal 50 % eines Bultes per Hand geerntet. Mit Hilfe von Handscheren wurden zunächst die Gefäßpflanzen abgeschnitten und beiseitegeschoben und dann die Torfmoose 5 cm tief abgeschnitten und eingesammelt.

Im Meerkolk wurde der THG-Austausch an den Varianten „Ernte“ (MER), „Erwärmung“ (MOT) und „Referenz“ (MRE) gemessen.



Abb. 7: Naturnahe Hochmoorfläche Meerkolk mit Schwingrasen (Foto: L. Zoch, 21.05.2018).

2.2.2. Wildes Moor

Im Landschaftsschutzgebiet (LSG) „Wildes Moor“ wurde eine Fläche von rund 4 ha erfasst, die als feuchteres Glockenheide-Hochmoordegenerationsstadium beschrieben werden kann (Abb. 8). Auf der Fläche existieren gut erhaltene Torfmoospolster aus Bult-Torfmoosen, durchsetzt mit Schlenken. Die Fläche wurde nur in geringem Maße durch Weißtorfabbau geprägt. Sie wird von ehemaligen

Entwässerungsgräben durchzogen, die jedoch 1985 gestaut wurden und deshalb bereits stark verlandet sind. Auf der Fläche befindet sich zudem ein rund 100 m² großer und rund 1,6 m tiefer Weiher. An das Untersuchungsgebiet grenzen Wälder und abgetorfte Wiedervernässungsflächen an.

Die Torfmoosernte fand auf rund 1 ha im Wilden Moor statt. Die Ernte erfolgte wie im Meerkolk entsprechend der Ausnahmegenehmigung durch die Untere Naturschutzbehörde des Landkreis Emsland (s. Kap. 2.2.1).



Abb. 8: Naturnahe Hochmoorfläche Wildes Moor (Foto: L. Zoch, 01.08.2016).

2.3. Wiedervernässungsflächen

2.3.1. Bridge

Bei der Wiedervernässungsfläche Bridge handelt es sich um den Teilbereich (rund 4 ha) einer in 1999 wiedervernässten Abtorfungsfläche im NSG „Provinzialmoor“ in der näheren Umgebung zu der Torfmooskultivierungsfläche Provinzialmoor. Die Fläche wurde im Rahmen des internationalen BRIDGE-Projekts wiedervernässt (BLANKENBURG & TONNIS 2004). Die untersuchte Fläche weist keine offenen Wasserflächen auf. Es hat sich ein dichter Bestand aus Wollgras und Pfeifengras mit vereinzelt Schlenken-Torfmoosbestände gebildet (Abb. 9). In den Randbereichen finden sich Birkenbestände.



Abb. 9: Wiedervernässungsfläche Bridge (Foto: L. Zoch, 02.05.2018).

2.3.2. Dreieck

Bei der Wiedervernässungsfläche Dreieck handelt es sich um einen 2008 wiedervernässten, rund 4 ha großen Polder auf einer ehemaligen Abtorfungsfläche. Der Polder befindet sich ebenfalls im NSG „Provinzialmoor“ in der näheren Umgebung zu der Torfmooskultivierungsfläche Provinzialmoor. Aufgrund der dreieckigen Polderform wird die Fläche in diesem Projekt als „Dreieck“ bezeichnet. Während der Polder im Winter flächig überstaut ist (bis zu 0,5 m), trocknet er im Sommer in der Regel bis auf kleine Wasserstellen aus (Abb. 10). Durch ein relativ unebenes Relief wird die Wasserfläche in mehrere Teilbereiche gegliedert und von Vegetation durchzogen. Die Fläche wird von einem Torfdamm abgegrenzt und ist von weiteren, ähnlich strukturierten Wiedervernässungspoldern umgeben.



Abb. 10: Wiedervernässungsfläche Dreieck im Sommer mit zurückgetrockneter Wasserfläche (Foto: L. Zoch, 22.06.2017).

3. Bodeneigenschaften, hydrometeorologische und hydrochemische Bedingungen

3.1. Bodeneigenschaften

3.1.1. Profilaufnahmen

In der Nähe der Standorte der THG-Messungen wurden Profilgruben angelegt (bis zum Mineralboden, im Meerkolk: 30 cm tiefer Flachscharf) und nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (AD-HOC-AG BODEN, 2005) angesprochen. Bei allen Profilen handelt es sich im Normhochmoore. In Drenth war die Torfmächtigkeit an den Messstandorten mit 40 bis 43 cm gering (Abb. 11a und b). An beiden Standorten unterlagerte mittel zersetzter (Zersetzungsgrade nach von Post: H5 bis H7) Niedermoororf mittel bis stark zersetzte (H5 bis H8) Hochmoortorfe. Die oberen 15 cm bildeten *Sphagnum*-Torfe mit Beimengungen von Reisern sowie Birken- und Kiefernholz, darunter fanden sich Wollgrastorfe bzw. stark wollgrashaltige *Sphagnum*-Torfe. Der Niedermoor- bzw. Radzellentorf wies erhebliche Beimengungen an v.a. Birkenholz und Schilf, aber auch an Schachtelhalm und Kiefernresten auf. Zwischen Torf und Mineralboden wurde eine gering mächtige Organomudde angetroffen.

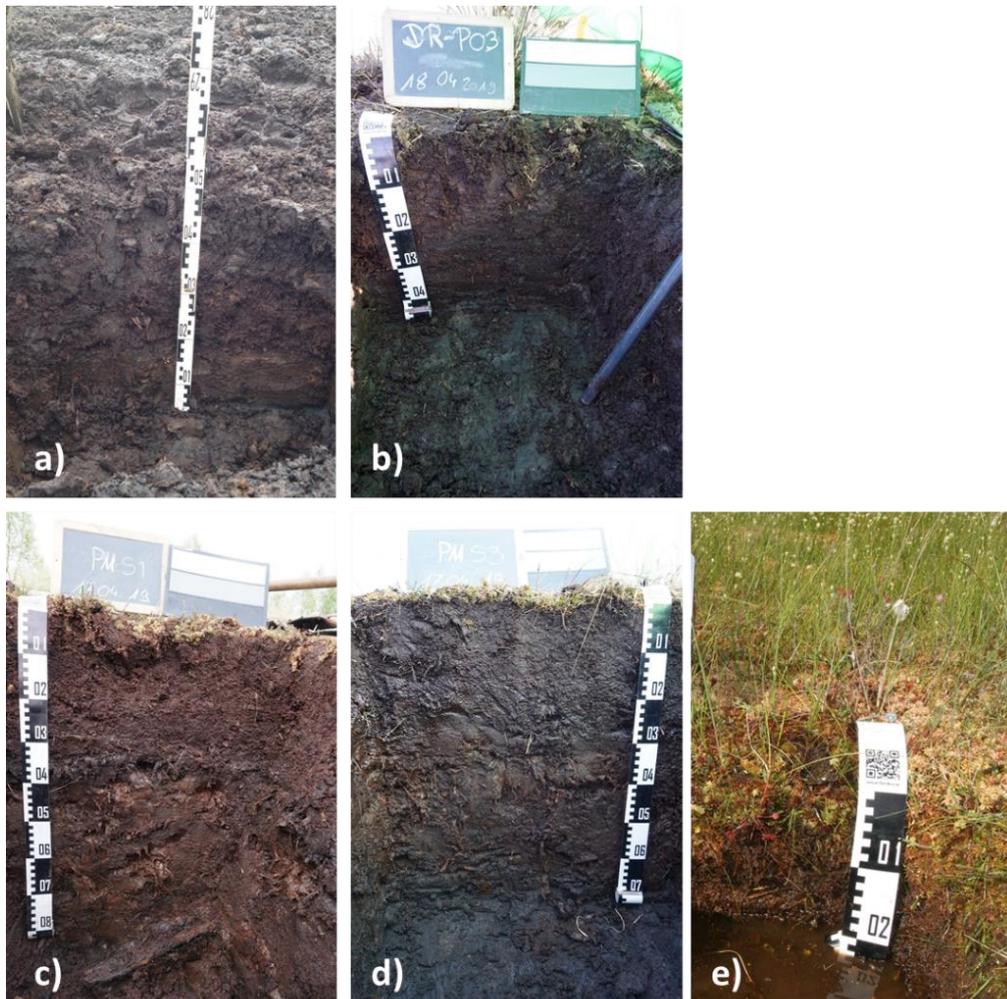


Abb. 11: Profilaufnahmen in a) Drenth „Gruppenbewässerung“, b) Drenth „Tröpfchenbewässerung“, c) im nördlichen und d) im südlichen Teil des Provinzialmoores sowie e) in der naturnahen Referenzfläche Meerkolk (Fotos: Ullrich Dettmann (a), Arndt Piayda (b, c, d), Bärbel Tiemeyer (e)).

Im Provinzialmoor wurden ebenfalls zwei Profile aufgenommen. Im nördlichen Teil (THG-Varianten PPL und PPP) wurden 80 cm mittel zersetzter (H5-H7) Hochmoortorf mit 80 cm über 15 cm 15 cm stark zersetztem Niedermoortorf (H8) kartiert Abb. 11c). Im südlichen Teil (THG-Varianten POT und PRE) war der Hochmoortorf mit 65 cm etwas geringmächtiger und überlagerte 15 cm stark zersetztem (H8) Niedermoortorf Abb. 11d). Unter dem Torf steht ein fossiler Gley aus stark schluffigem Sand an. Wie in Drenth geht der *Sphagnum*-Torf (hier 0 bis ca. 30 cm) an beiden Standorten in einen *Sphagnum*-Wollgrastorf über, wobei Beimengungen von verschiedenen Reisern und teilweise auch Blasenbinse zu finden sind. Im Niedermoor- bzw. Radzellentorf finden sich Beimengungen von vor allem Birkenholz, aber auch Kiefernholz, Reisern und Wollgras.

Bei der naturnahen Referenzfläche Meerkolk (Abb. 11e) handelt es sich um einen verlandenden ehemaligen Hochmoorkolk. Neben den dominierenden *Sphagnum*-Torfen finden sich geringe Beimengungen an Wollgras, Reisern und, in tieferen Horizonten, Schachtelhalm. Die oberen 53 cm sind im Meerkolk sehr schwach bis schwach zersetzter (H1, H2 und H3) Weißtorf. Die oberen 30 cm sind stark bis sehr stark durchwurzelt, die darunterliegenden 35 cm mittelstark bis schwach. Auf einen gering mächtigen mittelstark zersetztem (H6) Horizont folgen ca. 300 cm stark bis sehr stark (H7 bis H9) zersetzter Schwarztorf. Zwischen 127 und 230 cm hat dieser einen extrem hohen Wassergehalt (ehemaliges Moorage) und ist entsprechend locker gelagert. Unter dem insgesamt 350 cm mächtigen Torfkörper folgte ein fossiler Gley.

Im April 2018 wurde die Torfmächtigkeit in Drenth und im Provinzialmoor zusätzlich an verschiedenen über die gesamte Fläche verteilten Punkten mit einem Bohrstock kartiert. In Drenth nahm die Torfmächtigkeit von Ost nach West, also von Polder 2 zu Polder 7, zu. Während sie in der Nähe der Messplots der THG-Messungen (Polder 2 und 3) wie auch bei der Profilaufnahme festgestellt nur 46 ± 7 cm beträgt, wurden im mittleren Teil (Polder 3 und 4) 62 ± 11 cm und im westlichen Teil (Polder 6 und 7) 80 ± 14 cm gemessen. Im Provinzialmoor wurde an insgesamt 23 Punkten gebohrt und eine signifikant höhere mittlere Torfmächtigkeit von 91 ± 7 cm festgestellt (Abb. 12), was ebenfalls mit den Profilaufnahmen übereinstimmt.

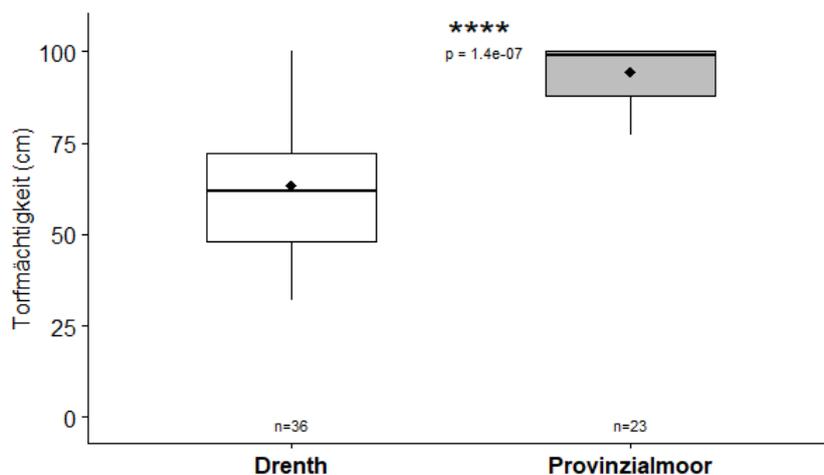


Abb. 12: Verteilung der in Drenth und im Provinzialmoor aufgenommenen Torfmächtigkeiten (in cm). Die Kartierung wurde am 20.04.2018 durchgeführt.

3.1.2. Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

In Drenth und im Provinzialmoor wurde die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit k_s im Gelände mittels Bohrlochmethode in der Umgebung der Treibhausgasmessplots gemessen. Bei dieser Methode wird aus einem Bohrloch Wasser entnommen und der Wiederanstieg des Wasserspiegels zeitlich hoch aufgelöst mit Datenloggern gemessen. Die Auswertung erfolgte nach HVORSLEV (1951). Die Grundwasserflurabstände waren während des Versuchs flurnah, so dass die Ergebnisse für Tiefen zwischen etwa 5 und 30 cm gelten.

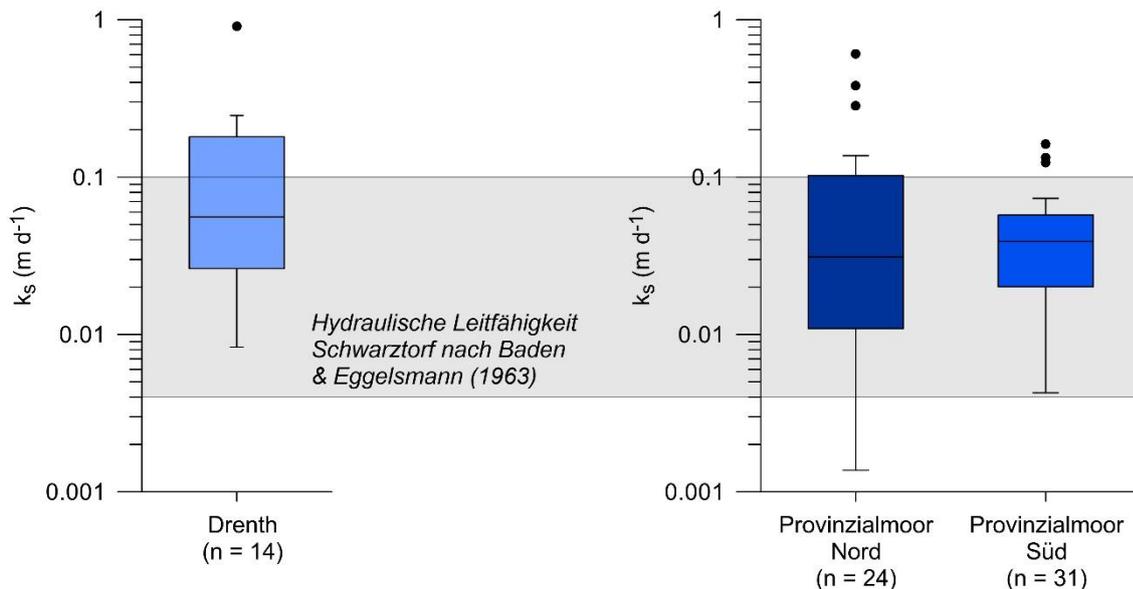


Abb. 13: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit k_s (Bohrlochmethode) in Drenth und im Provinzialmoor.

Tendenziell wurden im Provinzialmoor niedrigere hydraulische Leitfähigkeiten als in Drenth gemessen, die Unterschiede waren jedoch nicht statistisch signifikant (*Generalized Least Squares*-Modell mit Berücksichtigung der Varianzhomogenität, *post-hoc* Test mit Bonferroni-Korrektur). Die Ergebnisse entsprachen typischen k_s -Werten von Schwarztorfen (Baden & Eggelsmann, 1963) (Abb. 13). Eine starke räumliche Variabilität von mehr als einer Größenordnung ist generell typisch für k_s -Werte.

3.2. Niederschlag und Temperaturen

Das Klima im Untersuchungsgebiet ist atlantisch geprägt, mit einer durchschnittlichen jährlichen Niederschlagsmenge von 791 mm und einer durchschnittlichen Temperatur von 9,8 °C (1971 – 2000, Station Lingen, Daten des Deutschen Wetterdienstes, Abb. 14). Die Niederschlagsmenge lag 2016 mit 677 mm unter dem langjährigen Mittel. Während 2017 trotz eines trockenen Frühsommers die Niederschlagsmenge mit 841 mm über dem Langzeitmittel lag, war 2018 mit 561 mm das trockenste Jahr seit 1960. Von Juni 2018 bis November 2018 fiel kaum Niederschlag. Die Jahresdurchschnittstemperatur (Lufttemperatur in 2m Höhe) der Versuchsjahre 2016 (10,5 °C), 2017 (10,7 °C) und 2018 (11,5 °C) lagen deutlich über dem langjährigen Mittel (1971 – 2000), 2018 war in Lingen das zweitwärmste Jahr seit Beginn der Aufzeichnungen.

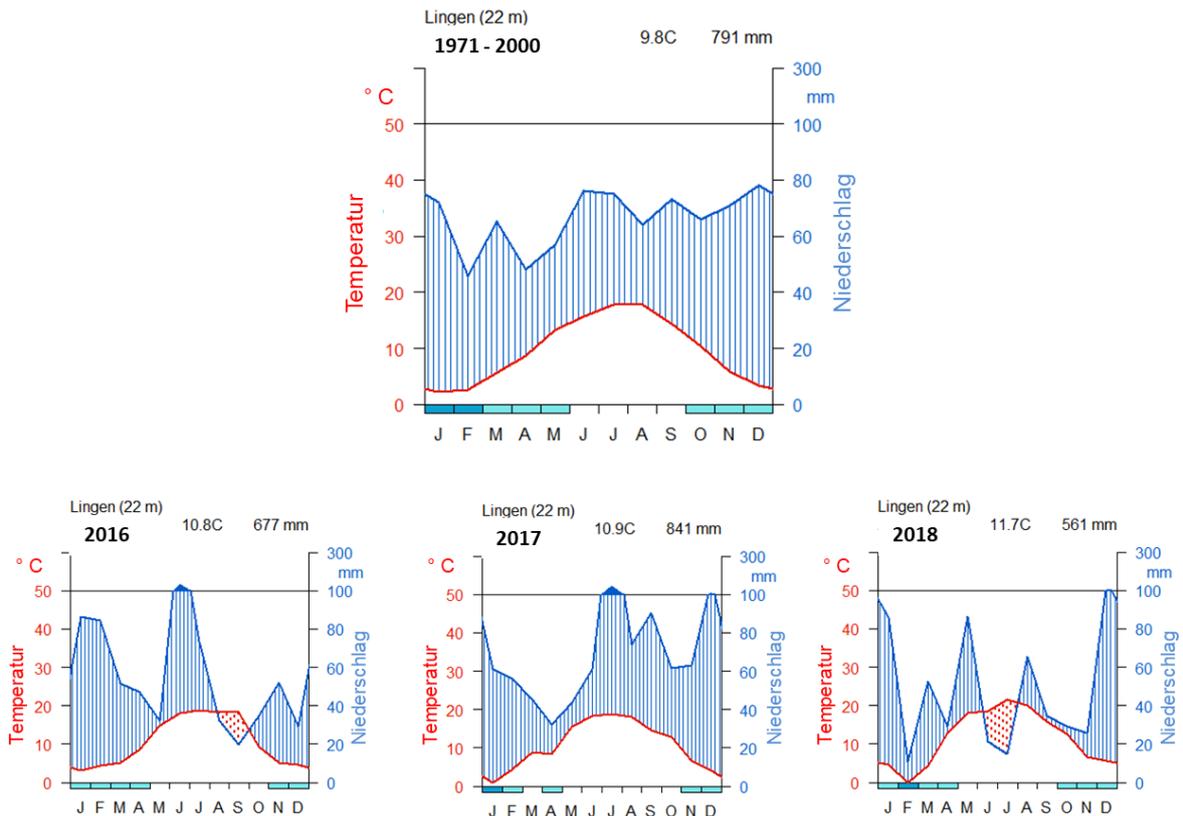


Abb. 14: Klimadiagramme des langjährigen Mittels (1971-2000) (oben) und der Jahre 2016, 2017, 2018 (unten), Station Lingen, (Daten: DWD 2019).

3.3. Grundwasserflurabstände

An den Messvarianten der Treibhausgasmessungen wurde ab März 2017 der Wasserstand in Intervallen von 15 Minuten aufgezeichnet (Van Essen Instruments, Delft, Niederlande).

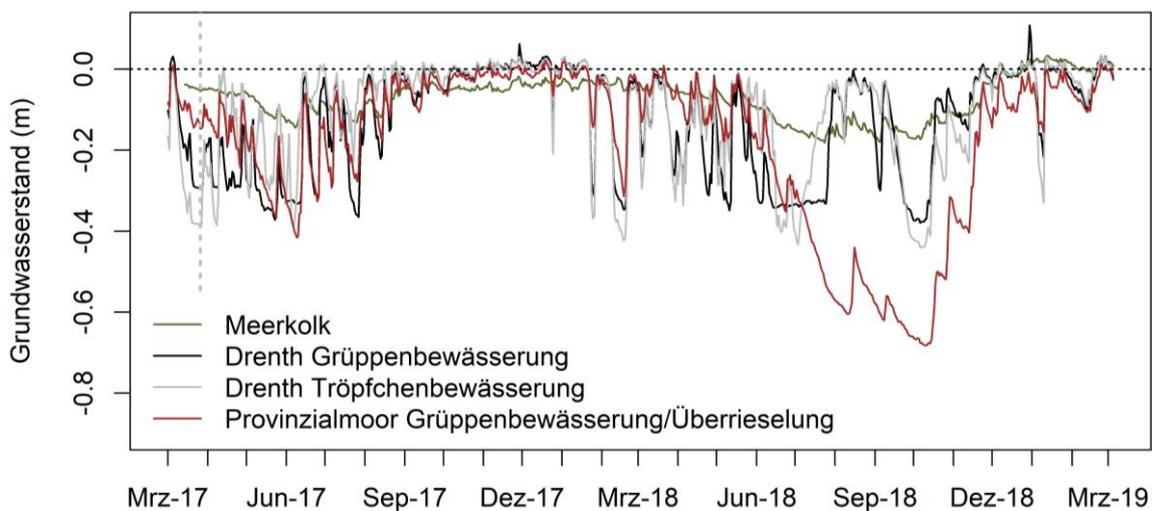


Abb. 15: Grundwasserflurabstände der naturnahen Referenzfläche „Meerkolk“ und der drei Wassermanagementvarianten „Gruppenbewässerung“ (Drenth DGR), „Tröpfchenbewässerung“ (Drenth Mittelwert aus DTR und DOT) und „Gruppenbewässerung/Überrieselung“ (Provinzialmoor Mittelwert aus PPL, PPP, PRE und POT). Senkrechte Linie: Installation der Tröpfchenbewässerung am 11.04.2017 (DTR und DOT).

Typisch für einen naturnahen Hochmoorstandort waren die Wasserstände im Meerkolk ganzjährig nahe der Geländeoberfläche (im Mittel 7 cm) und fielen auch im sehr trockenen Sommer 2018 nicht tiefer als 20 cm unter Gelände (Abb. 15). In den Kultivierungsflächen Drenth und Provinzialmoor war der *mittlere* Grundwasserstand ebenfalls hoch, schwankte im Jahresverlauf aber sehr stark. Über den gesamten Messzeitraum lagen dort die mittleren Grundwasserflurabstände in Drenth bei 12 cm (11 cm im Polder mit Tröpfchenbewässerung, 13 cm im Polder mit Gruppenbewässerung), im Provinzialmoor bei 18 cm. Die Installation der Tröpfchenbewässerung im April 2017 zeigte einen deutlichen Effekt auf die Grundwasserstände und hob die anfänglich unter denen der Gruppenbewässerung liegenden Wasserstände deutlich an. In den trockenen Sommermonaten beider Messjahre fiel der Wasserstand über einige Wochen auf 40 cm unter der Geländeoberkante. In den über Gruppen bewässerten Flächen in Drenth waren die Wasserstände im Juli 2018 vermutlich sogar tiefer. Dies konnte allerdings nicht gemessen werden, da aufgrund des geringmächtigen Torfs in Drenth nur 50 cm lange Pegelrohre eingebaut werden konnten. Im Sommer 2018 lagen die Wasserstände im Provinzialmoor sogar für einige Wochen unter 50 cm unter der Geländeoberkante. Da der Bewässerungspolder ausgetrocknet war, konnte im Gegensatz zu Drenth in dieser Phase das Wasserdefizit nicht durch Bewässerung kompensiert werden (Abb. 15).

3.4. Wasserqualität

Proben zur Analyse der Wasserqualität wurden im zwei bis dreiwöchentlichen Turnus an den Terminen der Methan-/Lachgas-Messungen entnommen. Die Probenahme an den THG-Messplots erfolgte aus den Pegelrohren, die nicht mit Datenloggern ausgestattet waren. Aufgrund der Trockenheit war in den Sommermonaten eine Probenahme in den Pegelrohren und im Polder teilweise nicht möglich. Neben den Pegelrohren an den Messplots wurden auch das Bewässerungswasser sowie der Abfluss aus den Versuchsflächen beprobt. Insgesamt wurden 838 Wasserproben genommen und analysiert.

Die pH-Werte und die elektrische Leitfähigkeit wurden im Gelände bzw. am Tag der Probenahme gemessen (WTW). Die Wasserproben wurden nach Rückkehr ins Labor auf 0,45 µm gefiltert (PES Membranfilter, Pall Life Science) und bis zur Messung der Konzentrationen von gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) bei 4°C gelagert. Die DOC-Messung erfolgte mittels Verbrennung bei 850°C und Infrarotdetektion (DIMATOC 2000, Dimatec GmbH). Teilproben für die Messung der Konzentrationen von Nitrat (NO_3^-), Ammonium (NH_4^+), Phosphat (PO_4^{2-}) und Sulfat (SO_4^{2-}) wurden bis zur ionenchromatographischen Analyse (850 Professional Ion Chromatograph, Metrohm) bei -20°C eingefroren.

Tab. 2: Übersicht über die Wasserqualität in Drenth (DR), Provinzial (PM) und Meerkolk (MK) (Mittelwerte der Probenahmen zwischen 01.03.2017 und 14.03.2019). LF = elektrische Leitfähigkeit, DOC = gelöster organischer Kohlenstoff. PM Nord ist der Mittelwert aus den Varianten „PPP“ und „PPL“, PM Süd der Mittelwert der Varianten „PRE“ und „POT“. Bei den Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass aufgrund von Trockenheit nicht an allen Terminen an allen Standorte Proben entnommen werden konnten.

Gebiet	Standort	pH (-)	LF ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	DOC (mg l^{-1})	NO_3^- (mg l^{-1})	NH_4^+ (mg l^{-1})	PO_4^{2-} (mg l^{-1})	SO_4^{2-} (mg l^{-1})
DR	Alter Teich	6,2 ± 1,1	166 ± 71	44 ± 18	3,5 ± 4,2	0,8 ± 0,8	0,10 ± 0,14	9,8 ± 3,4
DR	Neuer Teich	4,5 ± 0,8	132 ± 30	61 ± 19	4,7 ± 4,7	0,9 ± 0,6	0,03 ± 0,07	13,1 ± 4,9
DR	Tröpfchen- bewässerung	4,3 ± 0,5	124 ± 29	68 ± 20	0,6 ± 1,6	1,5 ± 1,1	0,10 ± 0,14	5,9 ± 4,5
DR	Gruppen- bewässerung	4,5 ± 0,6	158 ± 53	69 ± 20	4,1 ± 8,4	5,4 ± 2,0	0,01 ± 0,02	7,6 ± 3,9
PM	Polder	4,2 ± 0,3	93 ± 30	43 ± 19	0,4 ± 0,2	0,9 ± 0,7	0,02 ± 0,06	1,2 ± 0,7
PM	Nord (frühe Ausbringung)	4,5 ± 0,4	107 ± 27	48 ± 15	0,5 ± 1,8	1,9 ± 1,3	0,07 ± 0,17	2,7 ± 2,4
PM	Süd (späte Ausbringung)	4,2 ± 0,3	139 ± 25	87 ± 30	0,2 ± 0,3	2,0 ± 1,4	0,12 ± 0,27	5,8 ± 3,3
PM	Abfluss	4,3 ± 0,3	86 ± 25	49 ± 19	0,2 ± 0,2	0,3 ± 0,5	0,01 ± 0,04	1,6 ± 1,4
MK	Alle Varianten	4,6 ± 0,4	53 ± 15	30 ± 13	0,1 ± 0,1	0,6 ± 0,4	0,02 ± 0,05	0,5 ± 0,3

Die mittlere Wasserqualität (Tab. 2) am Standort Meerkolk entspricht mit kaum nachweisbaren Nitrat- und Phosphatkonzentrationen, einer geringen elektrischen Leitfähigkeit und sauren pH-Werten einem typischen Hochmoorstandort in einer agrarisch geprägten Landschaft (FRANK et al., 2014). Auch die Konzentrationen an gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) sind als typisch oder sogar recht niedrig (FRANK et al., 2014) einzuordnen. Die Kultivierungsflächen ähneln der naturnahen Fläche, haben jedoch höhere elektrische Leitfähigkeiten, höhere Nährstoffkonzentrationen und deutlich höhere DOC-Konzentrationen. Interessant sind die höheren Nitratkonzentrationen der Variante „Gruppenbewässerung“. Mit Ausnahme dieser Variante werden NO_3^- und SO_4^{2-} in der Fläche anscheinend reduziert. Im Provinzialmoor sind die SO_4^{2-} -Konzentrationen im Pegelwasser höher als im Zu- und Abfluss. Eine Phosphatmobilisierung tritt im Polder im Gegensatz zu Poldern in Niedermoorgebieten (ZAK et al., 2008) nicht auf. Zwar sind die Phosphatkonzentrationen in den Flächen im Provinzialmoor im Vergleich zum Polder erhöht, die Werte im Abfluss unterscheiden sich jedoch nicht vom Zulauf.

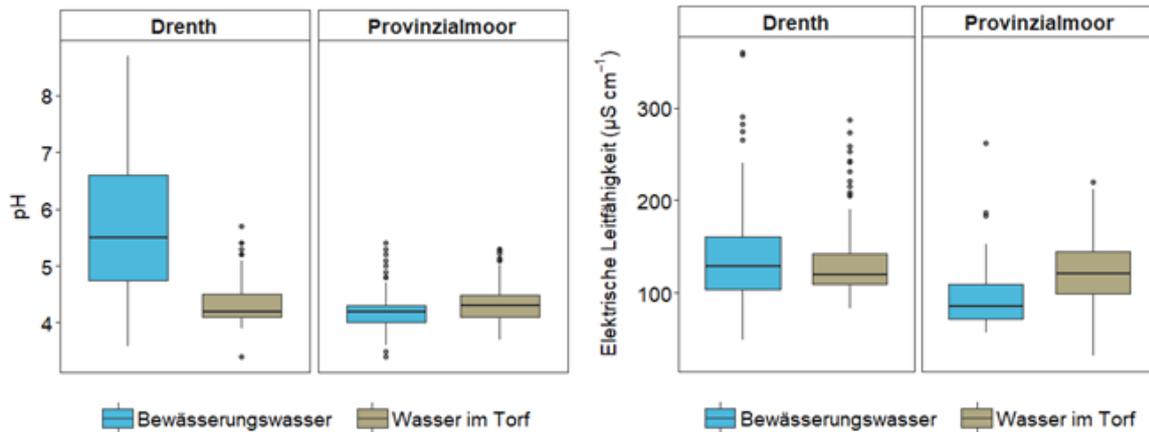


Abb. 16: pH-Werte und elektrische Leitfähigkeiten im Bewässerungswasser und im Bodenwasser in der Fläche (Pegelrohre der THG-Varianten). Es ist zu berücksichtigen, dass aufgrund von Trockenheit nicht an allen Terminen an allen Standorte Proben entnommen werden konnten.

Das Bewässerungswasser in Drenth ist nicht ideal, insbesondere wurden teilweise hohe pH-Werte gemessen (Abb. 16 links). Es wurde hier in trockenen Sommermonaten zeitweise Grundwasser in den Bewässerungsteich gepumpt, um eine ausreichende Bewässerung der Kultivierungsflächen zu gewährleisten. In den Pegeln auf der Fläche wurden allerdings keine erhöhten pH-Werte gemessen, sie unterschieden sich in ihrer Höhe nicht von den Werten aus dem Provinzialmoor. Nach Grundwassereinleitung wurden außerdem höhere elektrische Leitfähigkeiten gemessen, auch die Leitfähigkeiten in der Kultivierungsfläche stiegen in dieser Zeit. Im Mittel ist jedoch kein Unterschied zu den elektrischen Leitfähigkeiten in den Flächen im Provinzialmoor festzustellen (Abb. 16 rechts). Erhöhte Calcium-Konzentrationen könnten ebenfalls einen Einfluss auf das Torfmooswachstum haben, die Analyse entsprechender Daten steht jedoch noch aus.

4. Etablierung und Wachstum der Torfmoose

4.1. Anlass und Forschungsfragen

Bei der Kultivierung von Torfmoosen als nachwachsenden Rohstoff sollen möglichst hohe Erträge erzielt werden (GAUDIG et al. 2018). Deshalb ist es von besonderem Interesse, wie die Torfmoose auf den Kultivierungsflächen gewachsen sind und welche Faktoren das Wachstum beeinflussen. Dazu wurden folgende Forschungsfragen bearbeitet:

- Wie sind die Torfmoose auf den Kultivierungsflächen gewachsen?
- Welche Unterschiede zeigen sich zwischen den Kultivierungsflächen und Anbauvarianten?
- Welche Faktoren haben das Wachstum beeinflusst?

4.2. Methodik

Die Etablierung und das Wachstum der Torfmoose wurde über zwei Jahre (Herbst 2016 – Herbst 2018) auf den Kultivierungsflächen Drenth und Provinzialmoor untersucht. Die Erfassungsmethodik orientierte sich an POULIOT et al. (2015). Zweimal im Jahr (Frühjahr & Herbst) wurde entlang von regelmäßigen Transekten (Abstand 10 m) in systematisch verteilten Quadraten (25 cm x 25 cm) die Deckung der Torfmoose insgesamt, der einzelnen Torfmoosarten und der Gefäßpflanzenarten sowie die Deckung von vegetationsfreier Torffläche und Streu geschätzt. Die Schätzung erfolgte nach einer angepassten Skala nach LONDO (1976). Die Höhe des Torfmoosrasens wurde an 5 Punkten im Quadrat gemessen. Im Herbst 2018 wurde in jedem fünften Quadrat das gesamte Torfmoosmaterial (inklusive ausgebrachtem Torfmoosmaterial) über dem Torfboden entnommen. Im Labor wurde die Biomasse dann von Streu und Torf getrennt, gewaschen und bei 80°C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz getrocknet (HENDRY & GRIME 1993). Direkt im Anschluss wurde die Trockenmasse mit einer Wage von 0,001 g Genauigkeit bestimmt.

Neben der Erfassung auf den gesamten Kultivierungsflächen wurden weitere Transekte angelegt, um den Zusammenhang zwischen Torfmoosetablierung und Abstand des Wuchsortes zur Grütpe zu untersuchen. Sie wurden auf beiden Kultivierungsflächen an je 12 Punkten zufällig positioniert und senkrecht zur Grütpe ausgerichtet. Entlang der Transekte wurde der Proberahmen von 25 cm x 25 cm immer direkt nebeneinander mit steigendem Abstand zur Grütpe gelegt. In den Quadraten wurde die Deckung der Torfmoose insgesamt nach der angepassten Skala nach LONDO (1976) geschätzt und die Höhe des Torfmoosrasens an fünf Punkten in jedem Quadrat gemessen.

Als Vorbereitung für statistische Analysen wurden die Daten auf Normalverteilung und Varianzhomogenität mit dem Shapiro-Wilk Test und Levene-Test geprüft. Über einen Paarvergleich (Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test) wurde der Unterschied zwischen den Anbauvarianten getestet. Das gewählte Signifikanzniveau für die statistischen Auswertung lag bei $p < 0,05$. Alle statistischen Analysen wurden in R durchgeführt (R Version 3.6.0, R Development Core Team 2019). Für die grafische Darstellung wurde das R package „ggplot2“ verwendet (WICKHAM 2016).

4.3. Ergebnisse

Stand Herbst 2018

Zum Zeitpunkt der letzten Erfassung im Herbst 2018 lag die durchschnittliche Deckung der Torfmoose bei den unterschiedlichen Varianten (Kombination aus Fläche, Spendermaterial, Abdeckung, Bewässerung) in Drenth zwischen 7,1 % und 33,3 % und im Provinzialmoor zwischen 43 % und 79 %. Den größten Anteil machen die Zielarten *Sphagnum papillosum* und *S. palustre* aus. Andere Torfmoosarten weisen nur eine geringe Deckung von < 1 % auf. Eine Ausnahme ist *S. cuspidatum* im Provinzialmoor mit einer durchschnittlichen Deckung von 25 % im Herbst 2018. Die durchschnittliche Höhe des Torfmoosrasens in Drenth lag zwischen 0,8 cm und 2,4 cm, während sie im Provinzialmoor zwischen 1,6 cm und 9,0 cm lag. In Drenth akkumulierte in den verschiedenen Varianten eine durchschnittliche Torfmoos-Trockenmasse (inklusive ausgebrachtem Torfmoosmaterial) zwischen

21,5 g m⁻² und 179,8 g m⁻². Im Provinzialmoor hingegen wurden durchschnittliche Werte zwischen 180,7 g m⁻² und 628,5 g m⁻² gemessen. Zu beachten ist das unterschiedliche Alter der Varianten, welches im Herbst 2018 zwischen 24 und 36 Monaten lag.

Vergleich der Abdeckungen

Der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test hat gezeigt, dass die Torfmoosdeckung und die Höhe des Torfmoosrasens auf den Flächen, die mit Stroh abgedeckt wurden, signifikant höher ist ($p = 0,036$) als jene, die mit Vlies abgedeckt wurden. Bei der Biomasse konnte kein signifikanter Unterschied nachgewiesen werden ($p = 0,14$), obwohl auch hier eine höhere Biomasseakkumulation bei Stroh gemessen wurde.

Etablierung der Torfmoose

Im Folgenden wird die Variante Strohabdeckung mit Gruppenbewässerung betrachtet, um eine Vergleichbarkeit zwischen den zwei Kultivierungsflächen und den unterschiedlichen Herkunft des Spendermaterials zu gewährleisten. Abb. 17 zeigt einen großen Unterschied in der Entwicklung zwischen den Kultivierungsflächen. In Drenth haben sich die Torfmoose insgesamt mit einer geringeren Deckung etabliert als im Provinzialmoor. Es gibt jedoch auch in Drenth Bereiche, in denen die Torfmoose eine hohe Deckung aufweisen (bis zu 100%), gezeigt durch die Ausreißer in Abb. 17. Nach beginnendem Zuwachs stagnierte die Entwicklung des Spendermaterials (*Sphagnum papillosum* (10/2015), *S. palustre* (03/2016)), das auf beiden Flächen ausgebracht wurde. Einen deutlichen Zuwachs in der Deckung zeigte das Spendermaterial, das im Herbst 2016 im Provinzialmoor ausgebracht wurde (*S. papillosum* (10/2016), *S. palustre* (10/2016)). Letzteres konnte nur an zwei Zeitpunkten erfasst werden, da der Bereich häufig durch hohe Wasserstände nicht begehbar war.

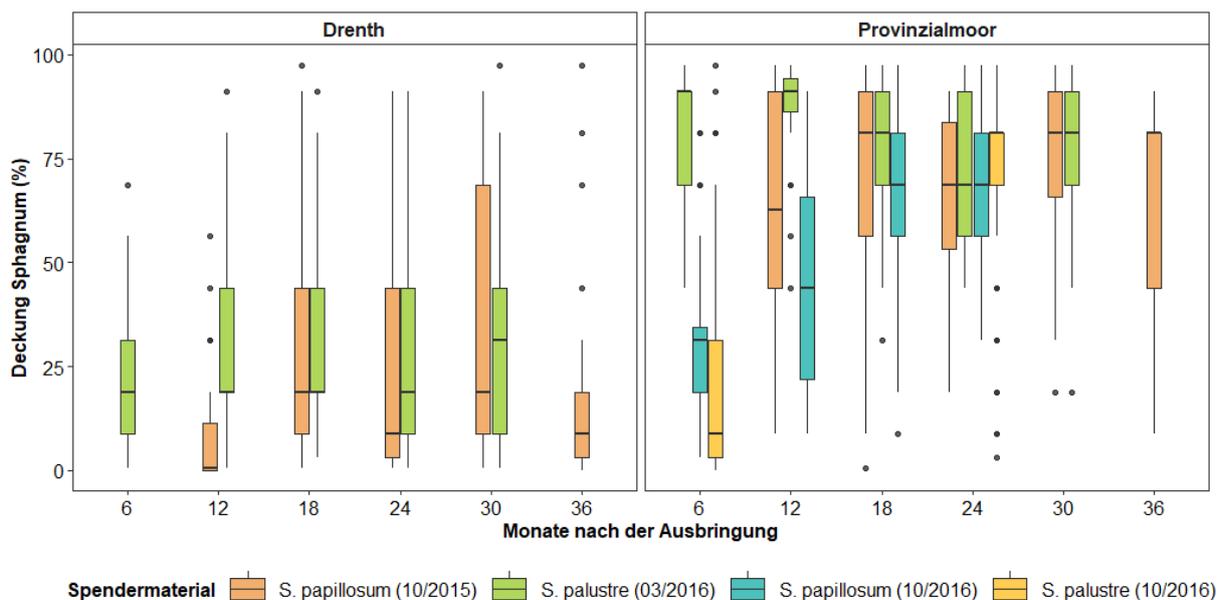


Abb. 17: Zeitliche Entwicklung der Torfmoosdeckung mit Flächenvergleich und Vergleich der Spendermaterialvarianten mit Strohabdeckung und Gruppenbewässerung geordnet nach Monaten nach der Ausbringung.

Während es in Drenth kaum Höhenzuwachs gegeben hat, zeigte sich nach 24 Monaten vor allem bei *S. palustre* (03/2016) aber auch bei *S. papillosum* (10/2015) im Provinzialmoor ein deutlicher Höhenzuwachs (Abb. 18).

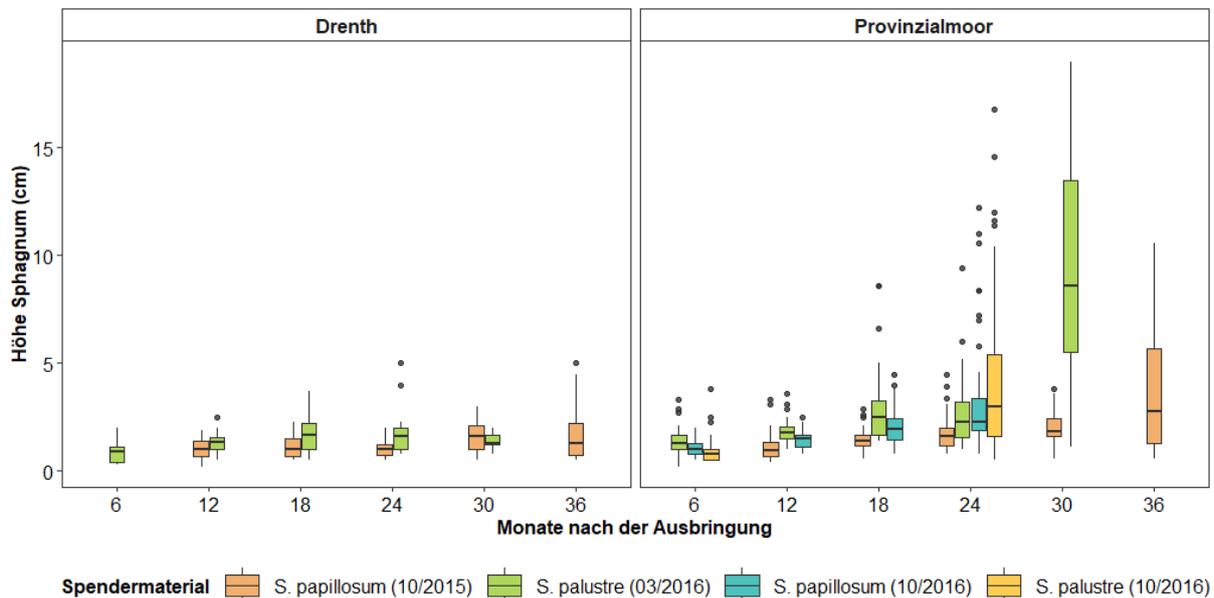


Abb. 18: Zeitliche Entwicklung der Torfmooshöhe mit Flächenvergleich und Vergleich der Spendermaterialvarianten mit Strohabdeckung und Gruppenbewässerung geordnet nach Monaten nach der Ausbringung.

Bei der dem Spendermaterial *S. palustre* (03/2016) ist nach 30 Monaten im Provinzialmoor die meiste Biomasse aufgewachsen. *S. papillosum* (10/2016) wurde zwar 12 Monate später ausgebracht als *S. papillosum* (10/2015), zeigt aber vergleichbare Werte in der aufgewachsenen Biomasse. In Drenth ist bei beiden Spendermaterialvarianten vergleichsweise wenig Biomasse aufgewachsen (Abb. 19).

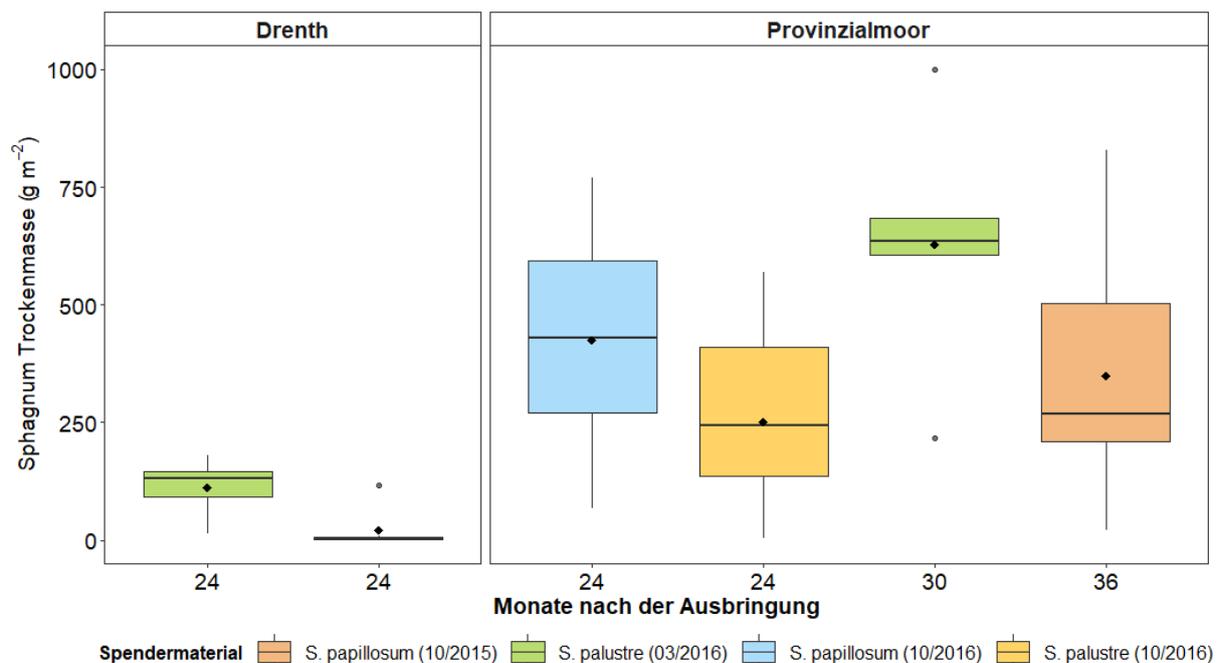


Abb. 19: Biomasse (Trockenmasse) der Torfmoose mit Flächenvergleich und Vergleich der Spendermaterialvarianten mit Strohabdeckung und Gruppenbewässerung geordnet nach Monaten nach der Ausbringung.

Die durchschnittliche Deckung der Torfmoose war bis zu einem Abstand des Wuchsortes von 100 cm von der Gruppe auf beiden Flächen vergleichbar hoch (Abb. 20). Die Deckung verringerte sich in Drenth jedoch mit steigendem Abstand von der Gruppe, während sie im Provinzialmoor gleichbleibend war. Ab einem Abstand von über 250 cm von der Gruppe pendelte sich die Deckung von *Sphagnum* in Drenth bei ca. 20 % ein. Auch die Höhe des Torfmoosrasens nahm in Drenth mit steigendem Abstand zur Gruppe ab, während im Provinzialmoor nur geringe Schwankungen zu verzeichnen waren.

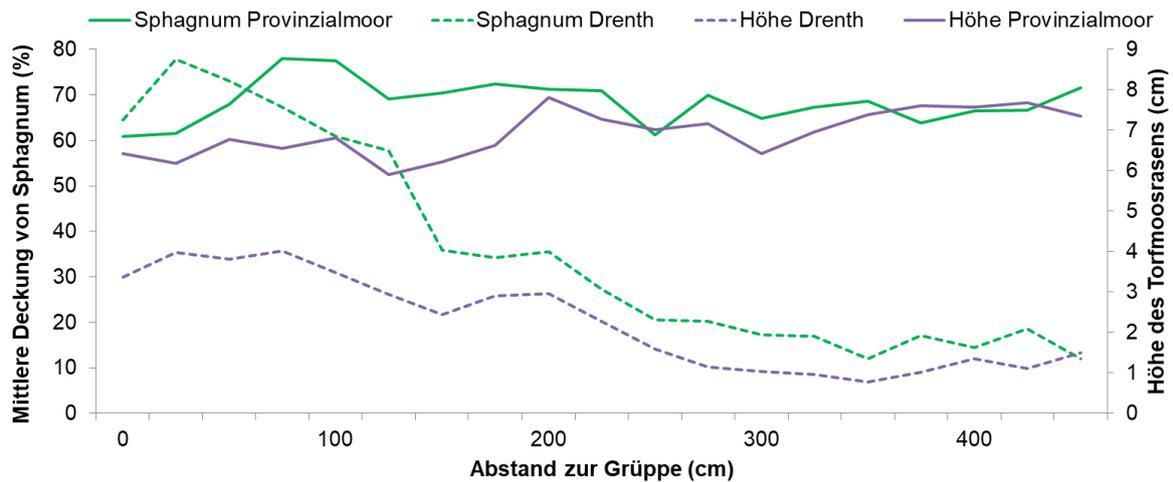


Abb. 20: Zusammenhang zwischen der Deckung und Höhe der Torfmoose und dem Abstand des Wuchsortes zur Gruppe in n=12 Transekten.

4.4. Diskussion

Etablierung & Wachstum der Torfmoose

Insgesamt haben sich sowohl zwischen den Anbauvarianten als auch zwischen den zwei Kultivierungsflächen Unterschiede im Torfmooswachstum gezeigt. Eine Abdeckung mit Vlies (50 % Beschattung) hat sich als ungeeignet für eine großflächige Abdeckung von Torfmoosfragmenten herausgestellt. Obwohl kleinflächige Vorversuche mit Vlies vielversprechende Ergebnisse vermuten ließen (KLASMANN-DEILMANN GmbH mündl.), haben sich die Torfmoose bei einer Abdeckung mit Stroh besser etabliert. Der Grund dafür waren ungünstige, anoxische Bedingungen, die unter dem Vlies entstanden sind, wenn es durch Niederschlag und hohe Wasserstände auf die Moose gedrückt wurde (Abb. 21). Zudem bietet das Vlies eine große Angriffsfläche für den Wind. Bei hohen Windgeschwindigkeiten hat das Vlies Wellen geformt, die Torfmoosfragmente vom Torf gelöst und damit das Anwachsen verhindert haben. Bei kleinflächigen Versuchen hatten CAMPEAU & ROCHEFORT (1996) Erfolg mit Holzrahmen als Abstandshalter. Versuche in diesem Projekt das Vlies hochzustecken, waren nicht erfolgreich, weil das Vlies durch die Abstandshalter gerissen ist. In einigen Bereichen, in denen die Torfmoosfragmente mit Vlies abgedeckt wurden, haben sich die Moose auch nach dem Entfernen des Vlieses nicht regeneriert, weil ein geeignetes Mikroklima und Schutz vor Witterungseinflüssen besonders in der Initialphase wichtig sind (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996). Ein Vorteil der Vliesabdeckung ist, dass eine schnellere und gleichmäßigere Abdeckung als Stroh möglich ist. Dennoch hat sich Stroh, wie auch in anderen Projekten, als geeignetes Material

erwiesen, um die Etablierung der Torfmoose zu fördern (QUINTY & ROCHEFORT 2003, POULIOT et al. 2015, GAUDIG et al. 2014, 2017, 2018). Stroh ist leicht und verbessert das Mikroklima durch eine höhere Luftfeuchtigkeit und den Ausgleich von bodennahen Temperaturen (QUINTY & ROCHEFORT 2003).



Abb. 21: Stroh- und Vliesabdeckung der Torfmoosflächen im Provinzialmoor (Foto: M. Lemmer).

Unsere Ergebnisse haben gezeigt, dass Torfmooskultivierung auf stark zersetztem Schwarztorf mit geringen Resttorfmächtigkeiten möglich ist. Die Ergebnisse in Deckung, Höhe und Biomasse von *Sphagnum papillosum* (10/2015, nach 36 Monaten mit Gruppenbewässerung & Strohabdeckung) aus dem Provinzialmoor sind vergleichbar mit den Ergebnissen des ersten Pilotversuchs auf Schwarztorf in Ramsloh in Niedersachsen (GAUDIG et al. 2017). Die höchsten Ergebnisse konnten mit *Sphagnum palustre* (03/2016, nach 30 Monaten mit Gruppenbewässerung & Strohabdeckung) im Provinzialmoor erzielt werden. Eine noch schnellere Etablierung wurde bisher nur auf einer Kultivierungsfläche auf ehemaligem Grünland mit Weißtorf beobachtet (GAUDIG et al. 2014). Experimente in Kanada haben geringere Werte beobachtet als in diesem Projekt im Provinzialmoor gemessen wurden (POULIOT et al. 2015). Die geringsten Werte wurden auf der Kultivierungsfläche Drenth erfasst.

Torfmooskultivierung auf geringmächtigen Torfen

Auf der Kultivierungsfläche Provinzialmoor haben sich die Torfmoose besser etabliert und sind besser gewachsen als in Drenth. Allerdings wiesen die Wasserstände in Drenth geringere Schwankungen auf als im Provinzialmoor (s. Kap. 3.3). Es hat sich jedoch ein unterschiedlicher Zusammenhang zwischen Torfmoosdeckung und Abstand des Wuchsortes zur Gruppe auf den Flächen gezeigt. Die Bewässerung war in Drenth hauptsächlich in den Randbereichen der Gruppen erfolgreich, während andere Bereiche trocken geblieben sind (Abb. 22). Weil ein großer Teil der Fläche nicht mit ausreichend Wasser versorgt wurde, resultierte dies in einem geringen Etablierungserfolg im Vergleich zum Provinzialmoor. Diese Beobachtung lässt vermuten, dass der Torf auf der Fläche Drenth eine geringe hydraulische Leitfähigkeit hat und damit die horizontale Wasserverteilung gehemmt ist. Wir konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede bezüglich der hydraulischen Leitfähigkeit zwischen den Flächen feststellen (s. Kap. 3.1.2).



Abb. 22: Gruppen Rand in Drenth (links) und im Provinzialmoor (rechts) (Fotos: L. Zoch).

Im Gegensatz dazu unterscheidet sich die Resttorfmächtigkeit signifikant zwischen den Flächen (s. Kap. 3.1.1). Die geringere Mächtigkeit in Drenth lässt einen höheren Wasserverlust im Vergleich zum Provinzialmoor vermuten, jedoch sind die Wasserstände in Drenth im Sommer höher als im Provinzialmoor. Die für die Torfmoose entscheidende Bodenfeuchte im Oberboden hängt jedoch nicht nur vom Wasserstand, sondern auch von den Retentionseigenschaften des Bodens ab. Da sich die Retentionseigenschaften von Torf und den unterlagernden Sanden stark unterscheiden, könnte dies möglicherweise bei vergleichbaren Wasserständen einen Einfluss auf die Bodenfeuchte im Oberboden haben. Dennoch ist die Resttorfmächtigkeit ein wichtiger Faktor für den Wasserhaushalt der Flächen: Wenn die Gruppen in den Mineralboden einschneiden, geht Bewässerungswasser in den Untergrund verloren. Um unnötige Wasserverluste zu vermeiden, ist zu empfehlen, Bewässerungsgräben nur anzulegen, wenn unter der Sole noch mindestens 50 cm Resttorfmächtigkeit gewährleistet werden kann (WICHMANN et al. 2017). Wenn für die Flächeneinrichtung Dämme angelegt werden, muss dieser Torfbedarf in die Kalkulation der geplanten Resttorfmächtigkeit einbezogen werden.

Eine Bewässerung mit Tröpfenschläuchen könnte eine Lösung sein, um für die geringe hydraulische Leitfähigkeit von Schwarztorf zu kompensieren. Damit kann das Wasser direkt zu den Moosen gebracht werden und es müssen keine Gruppen angelegt werden. Aussagen zum Torfmooswachstum über diese Bewässerungsform konnten jedoch nicht von den erhobenen Daten abgeleitet werden, weil sie in Drenth erst nachträglich und zusätzlich zu der Drainagebewässerung eingerichtet wurde.

Wassermangel in Sommermonaten

In den Versuchsjahren 2016 und 2018 war die Niederschlagsmenge besonders gering und im Jahr 2017 gab es einen sehr trockenen Frühjahrs und einen nassen Herbst (s. Kap. 3.2). Deshalb konnte in den Sommermonaten ein oberflächennaher Wasserstand nicht aufrechterhalten werden, der für eine hohe Produktivität der Torfmoose nötig ist (GAUDIG et al. 2014, BRUST et al. 2018). Zudem gab es zu Beginn des Projektes Schwierigkeiten mit dem Bewässerungssystem in Drenth. Obwohl das Wassermanagement im Laufe des Projektes verbessert wurde und im Frühjahr 2017 ein

automatisches Bewässerungssystem in Drenth installiert wurde, konnte eine ausreichende Wasserversorgung in der Initialphase nicht gewährleistet werden. Allerdings sind die Torfmoose besonders in der Initialphase vor dem Anwachsen der Fragmente empfindlich gegenüber Austrocknung (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996). Diese erschwerenden Umstände haben dazu geführt, dass sich kein durchgehender Torfmoosrasen entwickeln konnte, welches ein Schlüsselfaktor in der ersten Phase der Torfmooskultivierung ist (GAUDIG et al. 2018). Wenn sich ein geschlossener Torfmoosrasen von >90% gebildet hat, steigt die Austrocknungstoleranz (PRICE et al. 2003, GAUDIG et al. 2017). Die schnellere Entwicklung eines geschlossenen Torfmoosrasens könnte durch eine höhere Ausbringungsdichte der Torfmoosfragmente erreicht werden (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, ROCHEFORT et al. 2002, GAUDIG et al. 2018).

Weil Jahre mit geringen Niederschlägen zu Wasserdefiziten führen, muss mit großen Unterschieden im Wasserbedarf zwischen den Jahren gerechnet werden (BRUST et al. 2018). Bei der Planung einer Kultivierungsfläche sollte ein Überschuss an Wasser für trockene Jahre eingerechnet werden. In Jahren mit hohen Niederschlägen sollte das Wasser jedoch nicht auf der Fläche zurückgehalten werden und es müssen Überläufe eingeplant werden. Wenn Torfmoose lange überstaut sind, verringert sich das Wachstum und es kann zum Absterben der Moose führen (CAMPEAU et al. 2004, BRUST et al. 2018, ROCHEFORT et al. 2003).

Überbrückung von Trockenphasen mit Grundwasser

In Drenth waren die Schwankungen im Wasserstand geringer, weil auf dieser Fläche Grundwasser zur Bewässerung in Trockenphasen genutzt wurde. Es konnte bei Bedarf in die Bewässerungsteiche zugepumpt werden. Dies hat jedoch auch zu höheren pH-Werten und Nährstoffkonzentrationen im Bewässerungswasser geführt (s. Kap. 3.4). Besonders in Regionen mit hohen atmosphärischen Depositionen können zusätzliche hohe Nährstoffgehalte im Bewässerungswasser die Torfmoose schädigen (GAUDIG et al. 2018). Torfmoose benötigen nur geringe Nährstoffmengen und haben eine geringe Toleranz gegenüber hohen Nährstoffkonzentrationen (CLYMO & HAYWARD 1982). Vergleichsmessungen von Bewässerungswasser und Bodenwasser (Pegelrohre im Torf) zeigen, dass der Torf hohe pH-Werte puffern kann (Abb. 16). Deshalb sollte vor allem bei der Nutzung von Grundwasser ein Überstau vermieden werden, weil sonst die Torfmoose den hohen Nährstoffkonzentrationen direkt ausgesetzt sind. Auf der Fläche Drenth wurden die Torfmoose an solchen Stellen braun und es haben sich Algen entwickelt (Abb. 23). Diese Verfärbung haben auch KOKS et al. (2019) einhergehend mit hohen pH-Werten in Kombination mit hohen HCO_3^- -Konzentrationen beobachtet.



Abb. 23: Gleiche Fläche in Drenth (Polder 6), links am 21.09.2017 vor längerer Grundwassernutzung, rechts am 13.07.2018 nach längerem Überstau mit Grundwasser (Fotos: L. Zoch).

Mikroklima

Ein geeignetes Mikroklima kann das Torfmooswachstum fördern, insbesondere auf den schwierigen hydrologischen Bedingungen von Schwarztorf und bei geringer Verfügbarkeit von Bewässerungswasser mit guter Qualität. Die Form und Lage einer Kultivierungsfläche beeinflussen Evapotranspiration und das Mikroklima (BRUST et al. 2018). Drenth ist ein langer Streifen und grenzt an Flächen mit aktivem Torfabbau an, die zu diesem Zweck weiterhin entwässert werden. Eine entwässerte Umgebung erhöht den Wasserverlust einer nassen Kultivierungsfläche durch Advektion von trockenerer Umgebungsluft, auch „Oasen-Effekt“ genannt (SUCCOW & JOOSTEN 2001). Eine erhöhte Evapotranspiration in Drenth resultiert auch durch die Lage der Fläche parallel zur vorherrschenden Windrichtung. Die Fläche Provinzialmoor hat im Vergleich dazu eine quadratische Form und ist umgeben von vernässten Poldern. Die erhöhte Luftfeuchtigkeit in der Umgebung führt zu einem besseren Mikroklima und hat das Torfmooswachstum im Provinzialmoor begünstigt.

Auch die höhere Deckung der Gefäßpflanzen im Provinzialmoor hat das Mikroklima dort positiv beeinflusst. Gefäßpflanzen sorgen für eine höhere relative Luftfeuchtigkeit und einen Ausgleich der bodennahen Temperaturen. Dies kann das Überleben und Wachstum der Torfmoose verbessern, besonders in Regionen mit trockenerem Klima und wenn die abiotischen Bedingungen nicht optimal sind (TUUTTILA et al.2000, POULIOT et al. 2011, GUËNÉ-NANCHEN et al. 2017). Zusätzlich bieten Gefäßpflanzen Strukturen, an denen die Moose emporwachsen können (PEDERSEN 1975, POULIOT et al. 2011, MALMER et al.1994). Wenn die Gefäßpflanzendeckung jedoch so hoch ist, dass mehr als 50 % der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR) abgefangen werden, verringert sich das Wachstum der Torfmoose (CLYMO & HAYWARD 1982). Unter optimalen Bedingungen, können Torfmoose jedoch andere Pflanzen überwachsen, weil sie ein saures, nährstoffarmes und kühles Habitat formen, welches für viele andere Pflanzen ungünstig ist (VAN BREEMEN 1995).

5. Biodiversität der Flora

5.1. Anlass und Forschungsfragen

Neben der nachhaltigen Produktion eines Substratausgangsstoffes können Torfmooskultivierungsflächen auch als potenzieller Lebensraum für gefährdete Hochmoorarten dienen (MUSTER et al. 2015, GAUDIG & KREBS 2016). Nach der Wiedervernässung werden degradierte Moorflächen selbst nach Jahrzehnten natürlicher Sukzession nur sehr langsam oder gar nicht von charakteristischen Hochmoorpflanzen, inklusive der torfbildenden Bult-Torfmoose, wiederbesiedelt (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, POULIN et al. 2005, POSCHLOD et al. 2007). Deshalb kann durch die aktive Ausbringung von Torfmoosmaterial die Wiederansiedlung der typischen und torfbildenden Hochmoorvegetation initiiert und beschleunigt werden (MONEY 1994, VAN BREEMEN 1995, QUINTY & ROCHEFORT 2003, ROBROEK et al. 2009, GONZÁLEZ & ROCHEFORT 2014, KAROFELD et al. 2016, CAPORN et al. 2018, HUGRON & ROCHEFORT 2018, RAABE et al. 2018)

Um dies genauer zu untersuchen, sollten im Teilprojekt Flora folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

- Schaffen Torfmooskultivierungsflächen einen Lebensraum für die Flora der Hochmoore?
- Wie ist die floristische Diversität und Vegetationsstruktur im Vergleich zu herkömmlich wiedervernässen und naturnahen Flächen zu bewerten?
- Wie haben sich die Spenderflächen regeneriert?

5.2. Methodik

Die Flora (Torfmoose, andere Moose und Gefäßpflanzen) wurde neben den Kultivierungsflächen auch auf den naturnahen Flächen (gleichzeitig Spenderflächen) und herkömmlichen Wiedervernässungsflächen erfasst, um einen Vergleich bezüglich Artenvielfalt und Artenzusammensetzung mit den Kultivierungsflächen zu ermöglichen. Auf den Kultivierungsflächen wurden die Erfassungen für die einzelnen Teilbereiche mit einheitlichem Spendermaterial getrennt durchgeführt. Dies ermöglicht einen Vergleich mit dem Artenspektrum der jeweiligen Spenderflächen und eine Aussage über den Übertragungserfolg. Über den Zeitraum von Herbst 2016 bis Herbst 2018 wurden ganzjährig an verschiedenen Terminen Flächenbegehungen durchgeführt, um vollständige Artenlisten aller Untersuchungsgebiete zu erstellen. Zusätzlich wurde im August 2018 in jeweils 40 zufällig verteilten Quadraten (25 cm x 25 cm) die Deckung von allen Pflanzenarten (Torfmoose, andere Moose und Gefäßpflanzen) sowie von Vegetationsklassen (Gräser, Heidegewächse, Gehölze) nach der angepassten Skala nach LONDO (1976) geschätzt. Es wurden pro Aufnahmebereich 40 Quadrate zufällig verteilt. Auf den Spenderflächen wurden Bereiche mit Entnahme von Torfmoosen und unveränderte Referenzbereiche getrennt betrachtet, um den Einfluss der Entnahme auf die Spenderflächen beurteilen zu können.

Für die Bewertung wurde eine Einordnung nach hochmoortypischen Arten (Arten, die im Hochmoor vorkommen) und Charakterarten (Arten, die auf Hochmoorstandorte spezialisiert sind) (POTT 1995, SMITH 1996, SUCCOW & JOOSTEN 2001, SMITH 2004, ELLENBERG & LEUSCHNER 2010, V.DRACHENFELS

2011, JÄGER et al. 2017, JOOSTEN & TANNEBERGER 2017) sowie Arten der Roten Liste und Vorwarnliste von Niedersachsen und Bremen (GARVE 2004, KOPERSKI 2011) vorgenommen.

5.3. Ergebnisse

Artenvielfalt

Insgesamt wurde die höchste Pflanzenartenzahl (Torfmoose, andere Moose, Gefäßpflanzen) auf den Kultivierungsflächen gefunden (Abb. 24). Ein großer Teil dieser Arten ist typisch für Hochmoore. Ungefähr die Hälfte davon sind Charakterarten für Hochmoore und spezialisiert auf diesen Standort (z.B. *Sphagnum papillosum*, *Drosera rotundifolia*, *Andromeda polifolia*, *Cladopodiella fluitans*). Die Anzahl der typischen Arten und Charakterarten waren vergleichbar mit den naturnahen Flächen (Spenderflächen). Auch die Anzahl der Arten auf den Kultivierungsflächen, die auf der Roten Liste bzw. Vorwarnliste Niedersachsens stehen (z.B. *Drosera intermedia*, *Eriophorum angustifolium*, *Kurzia pauciflora*) war vergleichbar mit den naturnahen Referenzflächen. Auf den herkömmlichen Wiedervernässungsflächen (ohne Ausbringung von Torfmoosmaterial) war die Pflanzenartenvielfalt vergleichsweise gering. Ein großer Anteil dieser Arten ist hochmoortypisch, es konnten jedoch insgesamt wenig spezialisierte Charakterarten und wenig gefährdete Arten erfasst werden.

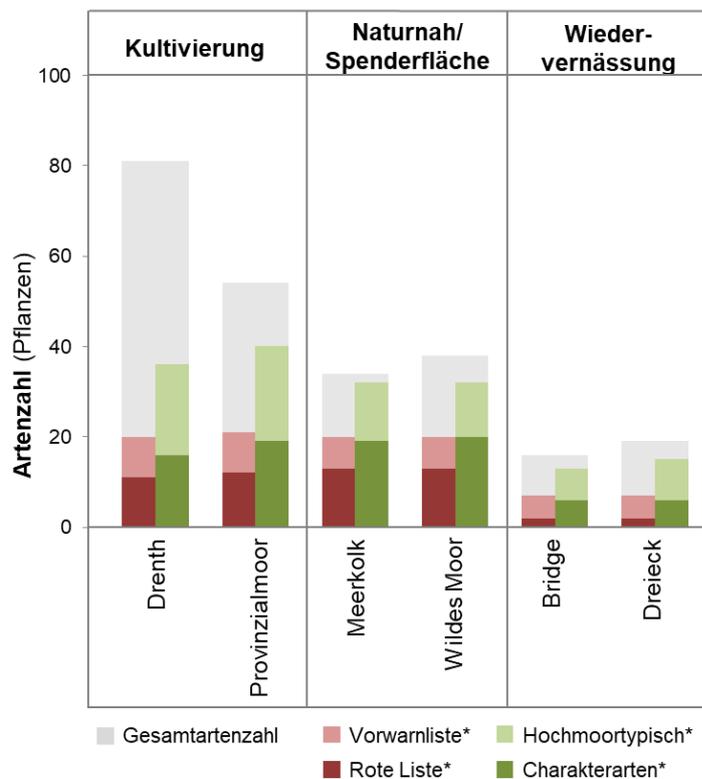


Abb. 24: Gesamtartenzahl der Pflanzen von Herbst 2016 bis Herbst 2018 in den Untersuchungsgebieten sowie Anzahl der Arten der Roten Liste Niedersachsens und Bremen und Vorwarnliste, Anzahl der hochmoortypischen Arten und Charakterarten.

Torfmoosarten

Auf den Kultivierungsflächen konnten sich insgesamt 6 bzw. 7 Torfmoosarten etablieren (Tab. 3). Darunter vor allem die Zielarten *Sphagnum papillosum* und *S. palustre*. Aber auch seltene Arten wie *S. pulchrum* und *S. magellanicum* kamen vereinzelt auf den Kultivierungsflächen vor. Auf den naturnahen Flächen gab es einen deutlichen Unterschied zwischen den Artenzahlen. Während in den Untersuchungsbereichen im Meerkolk 5 Arten gefunden wurden, waren es im Wilden Moor 11 Arten. Auf den Wiedervernässungsflächen kam nur die Schlenken-Art *S. cuspidatum* vor.

Tab. 3: Torfmoosarten in den jeweiligen Untersuchungsgebieten mit Einteilung in Gesamtartenzahl und Arten der Roten Liste bzw. Vorwarnliste.

Art	RL Nds. ¹	Kultivierung		Naturnah/ Spenderfläche		Wiedervernässung	
		Drenth	Provinzial- moor	Meerkolk	Wildes Moor	Bridge	Dreieck
<i>Sphagnum centrale</i>	G				x		
<i>Sphagnum compactum</i>	2				x		
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	V	x	x	x	x	x	x
<i>Sphagnum fallax</i>	*	x	x	x	x		
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	*	x	x		x		
<i>Sphagnum magellanicum</i>	3	x	x	x	x		
<i>Sphagnum molle</i>	2				x		
<i>Sphagnum palustre</i>	*	x	x		x		
<i>Sphagnum papillosum</i>	3	x	x	x	x		
<i>Sphagnum pulchrum</i>	2		x	x			
<i>Sphagnum rubellum</i>	3				x		
<i>Sphagnum subnitens</i>	2				x		
Artenzahl	Gesamt	6	7	5	11	1	1
	Vorwarnliste	1	1	1	1	1	1
	Rote Liste	2	3	3	7	0	0

¹ * = ungefährdet; V = Vorwarnliste; G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes; 3 = gefährdet; 2 = stark gefährdet; 1 = vom Aussterben bedroht

Anteil hochmoortypischer Arten

Die Artenzahl hochmoortypischer Arten, die pro Aufnahmequadrat auf den Kultivierungsflächen erfasst wurde, ist signifikant höher als die Anzahl von anderen Arten bzw. Arten, die normalerweise nicht im Hochmoor vorkommen (z.B. *Lychnis flos-cuculi*, *Typha latifolia*, Abb. 25). Diese Arten tragen zwar zur hohen Gesamtartenzahl auf den Kultivierungsflächen bei (Abb. 25), kamen aber meistens nur mit einer geringen Individuenzahl vor.

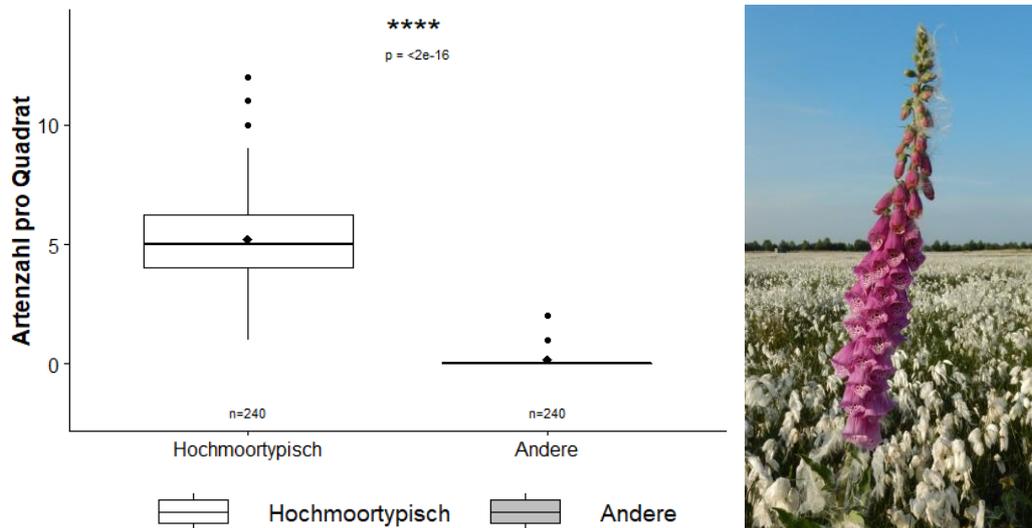


Abb. 25: Artenzahl der beobachteten hochmoortypischen und anderen Arten pro Quadrat auf den Kultivierungsflächen (links). Fingerhut (*Digitalis purpurea*) im Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) auf der Kultivierungsfläche Provinzialmoor (rechts) (Foto: A. Grobe).

Artenzusammensetzung

Die Artenzusammensetzung der beimpften Bereiche auf den Kultivierungsflächen ähnelte der Zusammensetzung auf der jeweiligen Spenderfläche und damit auch den naturnahen Standorten (Abb. 26). Auf beiden Flächentypen sind unter anderem hochmoortypische Arten wie *Sphagnum papillosum*, *Erica tetralix*, *Rhynchospora alba* und *Vaccinium oxycoccos* mit hoher Stetigkeit in den Aufnahmequadraten beobachtet worden. Die Artenzusammensetzung der herkömmlichen Wiedervernässungsflächen ähnelte den naturnahen Standorten nur geringfügig. Während auf der Fläche Dreieck vor allem *Sphagnum cuspidatum* dominierte, waren es auf der Fläche Bridge vor allem *Molinia caerulea* und *Eriophorum angustifolium*.

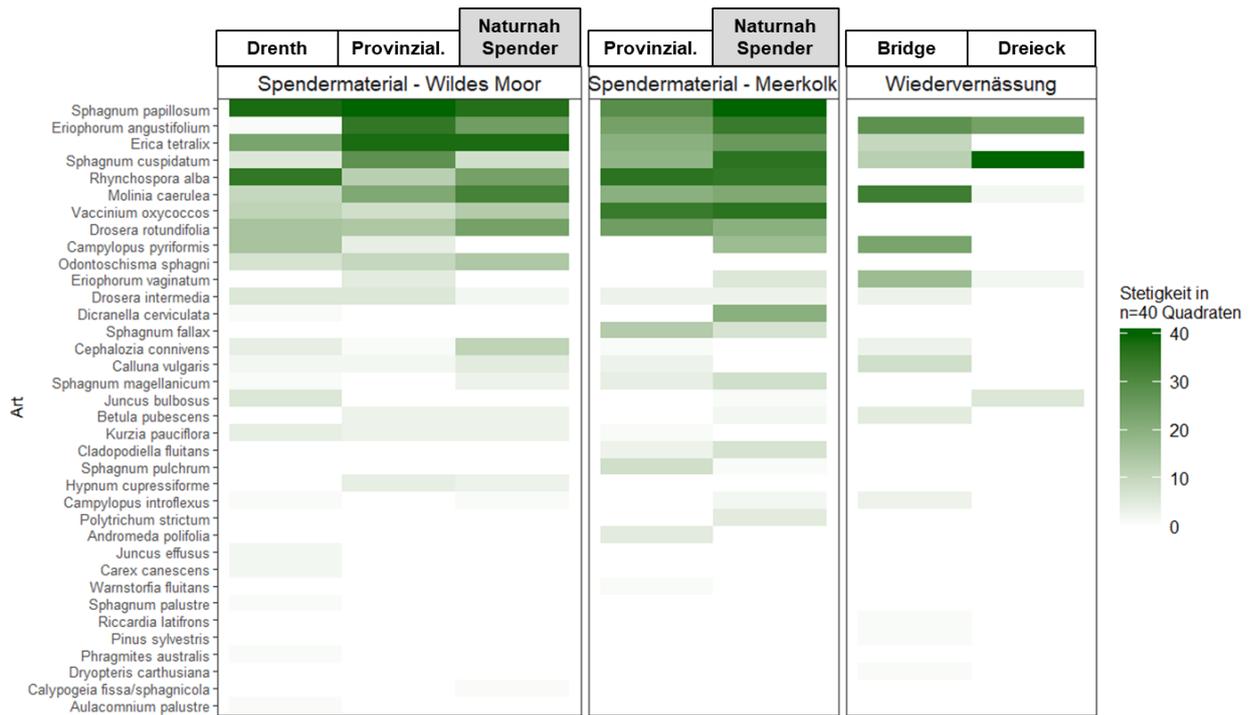


Abb. 26: Stetigkeit von Pflanzenarten auf den Kultivierungsflächen mit den jeweiligen Spenderflächen und herkömmlichen Wiedervernässungsflächen in n=40 Quadraten.

Vegetationsstruktur

Die anteilige Deckung der Gräser und Torfmoose auf den Kultivierungsflächen war mit den naturnahen Flächen vergleichbar (Abb. 27). Der Anteil der Heidegewächse unterschied sich jedoch deutlich. Auf den Kultivierungsflächen war der Deckungsanteil der Heidegewächse deutlich geringer als auf den naturnahen Referenzflächen, obwohl die Heidearten (z.B. *Erica tetralix*, *Vaccinium oxycoccos*, *Andromeda polifolia*) übertragen wurden und auf den Kultivierungsflächen vorkommen. Die Vegetationsstruktur der herkömmlichen Wiedervernässungsflächen unterschied sich stark von den naturnahen Flächen. Auf der Fläche Bridge kam nur ein geringer Anteil *Sphagnum* vor und ein sehr hoher Anteil Gräser dominierte die Fläche. Auf der Fläche Dreieck kamen Torfmoose hingegen mit einer sehr hohen Deckung vor, meist in schwimmender Form. Hier gab es nur einen geringen Anteil Gräser, die sich hauptsächlich im Randbereich des Polders etablieren konnten. Heidegewächse wurden auf den Wiedervernässungsflächen kaum vorgefunden.

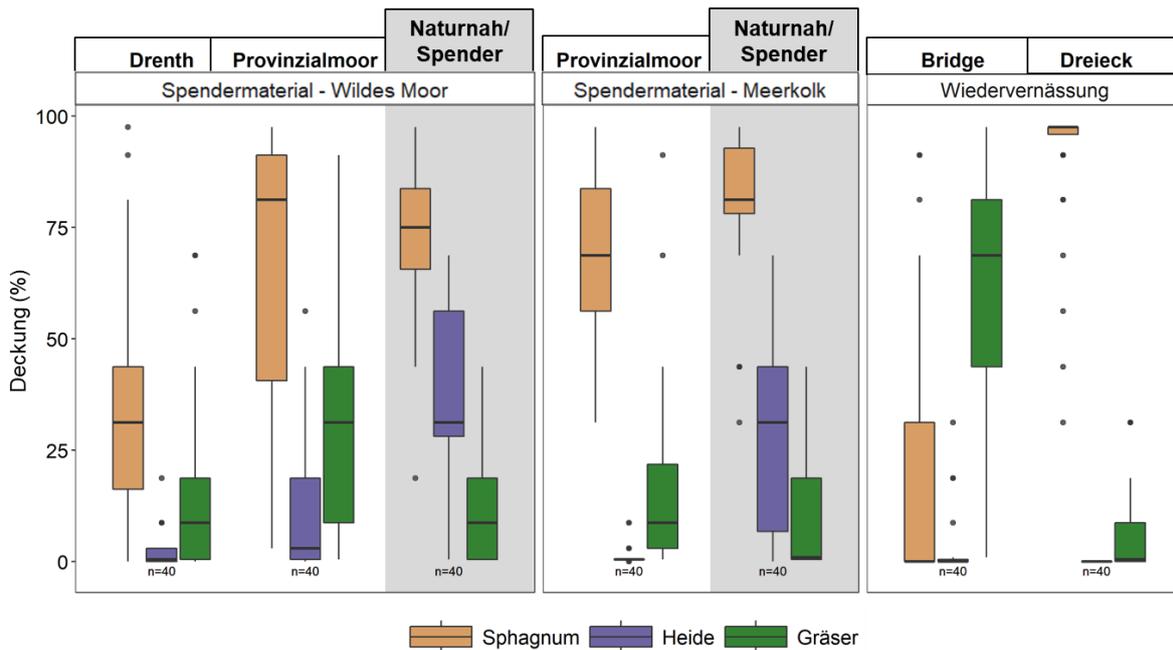


Abb. 27: Flächenvergleich der Deckungsanteile von den Vegetationsklassen Sphagnum, Heide und Gräser in n=40 Quadraten.

Regeneration der Spenderflächen

Auf der Spenderfläche Wildes Moor zeigte sich drei Jahre nach der Entnahme in den Erntebereichen der Torfmoose eine signifikant höhere Torfmoosdeckung als in den Referenzbereichen ohne Entnahme. Die Deckung der Gefäßpflanzen und die Höhe des Torfmoosrasens waren drei Jahre nach der Entnahme geringer in den Erntebereichen.

Zwei Jahre nach der Entnahme von Torfmoosen auf der Spenderfläche Meerkolk zeigte sich ebenfalls eine signifikant höhere Deckung von Torfmoosen, in den Bereichen in denen geerntet wurde, während die Deckung der Gefäßpflanzen durch die Ernte gesunken war. Die Höhe des Torfmoosrasens unterschied sich nicht signifikant zwischen Ernte- und Referenzbereichen.

5.4. Diskussion

Die hohe Artenzahl auf den Kultivierungsflächen ergab sich zum einen aus den Arten, die mit dem Spendermaterial übertragen wurden und sich aufgrund der vier unterschiedlichen Herkünfte aufsummieren. Zum anderen sind auch Arten, die auf den umgebenen Flächen vorkommen eingewandert oder wurden mit der Strohabdeckung oder dem Bewässerungswasser eingebracht. Die nicht hochmoortypischen Arten kamen jedoch meist nur mit wenigen Individuen auf den Flächen vor. Häufig waren diese Arten schnell wieder verschwunden, weil die Bedingungen auf den Flächen für sie nicht passend waren.

Die hohe Anzahl hochmoortypischer Pflanzenarten und Charakterarten auf den Kultivierungsflächen zeigt, dass sie einen Lebensraum für die Flora der Hochmoore schaffen können. Die Ähnlichkeit der

Artenzusammensetzung von Kultivierungsfläche und der zugehörigen Spenderfläche zeigt, dass die erreichte Artenvielfalt von der gewählten Spenderfläche abhängt. Arten die nicht übertragen wurden, weisen auch auf den Spenderflächen nur eine geringe Deckung auf oder wurden wegen ihrer Seltenheit bewusst nicht entnommen.

Durch die Anlage der Torfmooskultivierungsflächen wurde die lokale Pflanzenvielfalt erhöht und eine Aufwertung im Vergleich zu herkömmlichen Wiedervernässungsflächen geschaffen. Nicht nur die Gesamtartenzahl, sondern auch die Anzahl der hochmoortypischen und gefährdeten Arten war auf den Kultivierungsflächen deutlich höher als auf herkömmlichen Wiedervernässungsflächen. Das liegt vor allem daran, dass wiedervernässte Flächen häufig nur sehr langsam von hochmoortypischen Arten wiederbesiedelt werden (CAMPEAU & ROCHEFORT 1996, POULIN et al. 2005, POSCHLOD et al. 2007). Durch die aktive Ausbringung von Torfmoosmaterial konnte somit die Besiedlung von hochmoortypischen Arten beschleunigt werden.

Wenn auch die Artenzusammensetzung der Kultivierungsflächen den Spenderflächen ähnlich war, unterscheidet sich die Vegetationsstruktur insbesondere im Anteil der Heidegewächse von den naturnahen Spenderflächen. Die Entwicklung der Strukturen wird durch die Pflege auf den Kultivierungsflächen beeinflusst. Die Gefäßpflanzen wurden dort 1 bis 2 mal im Jahr gemäht, um den Konkurrenzdruck zu verringern. GAUDIG et al. (2017) empfehlen eine regelmäßige Mahd. Dagegen haben GUËNÉ-NANCHEN et al. (2017) beobachtet, dass eine Mahd nicht notwendig ist, wenn die dominierende Gefäßpflanzenart nur geringe Mengen an Streu produziert, wie z.B. *Eriophorum angustifolium*. Wie hoch die Toleranz von Gefäßpflanzen auf den Flächen ist, hängt von der angedachten Nutzung des Torfmoosmaterials ab. Während bei der Substratproduktion eine reine Torfmoosbiomasse ohne Fragmente oder Diasporen von anderen Pflanzen wünschenswert ist, ist eine hohe Artenvielfalt bei der Kultivierung eines Renaturierungsmaterials erwünscht, insbesondere, wenn die „Beikräuter“ hochmoortypische Arten sind. In großen Outdoor-Versuchen wird das Vorkommen von anderen Pflanzen in jedem Fall nicht zu verhindern sein (GUËNÉ-NANCHEN et al. 2017).

Die naturnahen Spenderflächen haben sich nach der Torfmoosentnahme gut regeneriert (Abb. 28). Die erhöhte Deckung der Torfmoose in den Erntebereichen zeigt, dass die Torfmoose durch die Entnahme gefördert wurden. Das liegt vermutlich daran, dass auch die Gefäßpflanzen vor der Entnahme der Torfmoose abgeschnitten wurden und sich damit ein Konkurrenzvorteil für die Torfmoose ergeben hat. Die Höhe des Torfmoosrasens im Meerkolk war schon 2 Jahre nach dem Abschneiden der oberen 5-10 cm nicht mehr signifikant von Referenzbereichen, in denen keine Torfmoose abgeschnitten wurden, zu unterscheiden. Diese Ergebnisse können nur auf eine händische Ernte übertragen werden, wie sie in diesem Projekt durchgeführt wurde.



Abb. 28: Schwinggras im Meerkolk direkt nach der Ernte (links), Meerkolk zwei Jahre nach der Ernte (rechts) (Fotos: L. Zoch).

6. Biodiversität der Fauna

6.1. Anlass und Forschungsfragen

Mit der Wiedervernässung und flächigen Etablierung von Torfmoosen werden auf den Kultivierungsflächen potenzielle Lebensräume für typische Arten der spezialisierten Hochmoorfauna geschaffen. Inwieweit diese Potenziale tatsächlich genutzt werden können, ist jedoch weitgehend unbekannt. Bislang gibt es aus Mitteleuropa dazu nur eine Studie, die ausschließlich die Spinnen-Zönose einer Torfmooskultivierungsfläche bei Rastede (Oldenburg) untersucht hat (MUSTER et al. 2015). Zahlreiche Untersuchungen zur Fauna von Hochmooren legen nahe, dass diese Flächen neben den bereits untersuchten Spinnen auch für die Reproduktion verschiedener moortypischer Insektenarten aus verschiedensten Artengruppen wie Ameisen, Libellen, Tagfalter oder Käfer eine Rolle spielen könnten (SOHNI & FINCH 2004, BUCHHOLZ et al. 2009, SONNENBURG 2009, LITTLEWOOD et al. 2010, HEINECKE et al. 2011, SPRICK et al. 2013, BARNDT 2014). Spezialisierte Vogelarten, Reptilien und Amphibien könnten Kultivierungsflächen als Teillebensraum nutzen. Untersuchungen zu den Auswirkungen von Renaturierungsmaßnahmen auf die Fauna (MAZEROLLE 2006, VAN DUINEN et al. 2003, 2007) machen jedoch deutlich, dass der Erfolg häufig von Details der praktischen Ausführung abhängt. Gerade Wirbellose sind oft an spezifische Strukturen der Hochmoore angepasst (SCHOPPGUTH 1999). In diesem Teilprojekt sollten deshalb folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

- Welche Tierarten besiedeln oder nutzen die Torfmooskultivierungsflächen?
- Welche faunistische Diversität stellt sich auf den Torfmooskultivierungsflächen im Vergleich zu wiedervernässten bzw. naturnahen Hochmoorflächen ein?
- Welche Faktoren beeinflussen die faunistische Diversität auf den Kultivierungsflächen?
- Welche Auswirkungen hat die Torfmoosentnahme auf die Wirbellosenfauna einer Spenderfläche?

6.2. Methodik

Zur Beantwortung dieser Fragen erfolgte die Erfassung verschiedener Tier-Artengruppen in 2017 und 2018 vergleichend für alle Untersuchungsgebiete (Kap. 2). Für die faunistischen Erfassungen wurde in den Untersuchungsgebieten eine Probefläche von jeweils rund 3 ha abgegrenzt.

Die Vögel wurden angelehnt an die Revierkartierung nach FISCHER et al. (2005) und FLADE (1994) erfasst. Dazu erfolgten in jedem Jahr 6 Begehungen in den frühen Morgenstunden sowie 2-3 Begehungen in der Dämmerung im Zeitraum von April bis Anfang Juli (vgl. SCHRÖDER et al. 2005). Für die Amphibien erfolgten 6-7 gezielte Begehungen der potenziellen Balz- und Reproduktionsgewässer im Zeitraum von März bis Anfang Juli sowohl am Tage als auch bei Nacht (FISCHER & PODLOUCKY 1997; SCHLÜPMANN & KUPFER 2009). Für die Libellen wurden ebenfalls alle potenziellen Reproduktionsgewässer im Zeitraum von Mai bis September an 8-9 Terminen bei möglichst günstigen Witterungsbedingungen (Sonne, Windstille) abgelaufen, wobei sowohl eine Erfassung der Imagines als auch eine Exuviensuche durchgeführt wurde (SIEDLE 1992; SCHLUMPRECHT 1999). Da es auf der Wiedervernässungsfläche Bridge keine Gewässerstrukturen gab, die über einen längeren Zeitraum Wasser führten, konnte auf dieser Fläche keine Erfassung der Amphibien und Libellen erfolgen. Die

Erfassung der Tagfalter erfolgte in allen Untersuchungsgebieten flächendeckend an 8-9 Terminen von Mai bis September, wobei alle für Tagfalter relevanten Strukturen (Nektarpflanzen) im Untersuchungsgebiet abgesehen wurden (MÜHLHOFER 1999). Für die Reptilien wurden keine gezielten Erfassungen durchgeführt, es wurden lediglich Beobachtungen aufgenommen, die im Zuge der Erfassungen der anderen Artengruppen gemacht wurden. Dennoch konnten die Anforderungen an Reptilienerfassungen (bei günstigen Witterungsbedingungen von April bis Oktober) erfüllt werden (KORNDÖRFER 1992).

Die Erfassung der epigäischen, also der auf der Bodenoberfläche und in der obersten Torfmooschicht lebenden Wirbelosengruppen, erfolgte auf den zwei Kultivierungsflächen Drenth und Provinzialmoor sowie auf der naturnahen Spenderfläche Meerkolk. Diese Gebiete wurden für die Untersuchungen in folgende Teilbereiche gegliedert:

- Provinzialmoor (*Sphagnum papillosum* 10/2015, *Sphagnum palustre* 03/2016)
- Provinzialmoor (*Sphagnum papillosum* 10/2016)
- Provinzialmoor (*Sphagnum palustre* 10/2016)
- Drenth (*Sphagnum papillosum* 10/2015, *Sphagnum palustre* 03/2016)
- Meerkolk - Erntebereich der Spenderfläche
- Meerkolk - Referenzbereich der Spenderfläche

Die Erfassung der epigäischen Wirbellose fand an fünf Terminen pro Jahr im Zeitraum von April bis Oktober statt. An jedem Termin wurden in jedem Teilbereich zehn Torfmoosproben zufallsverteilt in einem Proberahmen (30 cm x 30 cm; Abb. 29) genommen. Vor jeder Probenentnahme wurden zusätzlich Standortparameter im Proberahmen aufgenommen. Dazu gehörte die Höhe der Gefäßpflanzen sowie der Torfmoose. Außerdem wurde die Deckung der Gefäßpflanzen, der Torfmoose, der Strohaufgabe, der offenen Torf- und der Wasserfläche in Klassen (veränderte Braun-Blanquet-Skala) geschätzt. Bei der Probenentnahme wurde im Proberahmen die obere Schicht der lebenden Torfmoose (max. 5 cm) abgeschnitten und eingesammelt. Die Proben wurden in Weißschalen per Handauslese untersucht und alle mit bloßem Auge erkennbaren Tiere (Makrofauna) für die Bestimmung im Labor eingesammelt. Danach wurde die entnommene Vegetation wieder zurück an ihren ursprünglichen Platz gelegt werden, so dass die Torfmoosfragmente weiterwachsen konnten. Im Herbst 2016 wurden im Rahmen der Anlage der Torfmooskultivierungsfläche Provinzialmoor 40 Stichproben (je 4.500 ml) mit Torfmoosfragmenten aus dem Beimpfungsmaterial genommen und ebenfalls per Handauslese durchsucht.



Abb. 29: Proberahmen für die Erfassung der epigäischen Wirbellosen (Foto: L. Zoch, 25.04.2017).

Die Bestimmung der gesammelten Tiere erfolgte für alle Individuen bis zum Ordnungsniveau. Bei ausgewählten Käferfamilien (*Coleoptera: Carabidae, Dytiscidae, Hydrophilidae, Noteridae, Scirtidae*) erfolgte zudem eine Bestimmung bis zum Artniveau anhand von FREUDE et al. 1971, MÜLLER-MOTZFELD 2004 und LOMPE 2018.

Die Daten wurden mit dem Shapiro-Wilk Test und Levene-Test auf Normalverteilung und Varianzhomogenität geprüft. Um den Einfluss der Torfmoosernte auf die epigäische Wirbellosenfauna der Spenderfläche Meerkolk zu prüfen, wurde die Individuenzahl der Proben aus dem Ernte- und dem Referenzbereich mit dem nichtparametrischen Mann-Whitney-U-Test (Wilcoxon-Rangsummentest) auf Unterschiede getestet. Der Einfluss der Standortparameter auf die Individuenzahl der epigäischen Wirbellosen auf den Kultivierungsflächen wurde mit einer einfachen linearen Regression geprüft. Als Signifikanzniveau wurde $p < 0,05$ festgelegt. Die statistischen Analysen wurden in R (R Version 3.6.0, R Development Core Team 2019) und SPSS (IBM SPSS Statistics 26) durchgeführt.

Für die Auswertung wurden die Arten nach ihrem Gefährdungsstatus gemäß der Roten Listen von Niedersachsen und Bremen sowie ihrer ökologischen Bindung an Hochmoore in Deutschland eingeordnet. Dabei wurden Arten mit einer spezifischen Bindung an Hochmoor als Hochmoorspezialisten und Arten, die ihren Hauptlebensraum in Hochmooren haben, jedoch auch andere Lebensräume besiedeln, als Hochmoorpräferenten eingeordnet. Die zur Einordnung genutzte Literatur findet sich in Tab. 4. Bei den Vögeln wurde neben der Gesamtartenzahl beobachteter Arten auch die Zahl brütender Arten betrachtet.

Als brütende Arten wurden solche gezählt, für die in einem der beiden Erfassungsjahre ein Brutnachweis oder -verdacht gemäß den Kriterien nach FISCHER et al. (2005) erbracht werden konnte. In gleicher Weise wurden bei den Libellen bodenständige Arten betrachtet. Dabei wurden sowohl sicher bodenständige Arten (Nachweis Exuvie oder Emergenz) als auch wahrscheinlich bodenständige Arten (Nachweise von Kopula, Tandem, Eiablage, juvenile Individuen, Kleinlibellen mit mehr als 5 Beobachtungen an einem Erfassungstag) gezählt.

Tab. 4: Literatur zur Einordnung des Gefährdungsstatus nach den Roten Listen von Niedersachsen und Bremen sowie des ökologischen Anspruchs für die unterschiedlichen Artengruppen.

	Rote Liste	Ökologischer Anspruch
Vögel	KRÜGER & NIPKOW 2015	BLÜML & SANDKÜHLER 2015
Reptilien/ Amphibien	PODLOUCKY & FISCHER 2013	GÜNTHER 1996
Libellen	ALTMÜLLER & CLAUSNITZER 2010	BROCKHAUS et al. 2015
Tagfalter	LOBENSTEIN 2004	EBERT & RENNWALD 1991
Laufkäfer	ABMANN et al. 2003	BRÄUNICKE & TRAUTNER 2009
Wasserkäfer	HAASE 1996	HAASE 1996

6.3. Ergebnisse

6.3.1. Vögel

In allen Untersuchungsgebieten wurden in 2017 und 2018 insgesamt 46 Vogelarten nachgewiesen. Die Gesamtzahl der beobachteten Arten ist auf den naturnahen und den Wiedervernässungsflächen mit 19 bis 20 Arten relativ ähnlich, während auf den Kultivierungsflächen insgesamt 12 bzw. 14 Arten erfasst wurden (Abb. 30). Auf allen Flächen ist der Anteil an Arten der Roten Liste relativ hoch, wobei die meisten gefährdeten ebenso wie die meisten charakteristischen Arten auf den naturnahen Moorflächen zu finden sind. Bei den meisten auf den Kultivierungsflächen beobachteten Arten handelt es sich um typische Arten des Offenlandes wie beispielsweise die Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*) oder den Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*). Auf den Kultivierungsflächen wurden charakteristische und gefährdete Hochmoorarten wie z.B. der Rotschenkel (*Tringa totanus*) und der Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) beobachtet.

Auf beiden Kultivierungsflächen brütete in beiden Erfassungsjahren der Wiesenpieper (*Anthus pratensis*). Im Provinzialmoor wurden zudem in beiden Jahren Nester vom Kiebitz (*Vanellus vanellus*) gefunden. In 2017 gab es im Provinzialmoor zudem Hinweise auf eine Brut vom Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) und in 2018 von der Bachstelze (*Motacilla alba*) und der Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*).

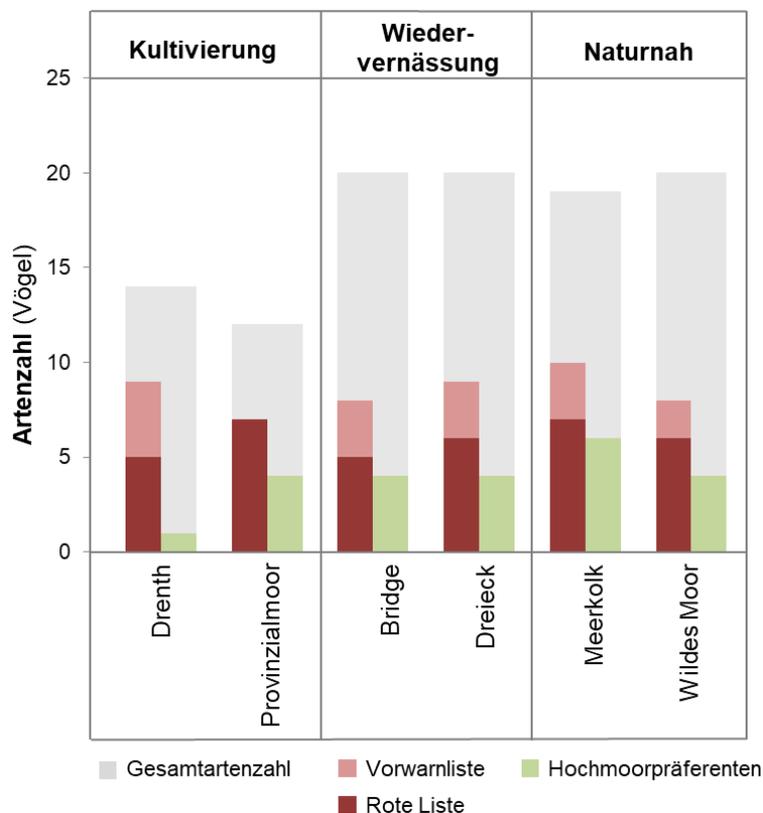


Abb. 30: Gesamtzahl beobachteter Vogelarten, Zahl der Rote Liste-Arten von Niedersachsen und Bremen sowie der Hochmoorpräferenten in den Untersuchungsgebieten (2017 und 2018).

6.3.2. Reptilien und Amphibien

Aus den Artengruppen der Reptilien und Amphibien wurden insgesamt vier Arten nachgewiesen, wobei der Moorfrosch (*Rana arvalis*) in Niedersachsen als gefährdet gilt und auch als charakteristische Hochmoorart eingeordnet wurde (vgl. PODLOUCKY & FISCHER 2013; GÜNTHER 1996). Die Vorkommen sind in allen Untersuchungsgebieten relativ ähnlich (Abb. 31). Nur auf der „Bridge“-Fläche sowie der Kultivierungsfläche „Drenth“ konnte die Waldeidechse (*Zootoca vivipara*) nicht nachgewiesen werden. Während im ersten Erfassungsjahr (2017) vor allem adulte Tiere und wenige juvenile Individuen von Moorfrosch und Teichfrosch (*Pelophylax* kl. *esculentus*) auf den Kultivierungsflächen beobachtet wurden, konnten im zweiten Jahr auch Laichballen von beiden Arten in den Gruppen der Kultivierungsflächen nachgewiesen werden.

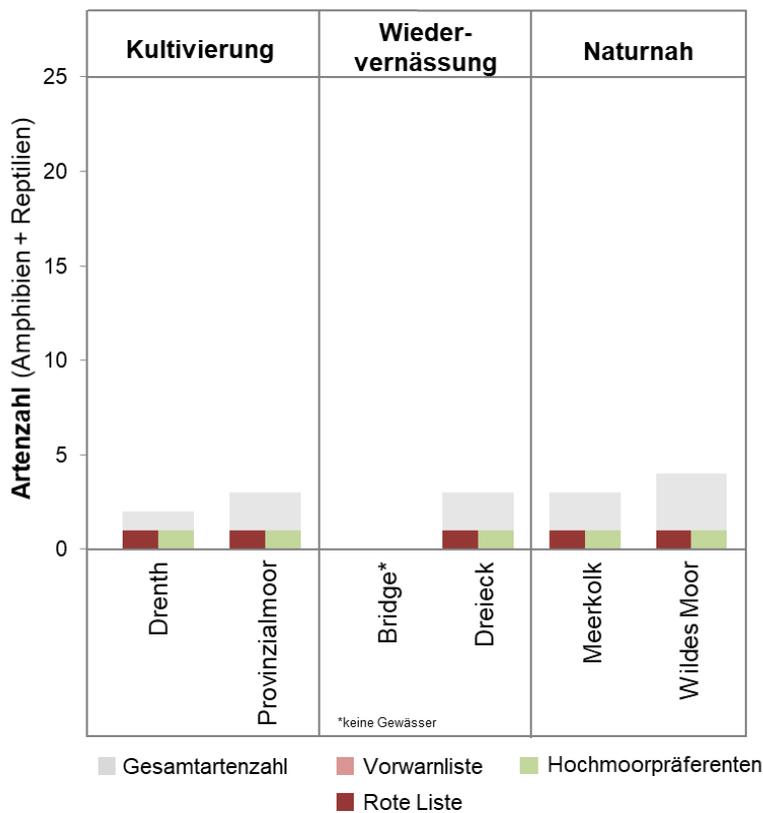


Abb. 31: Gesamtzahl beobachteter Reptilien- und Amphibienarten, Zahl der Rote Liste-Arten von Niedersachsen und Bremen sowie der Hochmoorpräferenten in den Untersuchungsgebieten (2017 und 2018).

6.3.3. Libellen

Insgesamt wurden in beiden Untersuchungsjahren auf allen Flächen 31 Libellenarten nachgewiesen. Während im Dreieck die meisten Arten insgesamt nachgewiesen wurden, waren auf den naturnahen Moorflächen, insbesondere im Meerkolk, die meisten Moorarten und Arten der Roten Liste vorhanden (Abb. 32). Als Hochmoorspezialisten eingeordnete Arten wurden nur auf den naturnahen Moorflächen (*Aeshna subarctica*, *Somatochlora arctica*, *Leucorrhinia dubia*) und der Wiedervernässungsfläche Dreieck (*Aeshna subarctica*) gefunden. Auf den beiden Kultivierungsflächen wurden zusammen 21 Arten erfasst, davon 18 Arten in Drenth und 17 Arten im Provinzialmoor. Darunter waren mit dem

Kleinen Blaupfeil (*Orthetrum coerulescens*), der Nordischen Moosjungfer (*Leucorrhinia rubicunda*) und der Scharlachlibelle (*Ceriatrigon tenellum*) Rote Liste-Arten, die für Niedersachsen zudem als Hochmoorpräferenten eingeordnet wurden.

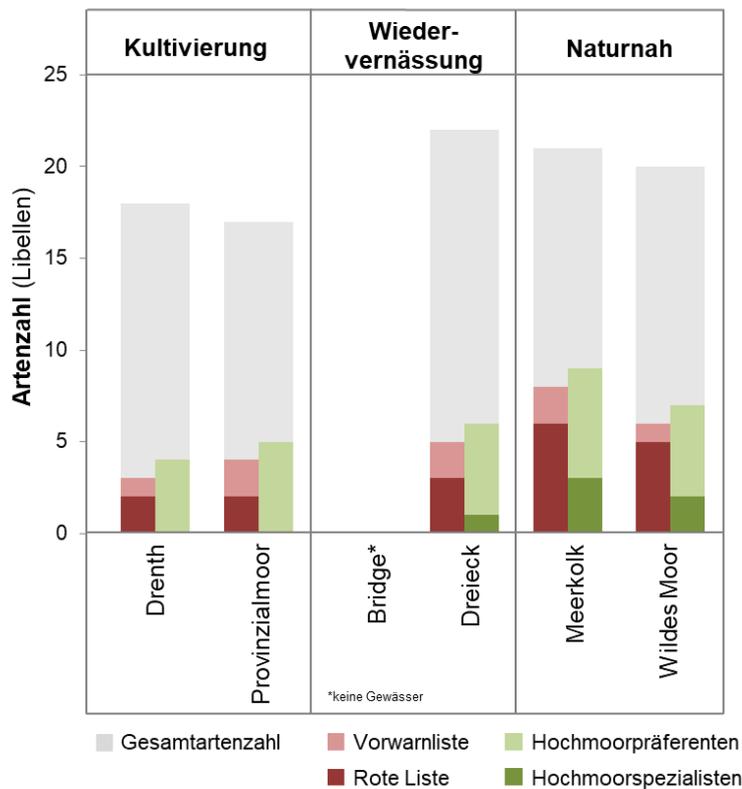


Abb. 32: Gesamtzahl beobachteter Libellenarten, Zahl der Rote Liste-Arten von Niedersachsen und Bremen (Nord-West-Deutschland) sowie der Hochmoorpräferenten und -spezialisten in den Untersuchungsgebieten (2017 und 2018).

Eine sichere Bodenständigkeit wurde auf beiden Kultivierungsflächen u.a. für den Vierfleck (*Libellula quadrimaculata*) und die Schwarze Heidelibelle (*Sympetrum danae*) nachgewiesen. Auch Hochmoorpräferenten wie die Scharlachlibelle (*Ceriatrigon tenellum*) und die Torf-Mosaikjungfer (*Aeshna juncea*) sind wahrscheinlich auf beiden Flächen bodenständig.

6.3.4. Tagfalter

Bei den Tagfaltern wurden insgesamt 22 Arten in allen Untersuchungsgebieten erfasst. Dabei wurden die meisten Arten insgesamt sowie die meisten charakteristischen und gefährdeten Arten auf den naturnahen Flächen erfasst (Abb. 33). Die beiden charakteristischen Hochmoorarten Argus-Bläuling (*Plebejus argus*) und Grüner Zipfelfalter (*Callophrys rubi*) wurden sowohl auf den naturnahen Flächen, als auch auf jeweils einer Wiedervernässungsfläche gefunden. Auf den Kultivierungsflächen ist die Gesamtartenzahl deutlich niedriger als auf den anderen Flächen und es wurden keine gefährdeten oder charakteristischen Arten nachgewiesen.

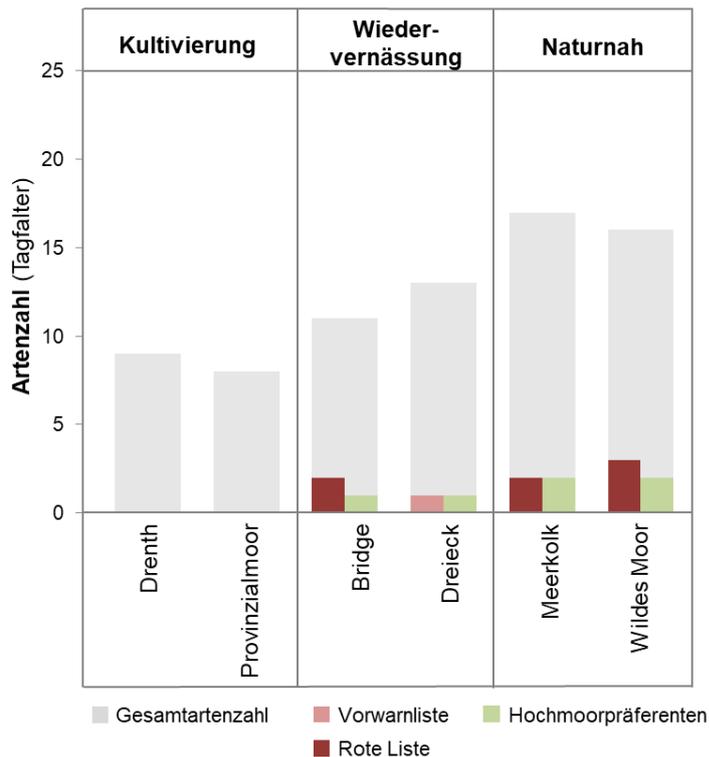


Abb. 33: Gesamtzahl beobachteter Tagfalterarten, Zahl der Rote Liste-Arten von Niedersachsen und Bremen sowie der Hochmoorpräferenten in den Untersuchungsgebieten (2017 und 2018).

6.3.5. Epigäische Wirbellose

In allen Untersuchungsgebieten wurden in 2017 und 2018 über die Handaufsammlungen ($n=600$) insgesamt rund 8.000 Individuen epigäischer Wirbelloser gesammelt. Es zeigt sich, dass die Individuendichte auf der naturnahen Moorfläche Meerkolk deutlich höher ist, als auf den Kultivierungsflächen (Abb. 34). Auf den Teilbereichen der Kultivierungsfläche Provinzialmoor finden sich mehr Individuen als in Drenth. Die Höhe der Torfmoose ($\text{Coef}=1,751$, $p=0,000$) und der Gefäßpflanzen ($\text{Coef}=0,113$, $p=0,033$) sowie die Strohdeckung ($\text{Coef}=0,098$, $p=0,001$) auf den Kultivierungsflächen haben einen signifikanten positiven Einfluss auf die Individuenzahl epigäischer Wirbelloser.

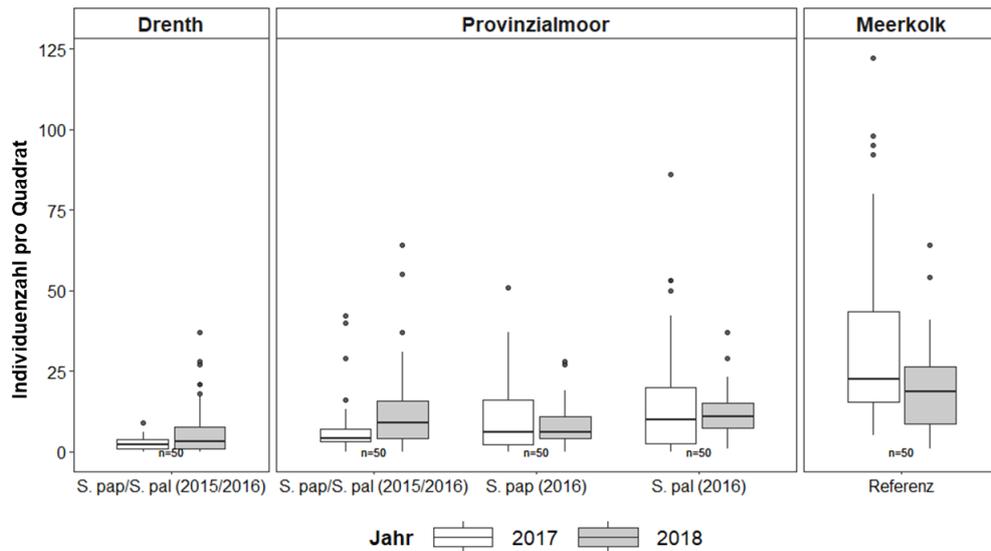


Abb. 34: Individuenzahl der epigäischen Wirbellosenfauna auf den Kultivierungsflächen und einer naturnahen Referenzfläche.

Auf allen Flächen gehörten Spinnen (*Aranae*), Wanzen und Zikaden (*Hemiptera*) und Käfer (*Coleoptera*) zu den dominanten Ordnungen (Abb. 35). Während auf der naturnahen Moorfläche Meerkolk zudem Ameisen (*Hymenoptera: Formicidae*) in großer Zahl vertreten waren, wurden nur wenige Individuen von Ameisen auf den Kultivierungsflächen gefunden.

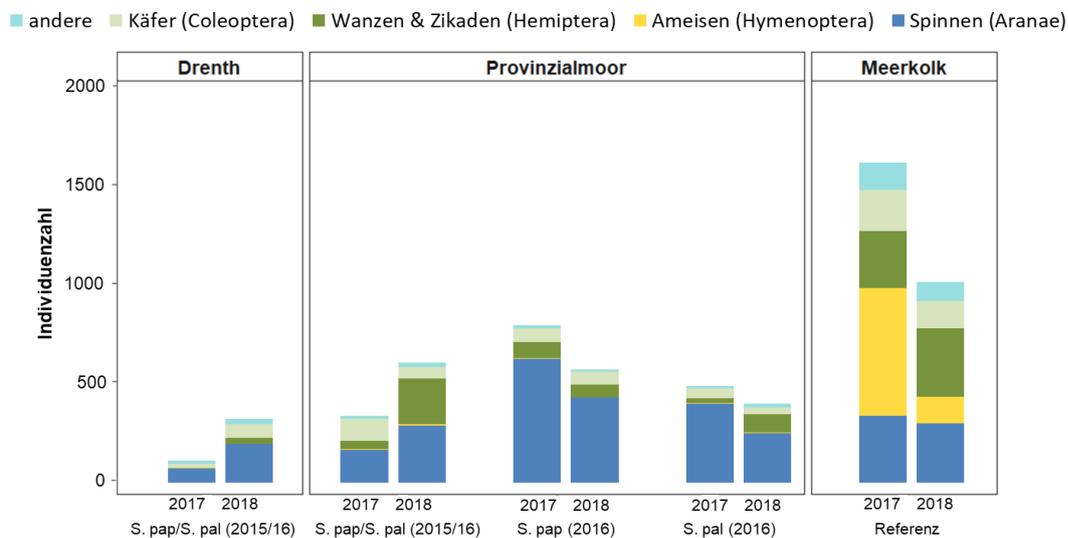


Abb. 35: Individuenzahl der Haupt-Gruppen (Ordnungsniveau) der epigäischen Wirbellosenfauna.

Auf den Flächen wurden 18 Laufkäferarten (*Coleoptera: Carabidae*) nachgewiesen, davon neun Arten in Drenth, 15 Arten auf den drei Teilbereichen im Provinzialmoor und vier Arten im Meerkolk. Darunter sind typische und gefährdete Moorarten wie z.B. *Acupalpus dubius*, der auf allen Flächen gefunden wurde oder *Trichocellus cognatus* und *Agonum gracile*, die im Provinzialmoor nachgewiesen wurden. Des Weiteren wurden auf allen Flächen 21 Wasserkäferarten (*Coleoptera: Dytiscidae, Hydrophilidae, Noteridae, Scirtidae*) gefunden. Mit 17 Arten wurden die meisten Wasserkäfer im Meerkolk

nachgewiesen, in Drenth waren es fünf Arten und im Provinzialmoor 11 Arten. Rund 75% der Arten sind typische Hochmoorpräferenten. Es wurden vier Arten der Roten Liste nachgewiesen, drei davon auf den Kultivierungsflächen (*Helochares punctatus*, *Enochrus ochropterus*, *Rhantus suturellus*).

Es hat sich gezeigt, dass die Torfmoosentnahme auf der Spenderfläche Meerolk im ersten Jahr nach der Entnahme einen Einfluss auf die Individuenzahl der epigäischen Wirbellosen hat. Im ersten Jahr waren signifikant weniger Individuen auf der Erntefläche im Vergleich zu der Referenzfläche vorhanden. Im zweiten Jahr war dieser Unterschied bereits nicht mehr signifikant. Es wurden zudem mit dem Beimpfungsmaterial epigäische Wirbellose von der Spenderfläche auf die Kultivierungsflächen übertragen. In den Proben aus dem Beimpfungsmaterial vom Herbst 2016 (n=40) wurden rund 2.100 Individuen gefunden.

6.4. Diskussion

Die Erfassungen aus 2017 und 2018 haben gezeigt, dass die Kultivierungsflächen bereits nach zwei Jahren einigen Arten der Fauna einen (Teil-) Lebensraum bieten. Es hat somit eine relativ schnelle Besiedlung der Flächen aus der Umgebung stattgefunden. Das zeigt sich auch daran, dass mobile Pionierarten (z.B. Kleine Pechlibelle, Große Heidelibelle) sowie Störungsanzeiger der Anfangsstadien (Präferenz für Offenboden oder Strohbedeckung) gefunden wurden (z.B. Flussregenpfeifer). Es konnten jedoch auch aus fast allen Artengruppen (Ausnahme Tagfalter) typische Hochmoorarten auf den Kultivierungsflächen nachgewiesen werden. Das zeigt insbesondere bei der Kultivierungsfläche Drenth, die anders als das Provinzialmoor nicht von Wiedervernässungsflächen umgeben ist, eine gewisse Anziehungskraft der Fläche für typische Moorarten. Des Weiteren wurde bei Arten der Amphibien und Libellen (in den Gruppen) sowie der Vögel bereits eine Reproduktion auf den Kultivierungsflächen nachgewiesen. Somit können Torfmooskultivierungsflächen sowohl als Nahrungshabitat als auch als Fortpflanzungshabitat für Moorarten dienen.

Bei den Erfassungen der Vögel wurden auf den Kultivierungsflächen deutlich weniger Arten als auf den Wiedervernässungsflächen und den naturnahen Moorflächen gefunden. Das hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass auf den Kultivierungsflächen keine Gehölzstrukturen vorhanden waren, während die anderen Flächen einen lichten Gehölzbestand aufwiesen. So wurden auf den Kultivierungsflächen hauptsächlich typische Offenlandarten und Bodenbrüter wie z.B. der Kiebitz gefunden. Da viele Offenlandarten heute gefährdet sind (KRÜGER & NIPKOW 2015), bieten die Kultivierungsflächen gerade für diese Arten einen wertvollen Ersatzlebensraum.

An Reptilienarten wurde nur die Waldeidechse nachgewiesen. Es ist jedoch davon auszugehen, dass auch Schlangenarten die Kultivierungsflächen als Jagdhabitat nutzen können. Beispielweise wurden Kreuzottern und Ringelnattern im Umfeld der Kultivierungsflächen beobachtet, auch wenn kein Nachweis direkt auf den Flächen erbracht werden konnte. Eine gezielte Erfassung mit z.B. Reptilienblechen könnte hier weitere Erkenntnisse liefern.

Die Eignung von Kultivierungsflächen als Habitat für die Amphibien und die Libellenfauna hängt vor allem von der Form der Bewässerung ab. Bisher wurden Exuvienfunde und Emergenzbeobachtungen

der Libellen sowie Laichballenfunde der Amphibien nur in den Gruppen erbracht. Zusätzlich zu den Gruppen entstanden durch Überstauungen temporäre flache Gewässer auf den Moosflächen, sowohl in mit Gruppen als auch in mit Tröpfchenschläuchen bewässerten Bereichen. Diese Wasserflächen trockneten jedoch im Verlauf des Sommers jeweils zurück, so dass eine Reproduktion hier bisher ausgeschlossen wird. Bei der Gruppenbewässerung sollte beachtet werden, dass eine starke Durchströmung der Gruppen in Zuge der Be- und Entwässerung sich negativ auf die im Wasser lebende Fauna oder ihre Entwicklungsstadien auswirken kann, da die typischen Moorarten an Stillgewässerstrukturen angepasst sind.

Für die Tagfalter waren die Kultivierungsflächen weniger geeignet, obwohl die relevanten Nektar- und Raupenfutterpflanzen vorhanden waren und auch während der beiden Erfassungsjahre geblüht haben (z.B. Glockenheide). Die geringe Anzahl nachgewiesener Arten und Individuen ist vermutlich vor allem auf den fehlenden Windschutz auf den Flächen zurückzuführen. An Hochmoore angepasste Arten nutzen auch in naturnahen Hochmooren hauptsächlich die windgeschützten Randbereiche, während sie die offenen Zentren eher meiden (BURMEISTER 1990).

Eine weitere relevante Artengruppe, für die zukünftige Erfassungen weitere Erkenntnisse bringen könnten, sind Heuschrecken. Auf der Kultivierungsfläche Provinzialmoor wurde in 2018 z.B. die in Niedersachsen gefährdete Sumpfschrecke (*Stethophyma grossum*) nachgewiesen.

Die bisher nur in geringen Individuenzahlen erfassten Ameisen zeigen, dass die Kultivierungsflächen noch kein ausgeprägtes Bulten-Schlenken-System wie naturnahe Moorflächen besitzen. Die typischen Moorameisen bauen ihre Nester in die trockenen Moosbulte (SONNENBURG 2009). Es bleibt jedoch abzuwarten, ob mit der Weiterentwicklung der Vegetation noch eine Besiedlung stattfindet. Für andere Ordnungen der epigäischen Wirbellosen scheinen die Kultivierungsflächen bereits Lebensraumstrukturen bereit zu stellen. Diese sind in den gut ausgeprägten Bereichen auch für Hochmoorpräferenten geeignet, wie die nachgewiesenen Käferarten zeigen.

Bei der Einordnung der Ergebnisse dieser Untersuchung muss bedacht werden, dass die Kultivierungsflächen nicht nur einen neuen Lebensraumtyp darstellen, sondern dass die untersuchten Flächen sich auch noch in einem frühen Entwicklungsstadium befinden. Die Vegetation und die Zusammensetzung der Fauna werden sich über die Jahre noch verändern. Aufgrund der zu erwartenden Veränderungen, wird eine erneute Erfassung der Flächen nach z.B. fünf Jahren empfohlen.

Einfluss der Bewirtschaftung

Trotz der nachgewiesenen Eignung als Nahrungs- und Fortpflanzungshabitate für verschiedene Artengruppen handelt es sich bei den Kultivierungsflächen auch um bewirtschaftete Flächen mit den damit verbundenen Eingriffen. Die Flächen werden regelmäßig gemäht, damit höhere Gefäßpflanzen keine Konkurrenz für die Torfmoose darstellen (GRAF et al. 2017, GAUDIG et al. 2018). Eine Mahd hat immer einen Einfluss auf die Fauna, die sich auf der Fläche aufhält, da ein Teil der Individuen abgetötet (Wirbellose, Amphibien, Jungvögel), Entwicklungsstadien von Wirbellosen und Gelege in Vogelnestern zerstört werden (HUMBERT et al. 2009). Außerdem sorgt eine regelmäßige Mahd dafür,

dass die vertikalen Vegetationsstrukturen zeitweise zerstört werden, so dass weniger Strukturvielfalt als auf naturnahen oder nicht genutzten Wiedervernässungsflächen zu finden ist. Die Bewirtschaftungsdämme werden ebenfalls freigehalten, sodass hier auch kein Gehölzaufwuchs stattfindet und die Flächen windexponiert sind und es wenige Ruheplätze oder Versteckmöglichkeiten vor Prädatoren gibt. Des Weiteren werden die Gruppen zur Pflege regelmäßig ausgeräumt (GAUDIG et al. 2018) und damit auch das Makrozoobenthos zum Teil entnommen. Eine Torfmoosernte auf den Kultivierungsflächen wird sich, wie auch die Torfmoosentnahme auf den Spenderflächen, vermutlich vor allem auf die epigäische Wirbellosen auswirken. Bei der Ernte werden die Lebensraumstrukturen zeitweise zerstört und Individuen entnommen.

Für eine Verbesserung der Lebensraumbedingungen auf den Kultivierungsflächen sollten Pflegeeingriffe wie die Mahd oder die Ausräumung von Gruppen möglichst gering gehalten werden. Außerdem ist eine abschnittsweise Durchführung von Pflegemaßnahmen und der Torfmoosernte zu empfehlen. Eine weitere Möglichkeit wäre die Integration von zusätzlichen Habitatelementen. Beispielsweise könnten kleine Teile der Moosflächen nicht beerntet werden, damit sich hier Bulten ausbilden können. Außerdem könnten gezielt Schlenken angelegt werden oder eine Sukzession auf nicht genutzten Teilflächen wie z.B. Polderdämmen zugelassen werden, damit sich Gehölze als Windschutz und Ruhehabitat entwickeln können.

Torfmoosentnahme auf den Spenderflächen

Zu beachten ist der Einfluss der Torfmoosentnahme auf die epigäische Wirbellosenfauna der Spenderflächen. Bei der Entnahme werden unter Umständen Nester von z.B. Ameisen zerstört und Tiere von den Spenderflächen auf die Kultivierungsflächen übertragen. Um die Populationen der Spenderflächen nicht zu gefährden, sollte eine Entnahme auf naturnahen Moorflächen nur kleinflächig und ohne Maschineneinsatz durchgeführt werden. Die Entnahme sollte mosaikartig erfolgen und Bereiche oder Streifen der ursprünglichen Vegetation sollten jeweils stehen gelassen werden, damit dort ein Teil der Wirbellosenfauna unbeschadet überdauern kann und ursprüngliche Lebensraumstrukturen erhalten bleiben. Wie im Projekt erfolgt, sollte eine Kartierung der Vegetationsstrukturen vor der Ernte durchgeführt werden, damit der Eingriff möglichst gezielt und damit schonend durchgeführt, potentiell empfindliche Lebensbereiche ausgespart und mögliche Konflikte mit gefährdeten Arten identifiziert werden können. Dabei sollten gerade auf degradierten Hochmoorflächen neben der Wirbellosenfauna auch Wirbeltiere wie z.B. Reptilien berücksichtigt werden.

7. THG-Austausch

7.1. Anlass und Forschungsfragen

Neben der Biodiversität wird auf den Versuchsfeldern durch die Kultivierung der Torfmoose und die dazu angehobenen Wasserstände auch der Austausch der Treibhausgase (THG) Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O) beeinflusst. In Deutschland liegen dazu bisher nur Daten von zwei Flächen vor (BEYER & HÖPER 2015; GÜNTHER et al. 2017). Beide Flächen waren im jeweiligen Untersuchungszeitraum (Aufwuchsphase) Senken für atmosphärisches CO_2 . Im Unterschied zu diesen Studien wurde im aktuellen Projekt die großflächige Kultivierung von Torfmoosen auf stark degradierten, flachgründigem Schwarztorf nach Torfabbau untersucht. Offen ist daneben, wie sich unterschiedliche Bewässerungssysteme, auf der Kultivierungsfläche Drenth die Gruppen- und Tröpfchenbewässerung und im Provinzialmoor die Gruppenbewässerung verbunden mit einer vorangehenden Wiedervernässung, auf den THG-Austausch auswirken. Von besonderem Interesse sind dabei die Emissionen aus dem Bewässerungspolder, da aus überstauten Niedermoorpoldern teilweise sehr hohe CH_4 -Emissionen gemessen wurden (FRANZ et al. 2016).

Auch der Klimawandel kann Auswirkungen auf den THG-Austausch haben. Dabei stellt sich auch die Frage, ob naturnahe Standorte oder solche mit intensivem Wassermanagement resilienter gegenüber Extrembedingungen sind. Messungen in borealen und (sub)arktischen Gebieten haben gezeigt, dass die Auswirkungen experimenteller Temperaturerhöhungen auf die THG-Flüsse uneinheitlich sind, da sowohl die Biomasseproduktion moorspezifischer Arten als auch die Ökosystematmung erhöht werden kann. Somit wurde je nach Standortbedingungen und Witterung eine erhöhte Senkenfunktion für CO_2 sowie verringerte CH_4 -Emissionen, eine stärkere CO_2 - oder CH_4 -Quelle oder aber auch kein Netto-Effekt festgestellt (JOHNSON et al. 2013, PEARSON et al. 2015, SULLIVAN et al. 2008, TURETSKY et al. 2008, VAN WINDEN et al. 2012). In diesem Teilprojekte sollten folgende Forschungsfragen beantwortet werden:

- Wie verhält sich der Treibhausgasaustausch von Torfmooskultivierungsflächen und Bewässerungspoldern im Vergleich zu naturnahen Hochmooren?
- Welche Bewässerungsverfahren sind unter dem Aspekt der THG-Minimierung optimal?
- Wie resilient gegenüber Klimawandelbedingungen sind Torfmooskultivierungsflächen?
- Wieviel der frischen organischen Substanz wird mittelfristig in welchen Pflanzen (Moose vs. Gefäßpflanzen) gespeichert und wieviel wird schnell wieder als CO_2 oder gelöster organischer Kohlenstoff abgegeben?
- Wie sieht die THG-Bilanz der gesamten moorbasierten Produktionskette aus?

7.2. Material und Methoden

7.2.1. Aufbau der Messstationen

Die Messstationen (s. Kap. 2) bestehen aus Stegen, gasdicht in den Boden eingelassenen Rahmen zum Aufsetzen der Gassammelhauben und Haubenlagern zur Lagerung der Gassammelhauben. Im Provinzialmoor wurde eine Wetterstation betrieben (Abb. 36), die meteorologische Messgrößen zur Interpolation und Interpretation der Messdaten aufgenommen hat. Auf der naturnahen Referenzfläche und auf den Kultivierungsflächen wurden einzelne Plots mit Open Top Chambers (OTCs) ausgestattet (Abb. 37), um zukünftige Klimawandelbedingungen zu simulieren. Eine besondere Herausforderung stellte die Messung auf dem Polder im Provinzialmoor dar. Hier wurde ein Steg in den Polder hinein gebaut. Um Messungen bei stark schwankenden Wasserständen zu ermöglichen (Amplitude > 1 m), schwammen die Rahmen zum Aufsetzen der Gassammelhauben auf der Wasseroberfläche und konnten für den Zeitraum der Messung fest fixiert werden (Abb. 38).

Die Open Top Chambers (OTCs), sechseckige Kammern aus lichtdurchlässigem Polycarbonat, dienten der Annäherung an zukünftige Klimawandelbedingungen, indem Boden- und Lufttemperaturen wie in einem Gewächshaus passiv erwärmt wurden (MOLAU & MØLGAARD 1996). Sie wurden fest über den Rahmen für die Messhauben installiert und verblieben auch während der THG-Messungen dort (Abb. 37).

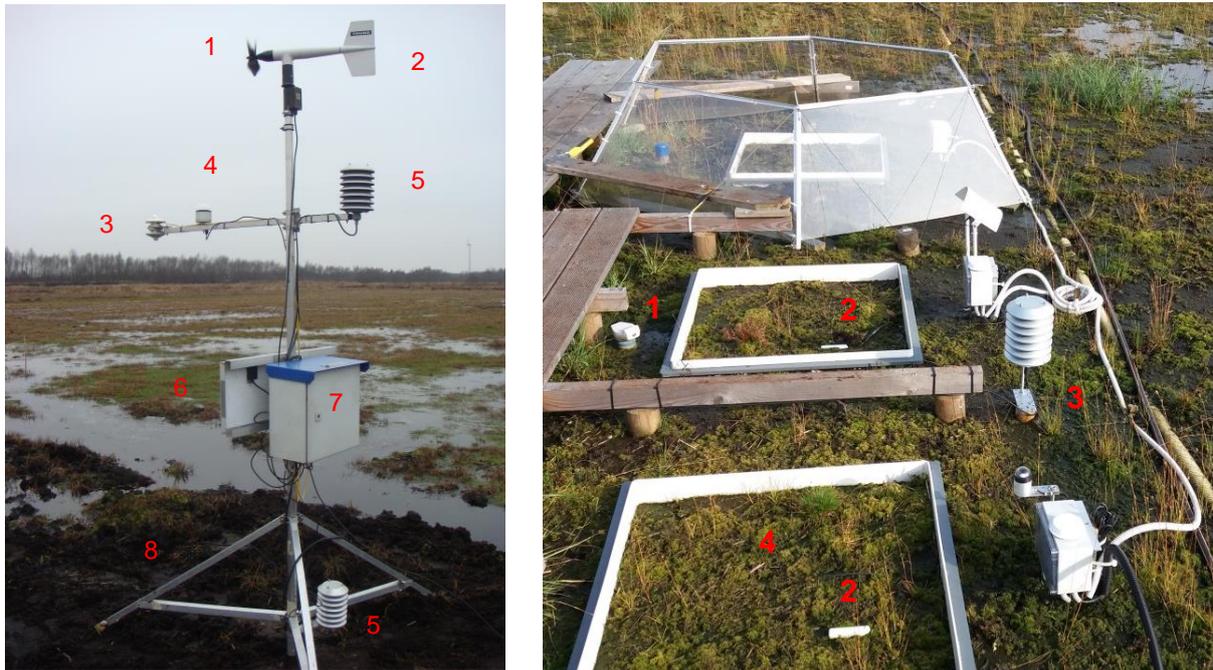


Abb. 36: (links): Wetterstation im Provinzialmoor: 1: Windgeschwindigkeit, 2: Windrichtung, 3: Global- und Gegenstrahlung, 4: Photosynthetisch aktive Strahlung (PAR), 5: Lufttemperatur und -feuchte, 6: Solarpanel, 7: Datenlogger und 8: Bodentempersensoren. Foto: Dominik Düvel.

Abb. 37: (rechts): Open-Top-Chamber im Provinzialmoor sowie Sensoren zur Erfassung des 1: Grundwasserstands, 2: der Bodenfeuchte, 3: der Lufttemperatur-/feuchte und 4: der Bodentemperatur (vollständig vergraben). Foto: Dominik Düvel.

Zum Prozessverständnis der Auswirkungen der Klimawandelbedingungen wurden an den Standorten mit OTCs und den jeweiligen Referenzstandorten (REF, s. Tab. 5) zusätzliche Sensoren installiert (Abb. 37): Bodentemperatur (2 cm): pro Plot, in OTC-Plots in dreifacher Wiederholung

- Bodenfeuchte, Lufttemperatur, Luftfeuchte: pro Plot
- Photosynthetisch aktive Strahlung: pro Teilgebiet jeweils einmal innerhalb und einmal außerhalb der OTCs

An allen weiteren Messplots wurden die Bodentemperaturen in 2 cm Tiefe ebenfalls aufgezeichnet, da diese essentiell für die Interpolation der Ökosystematmung sind. Die vollständige Installation der hydro-meteorologischen Messungen verzögerte sich leider aufgrund von Lieferschwierigkeiten der Hersteller bis Juni 2017. Die Schließung dieser Anfangslücke sowie weiterer kleinerer Lücken erfolgte über die Daten der Wetterstation und des Deutschen Wetterdienstes (Station Lingen).

Im Frühjahr und im Herbst wurden in den Messplots die Zusammensetzung und Deckung der Vegetation kartiert. Da es sich um einzelne Plots handelt, können die Ergebnisse von den in Kapitel 4 genannten Mittelwerten abweichen.



Abb. 38: Steg im Bewässerungspolder im Provinzialmoor mit schwimmenden Rahmen und aufgesetzter Haube zur Messung von Methan- und Lachgasflüssen. Foto: Dominik Düvel.

7.2.2. Messung der Treibhausgasflüsse

Messvarianten

Der THG-Austausch einschließlich der Messvarianten mit passiver Erwärmung durch „Open Top Chambers“ (OTC, Tab. 5) wurde mit der Haubenmethode manuell gemessen. Bei dieser Methode (LIVINGSTON & HUTCHINSON, 1995) werden Kunststoffhauben (0,78 m x 0,78 m x 0,5 m) auf Bodenrahmen (Abb. 37) bzw. Schwimmrahmen (Abb. 38) aufgesetzt und die Änderung der Konzentrationen der THG während der Verschlusszeit gemessen. Insgesamt wurde der THG-Austausch in den drei Teilgebieten (naturnahe Referenzfläche „Meerkolk“, Kultivierungsflächen „Provinzialmoor“ und „Drenth“) in elf Messvarianten gemessen (Tab. 5, Abb. 4 und Abb. 6 in Kap. 2).

Jede Variante bestand dabei aus 3 Replikaten („Plots“). Von Mitte März 2017 bis Mitte März 2019 können so zwei komplette Jahresbilanzen berichtet werden.

Tab. 5: Standorte THG-Messungen. Alle Torfmoos-Kultivierungsvarianten mit Strohabdeckung. OTC: Messvarianten mit „Open-Top-Chambers“; REF: Vergleichsvarianten für die OTCs.

Gebiet	ID	Wassermanagement	OTC	Moosarten, Herkunft und Ausbringungszeitpunkt
Drenth	DTR	Tröpfchenbewässerung	REF	<i>Sphagnum</i> Mix (<i>S. papillosum</i> , Wildes Moor), Ausbringung 10/2015, Nachimpfung mit <i>S. palustre</i>)
Drenth	DOT	Tröpfchenbewässerung	OTC	wie DTR
Drenth	DGR	Gruppenbewässerung	-	wie DTR
Provinzialmoor	PPL	Gruppen/Überrieselung	-	<i>Sphagnum palustre</i> (NL), Ausbringung 03/2016
Provinzialmoor	PPP	Gruppen/Überrieselung	-	<i>Sphagnum papillosum</i> (Wildes Moor), Ausbringung 10/2015,
Provinzialmoor	PRE	Gruppen/Überrieselung	REF	<i>Sphagnum</i> Mix (Meerkolk), dominante Art <i>Sphagnum papillosum</i> , Ausbringung 10/2016
Provinzialmoor	POT	Gruppen/Überrieselung	OTC	wie PRE
Provinzialmoor	PPO	Polder	-	keine
Meerkolk	MRE	keins, d.h. naturnah	REF	dominante Art <i>Sphagnum papillosum</i>
Meerkolk	MOT	keins, d.h. naturnah	OTC	dominante Art <i>Sphagnum papillosum</i>
Meerkolk	MER	keins, d.h. naturnah	-	dominante Art <i>Sphagnum papillosum</i> , beerntete Spenderfläche

Messtechnik

Zur Ermittlung des CO₂-Austauschs wurden monatlich ganztägige Intensivmesskampagnen mit abwechselnd transparenten und nicht-transparenten Hauben durchgeführt. Die CO₂-Konzentrationen wurden direkt im Feld mittels eines Infrarotgasanalysegeräts (IRGA) gemessen und aufgezeichnet. Die Hauben waren mit einem Lüfter zur Durchmischung der Haubeninnenluft, einem Druckausgleichsventil und einem Temperatursensor zur Überwachung der Innentemperatur ausgestattet. Die Hauben wurden über eine Gummidichtung und Klemmen gasdicht mit den Rahmen verbunden bzw. für die Messungen auf dem Polder im Provinzialmoor auf einen mit Wasser gefüllten u-förmigen Rahmen gesetzt. Die Dichtigkeit der einzelnen Hauben wurde mehrmals in der Werkstatt des Thünen Instituts mit Prüfgas getestet. Transparente Hauben wurden bei Bedarf mit Kühllakku gekühlt, um den Temperaturanstieg während der Messung auf 1,5 °C zu begrenzen.

Die Intensivmesskampagnen erfolgten von ca. einer Stunde vor Sonnenaufgang bis zum Erreichen des Bodentemperaturmaximums am Nachmittag. Um die jahreszeitlich mögliche Spannweite der Strahlung abzudecken, wurden die CO₂-Messungen nach Möglichkeit an sonnigen Tagen durchgeführt. Unter Lichtbedingungen (transparente Hauben) wurde der Nettoökosystemaustausch (NEE = „*net ecosystem exchange*“) direkt gemessen, während mit den nicht-transparenten Hauben die Ökosystematmung (R_{eco} = „*ecosystem respiration*“) erfasst wurde. Die Bruttoprimärproduktion (GPP = „*gross primary production*“) ergibt sich aus der Differenz zwischen NEE und R_{eco}. In

Abhängigkeit von der Änderungsrate der CO₂-Konzentrationen blieben die Hauben 120 (transparent) bzw. 180 (nicht transparent) Sekunden geschlossen. Pro Messplot und Kampagne wurden mindestens vier Flüsse mit transparenten Hauben und vier Flüsse mit nicht-transparenten Hauben aufgezeichnet. Insgesamt wurden durchschnittlich 13 ganztägige Messkampagnen pro Messvariante und -jahr durchgeführt.

Die Flüsse von Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) wurden mit nicht-transparenten Hauben alle zwei bis drei Wochen gemessen. Die Hauben wurden für 80 Minuten auf die Rahmen aufgesetzt und im Abstand von jeweils 20 Minuten insgesamt fünf Gasproben entnommen, die im Labor mittels Gaschromatographie (GC) analysiert wurden. Insgesamt wurden durchschnittlich 26 Messkampagnen pro Messvariante und -jahr durchgeführt.

7.2.3. Berechnung von Treibhausgasflüssen und Jahresbilanzen

Im Falle von CO₂ wurden aus dem Konzentrationsanstieg oder dem Konzentrationsabfall während einer Messung zunächst die CO₂-Einzelflüsse linear berechnet. In den aufgezeichneten 120 bzw. 180 Sekunden wurde ein Fenster mit dem höchsten Bestimmtheitsmaß der linearen Regression ausgewählt. Die Länge dieses Fensters variierte zwischen 40 Sekunden im Sommer und 50 Sekunden im Winter. Wenn sich im Zeitraum des Fensters die Haubeninnentemperatur um mehr als 1,5 °C oder die photosynthetisch aktive Strahlung um mehr als 10 Prozent des Startwerts änderte, wurde kein Fluss berechnet.

Für jeden Messkampagnentag wurden Gas-Austauschmodelle für die Ökosystematmung und Bruttoprimärproduktion parametrisiert. Für die Berechnung von R_{eco} [mg CO₂-C m⁻² h⁻¹] wurde das temperaturabhängige (Temperatur T in K) Lloyd-Taylor-Modell (LLOYD & TAYLOR, 1994) verwendet (Gleichung 1):

$$R_{eco}(T) = R_{ref} \times \exp \left[E_0 \times \left(\frac{1}{T_{ref} - T_0} - \frac{1}{T - T_0} \right) \right] \quad [1]$$

Die beiden anzupassenden Parameter sind R_{ref} [K] – die Ökosystematmung bei der Referenztemperatur T_{ref} (283,15 K) – und der Aktivierungsenergie-ähnliche Parameter E₀ [K]. T₀ ist die Temperaturkonstante für den Start biologischer Prozesse (227,13 K).

Zur Berechnung von GPP wurde eine von der Photonenflussdichte der photosynthetisch aktiven Strahlung PAR [W m⁻²] abhängige Funktion genutzt (MICHAELIS & MENTEN 1913, FALGE et al. 2001) (Gleichung 2). PAR wurde anhand der Lichtdurchlässigkeit der transparenten Haube korrigiert.

$$GPP(PAR) = \frac{GPP2000 \times \alpha \times PAR}{GPP2000 + \alpha \times PAR - \frac{GPP2000}{2000} \times PAR} \quad [2]$$

Die beiden anzupassenden Parameter sind GPP2000, d.h. die Kohlenstofffixierung bei einem PAR von 2000 W m⁻² [mg CO₂-C m⁻² h⁻¹] und α, d.h. die Lichtnutzungseffizienz bzw. der initiale Anstieg der Kurve [mg CO₂-C m⁻² h⁻¹ / Wm⁻²].

Mittels der Parameter dieser Funktionen und der halbstündlich aufgezeichneten Klimadaten wurden Jahresbilanzen von GPP und R_{eco} interpoliert (z.B. BEYER und HÖPER, 2015; LEIBER-SAUHEITL et al.

2014). Der Nettoaustausch NEE ergibt sich als Summe von GPP und R_{eco} . Eine Ausnahme stellten dabei die niedrigen und variablen CO_2 -Flüsse des Bewässerungspolders dar, für die Gl. 2 in vielen Fällen nicht parametrisiert werden konnte. Hier wurden für jeden Kampagne Mittelwerte berechnet und zwischen diesen linear interpoliert. Unsicherheiten wurden mittels Bootstrapping-Verfahren abgeschätzt (LEIBER-SAUHEITL et al. 2014).

Die CH_4 - und N_2O -Flüsse wurden aus dem Konzentrationsanstieg oder dem Konzentrationsabfall während einer Messkampagne linear und nichtlinear berechnet. Die parallel am GC bestimmten CO_2 -Konzentrationen wurden genutzt, um eventuelle Undichtigkeiten und Ausreißer zu identifizieren. Flussmessungen mit mehr als einem Ausreißer wurden verworfen. Die Entscheidung zwischen linearer und nichtlinearer Methode (HMR = „*Hutchinson-Mosier-Regression*“, PEDERSEN et al., 2010) erfolgte anhand der in LEIBER-SAUHEITL et al. (2014) beschriebenen Kriterien. Aus diesen Flüssen wurden dann mittels linearer Interpolation Jahreswerte der Lachgas- und Methanemissionen berechnet. Die Abschätzung der Unsicherheiten der Jahresbilanzen erfolgte über eine Kombination von Bootstrap und Jackknife (GÜNTHER et al., 2014).

Methan und Lachgas besitzen ein auf 100 Jahre gerechnet 25mal (CH_4) bzw. 298mal (N_2O) höheres Treibhauspotenzial (GWP = „*global warming potential*“) als CO_2 (FORSTER et al., 2007). Da dies die derzeit noch für die Emissionsberichterstattung gültigen Treibhauspotenzial sind, wurden sie für die Ermittlung der jährlichen THG-Bilanz genutzt (Gleichung 3).

$$\text{THG-Bilanz [t CO}_2\text{-Äquivalente ha}^{-1}\text{ a}^{-1}] = \text{NEE} + \text{C-Export} + 25 \text{ CH}_4 + 298 \text{ N}_2\text{O} \quad [3]$$

Auf den Flächen im Provinzialmoor fand jährlich eine Pflegemahd statt. Entsprechend wurden auch in den Messplots Gefäßpflanzen entfernt und deren Kohlenstoffgehalt bestimmt. Dies geht als „C-Export“ [$\text{t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$] in die Treibhausgasbilanz ein.

7.2.4. Abschätzung der THG-Bilanz der moorbasierten Produktionskette

In die Flächenbilanz („moorbasierte Produktionskette“) geht die THG-Bilanz der Produktionsflächen, der Wasserflächen und der Dämme ein. Auswirkungen auf die Erntefläche wurden nicht einbezogen, da das Spendermaterial selbst vollständig auf die Kultivierungsflächen ausgebracht wurde und da kein eindeutiger Effekt auf die THG-Bilanz der Spenderflächen festgestellt werden konnte (Kap. 7.5.2). Des Weiteren wird abgeschätzt, wieviel der bisher aufgewachsenen Biomasse später wieder geerntet werden kann. Für die Berechnung der THG-Bilanz der moorbasierten Produktionskette von Torfmoosen mussten somit eine Reihe von Annahmen getroffen werden:

- Verhältnis von Bewässerungsfläche zu Produktionsfläche
Anhand von georeferenzierten Luftbildern konnten die Produktionsfläche und die Bewässerungssysteme in Drenth und im Provinzialmoor abgeschätzt werden.
- Zu erwartende Biomasseentnahme

Auf beiden Kultivierungsflächen konnte bis Projektende noch keine Biomasse geerntet werden. Die zu erwartende Biomasseentnahme wurde daher geschätzt. Die aufgewachsene Biomasse wurde über drei unterschiedliche Ansätze berechnet:

- Für die Varianten POT und PRE (Provinzialmoor) über die Biomasseschätzung im Rahmen des Isotopenversuchs (s. Kap. 7.2.5). Hier wurden Anteile der Moose und Gefäßpflanzen von 75 % bzw. 25 % an der Gesamtbiomasse festgestellt.
- Über die mittlere Biomasseentwicklung der Flächen (s. Kap. 4.3). Diese Werte wurden um einen „Gefäßpflanzenaufschlag“ von 25% erhöht.
- Aus den Daten zur Höhe und Biomasse der Moose wurde eine lineare Regression berechnet (Bestimmtheitsmaß $R^2 = 0,81$) und auf die in den THG-Messplots gemessenen Höhen der Moose angewendet, um eine „plotspezifische“ Moosbiomasse zu schätzen. Auch diese Werte wurden um einem „Gefäßpflanzenaufschlag“ von 25% erhöht.

Die jeweiligen Zahlen wurden durch die Anzahl der Jahre seit Ausbringung der Moose geteilt. Der Mittelwert der zwei (Drenth) bzw. drei (Provinzialmoor) Ansätze geht mit einem C-Gehalt der Biomasse von 45% als $t\ CO_2\ ha^{-1}\ a^{-1}$ in die Gesamtbilanz ein. Dabei wurde angenommen, dass ungefähr 70 % der aufgewachsenen Biomasse entnommen werden könnte.

- Verhältnis von Dämmen zu Produktionsfläche

Die Fläche der Dämme wurde ebenfalls aus georeferenzierten Luftbildern abgeleitet. In Drenth wurde mithilfe georeferenzierter Luftbilder eine Gesamtfläche der Dämme von 1 ha gemessen und gleichmäßig auf die Varianten Gruppenbewässerung und Tröpfchenbewässerung aufgeteilt. Im Provinzialmoor betrug die Fläche des die Kultivierungsfläche umgebenden Dammes rund 0,3 ha. Die Dämme wurden aus dem auf der Fläche vorhandenen Torf aufgeschoben, so dass kein zusätzlicher Import oder Export von Torf stattgefunden hat.

- Emissionen von bewachsenen und unbewachsenen Torfdämmen

Auf den Dämmen wurden keine THG-Emissionen gemessen, so dass Literaturwerte für bewachsene (Provinzialmoor) und unbewachsene Dämme (Drenth) angesetzt werden. Unbewachsene Dämme können möglicherweise mit Torfabbaufächen verglichen werden, für die auf Flächen in Nordwestdeutschland im Mittel $5,2\ t\ CO_2\ ha^{-1}\ a^{-1}$ gemessen wurden (TIEMEYER et al. 2020). Im Provinzialmoor waren die Dämme allerdings teilweise bewachsen. Hier wurde ein aus unbewachsenen Flächen und bewachsenen, degradierten Hochmooren (TIEMEYER et al. 2020) abgeschätzter Mittelwert von $8.8\ t\ CO_2\ ha^{-1}\ a^{-1}$ angesetzt.

Da die Flächen nicht zum Zweck der Torfmooskultivierung abgetorft wurden, wurden die Systemgrenzen so gezogen, dass der entnommene Torf nicht in die Bilanz einbezogen wurde.

7.2.5. Isotopenstudie

Aufgrund des geringeren Mooswachstums auf den Flächen in Drenth wurde das ^{13}C -Pulse-Labeling-Experiment in Absprache mit der Kreisverwaltung Emsland in das Provinzialmoor (Varianten „OTC“ und „REF“) verschoben. Ziel des ^{13}C -Pulse-Labeling-Experiments war es zu zeigen, in welchen Kohlenstoffpools neu aufgenommener atmosphärischer Kohlenstoff gebunden wird, bzw. wie groß die Flüsse in Pflanzenbiomasse, bodenmikrobieller Biomasse, Bodenporenwasser und Ökosystemrespiration sind und wie schnell der Kohlenstoff zwischen den verschiedenen Pools transferiert wird.

Im Juli 2018 wurden die sechs Plots der oben genannten Varianten mit transparenten Hauben gasdicht verschlossen und über einen Zeitraum von fünf Stunden mit angereichertem CO_2 ($^{13}\text{CO}_2$; 99 atom %; Sigma Aldrich, Steinheim) begast. Die CO_2 -Konzentration der Haubenluft sollte dabei einen Grenzwert von 500 ppm nicht überschreiten. In einem Vorversuch wurde sichergestellt, dass die photosynthetisch aktive Strahlung (PAR) innerhalb der durch aufsteigenden Wasserdampf beschlagenden Haube nur geringfügig schwächer ist als außerhalb der Haube und dass die Temperatur innerhalb der Haube einen kritischen Wert von 40°C nicht überschreitet. Sobald die CO_2 -Konzentration in den Hauben aufgrund der Photosyntheseaktivität der Pflanzen unter die atmosphärische Konzentration sank, wurden mit einer gasdichten Spritze 50 ml $^{13}\text{CO}_2$ in die Hauben injiziert, insgesamt 500 ml pro Plot. Aufgrund der sehr trockenen Wetterverhältnisse und der damit verbundenen niedrigen Wasserstände wurde vom ausgetrockneten Torfkörper während des Labelings so viel CO_2 abgegeben, dass die oben genannten Grenzwerte für die CO_2 -Konzentration zum Ende hin nicht eingehalten werden konnten. Eine Aufnahme von genügend angereichertem Kohlenstoff für eine anschließende Verfolgung in Pflanzenbiomasse, Boden und Bodenporenwasser konnte aber erreicht werden.



Abb. 39: Probenahme des ^{13}C -Pulse-Labeling Experiments. Beprobung des emittierten CO_2 und CH_4 mit lichtundurchlässigen Hauben (links), Entnahme der Vegetationsproben (rechts). Fotos: Bärbel Tiemeyer.

Ein Tag vor dem Labeling (Tag 0), zwei Stunden danach (2 h) und an den Tagen 1, 2, 3, 5, 7, 10, 14, 21 und 140 wurden Proben für die Bestimmung der ^{13}C -Signaturen des emittierten CO_2 (Respiration) und CH_4 (Abb. 39 links), der Pflanzenbiomasse (Abb. 39 rechts), der extrahierbaren bodenmikrobiellen Biomasse und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und der im Bodenwasser gelösten Gase CH_4 und CO_2 in 10 cm und 30 cm Tiefe genommen.

Die Proben der Pflanzenbiomasse wurden in „Sphagnum“ und „Molinia“ unterteilt. Im Falle der Sphagnum wurden die „Köpfchen“ (ca. 1 cm), also der Pflanzenteil mit der höchsten photosynthetischen Aktivität beprobt. Pfeifengras (*Molinia caerulea*) wurde ausgewählt, da dies die Gefäßpflanze mit der höchsten Deckung in den behandelten Plots war. Die Proben wurden bei 105 °C getrocknet und vor der massenspektroskopischen Untersuchung gemahlen. Eine Störung der Vegetationsdecke in den Plots wurde dadurch möglichst geringgehalten, dass für die Messung am Massenspektrometer (Isotopenhäufigkeitsmassenspektrometer Delta Plus, Thermo Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) nur die sehr geringe Menge von 0,1 mg Trockengewicht pro Probe benötigt wurde. Die Proben des Bodenporenwassers wurden gefriergetrocknet und der Rückstand ebenfalls am Massenspektrometer untersucht. Die mikrobielle Biomasse wurde mittels einer Chloroformbegasung aus den entnommenen Torfproben extrahiert (VANCE et al. 1987). Anschließend wurden in diesem Extrakt die DOC-Konzentrationen und die Isotopensignatur des Kohlenstoffes gemessen. Das im Bodenwasser gelöste CH₄ und CO₂ wurde in einem Überkopfschüttler aus den Bodenwasserproben (9 ml Wasser und 13 ml Gasraum) geschüttelt, mit einer gasdichten Spritze in neue Probengefäße umgefüllt und zusammen mit den Gasproben aus den Haubenmessungen zur Bestimmung der Konzentrationen und ¹³C-Signaturen an das Kompetenzzentrum Stabile Isotope der Georg-August-Universität Göttingen verschickt und dort analysiert.

Um den Gasaustausch zwischen Pflanze und Atmosphäre genau beschreiben zu können, wurden in den Plots des Isotopenversuchs zusätzlich Pflanzenbiomasse und Blattflächenindex bestimmt. Die Gräser wurden pro Plot gezählt, die Länge der Halme gemessen und die Flächen einer repräsentativen Anzahl von Halmen gescannt und vermessen sowie die Biomasse der geernteten Halme bestimmt (WILSON et al. 2007). Für die Untersuchung der Torfmoose wurden die Köpfchen pro Plot gezählt und einzelne Köpfchen der gleichen Art neben den Plots für die Scan-Analyse entnommen.

7.3. Ergebnisse

7.3.1. Treibhausgas austausch in Abhängigkeit von Standort und Bewässerungsverfahren

zeigt die Treibhausgasbilanz sowie deren Komponenten aller Messvarianten (mit Ausnahme der Erwärmungsvarianten) für die Messjahre 2017/18 („17“) und 2018/19 („18“). Positive Werte stellen Emissionen dar, negative Werte Aufnahmen in das Ökosystem. Der C-Export in Form der Pflegemahd war mit durchschnittlich 35 kg C ha⁻¹ a⁻¹ im Provinzialmoor und nur 15 kg C ha⁻¹ a⁻¹ in Drenth (also 0,13 bzw. 0,06 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹) jedoch vernachlässigbar gering und ist daher nicht in Abb. 40 darstellbar. Der C-Export in Form der Torfmoosernte im Meercolk betrug rund 9 t CO₂-eq. ha⁻¹, geht jedoch hier nicht in die MER-Bilanz ein, da die Torfmoosfragmente als Spendermaterial im Provinzialmoor wieder ausgebracht wurden.

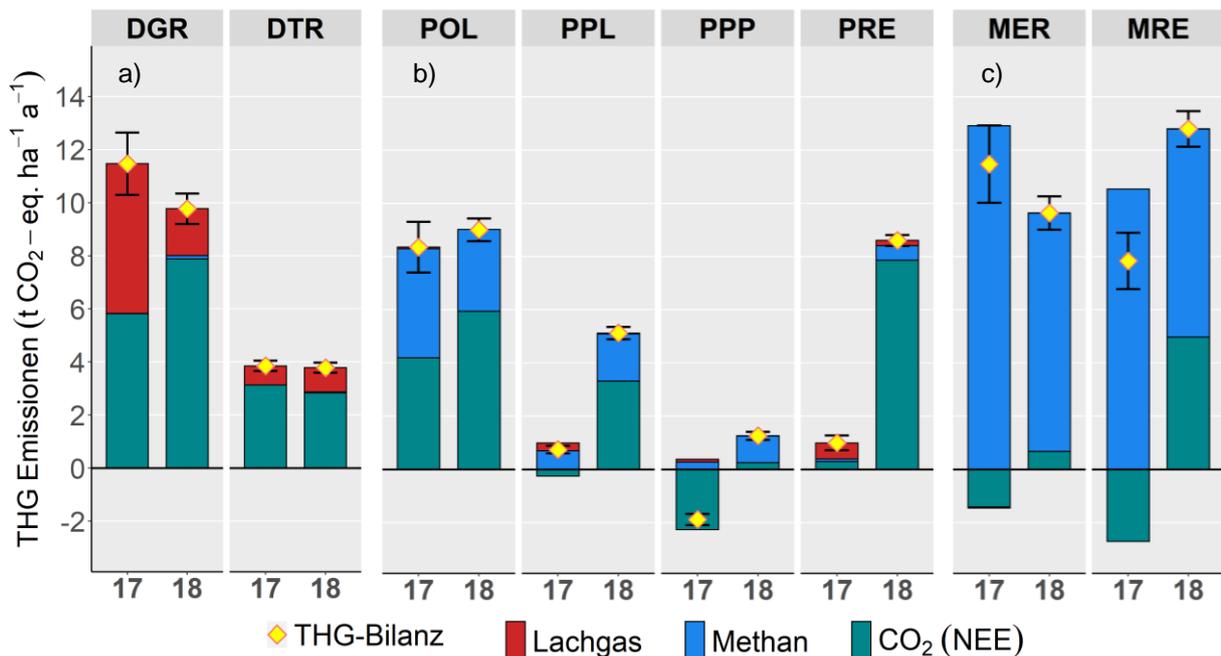


Abb. 40: THG-Bilanzen aller Messvarianten beider Jahre (Jahr 1: 16.03.2017 – 15.03.2018 „17“, Jahr 2: 16.03.2018 – 15.03.2019 „18“) in t CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr in a) Drenth: DGR: Gruppenbewässerung, DTR: Tröpfchenbewässerung, b) Provinzialmoor: POL: Polder, PPL: *S. palustre*, PPP: *S. papillosum*, PRE: *S. papillosum* aus Meerkolk und c) Meerkolk: MER: Ernte, MRE: Referenz. Details zu den Varianten: Tab. 6. Methan und Lachgas gehen mit Treibhauspotentialen von 25 und 298 in die Bilanz ein.

Die THG-Bilanzen der einzelnen Varianten und Messjahre unterschieden sich deutlich voneinander. Die Bilanzen der naturnahen Referenzfläche Meerkolk waren vor allem von den CH₄-Emissionen geprägt, während auf den Kultivierungsflächen CO₂ den größten Anteil hatte und in Drenth ein teilweise erheblicher Anteil an N₂O auftrat (Abb. 40). In fast allen Fällen wurden im trockenem und warmen Jahr 2018 höhere CO₂-Emissionen gemessen.

Kohlendioxid

Im Meerkolk waren im ersten Jahr alle Messvarianten eine Senke für atmosphärisches CO₂. In der Referenz-Variante (MRE) war diese Aufnahme mit -2,7 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ am höchsten, die beernteten Plots (MER) nahmen mit -1,4 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ etwas weniger auf. Der außergewöhnlich warme und trockene Sommer 2018 schlug sich deutlich in den THG-Bilanzen aller Varianten nieder, im zweiten Messjahr waren alle Varianten CO₂-Quellen. In der Ernte-Variante im Meerkolk nahm die CO₂-Emission im Vergleich zum ersten Messjahr nur leicht zu, in Variante MRE aber um 7,7 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹.

Im Provinzialmoor waren die CO₂-Emissionen im ersten Jahr im Mittel höher als die der naturnahen Referenzfläche. Dennoch stellten die Varianten „Sphagnum papillosum“ (PPP) und *Sphagnum palustre* (PPL) im nördlichen Teil des Provinzialmoores eine mehr oder minder deutliche CO₂-Senke dar (Abb. 40). In allen Varianten nahmen die CO₂-Emissionen im zweiten Jahr dramatisch zu, die der Variante PRE stieg von 0,3 auf 7,9 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹. Während dieses Zeitraums waren die CO₂-Emissionen im Gegensatz zum ersten Jahr – mit Ausnahme von PRE – jedoch *niedriger* als im Meerkolk. Die Emissionen des Bewässerungspolders im Provinzialmoor waren generell höher als die der Kultivierungsfläche.

In Drenth waren die CO₂-Emissionen in der Variante „Gruppenbewässerung“ in beiden Jahren höher als in der Variante „Tröpfchenbewässerung“ und insbesondere im ersten Jahr höher als im Provinzialmoor. Die Unterschiede zwischen den Jahren waren im Gegensatz zu den beiden anderen Gebieten gering, nur in der Variante „Gruppenbewässerung“ nahm die CO₂-Emission von 5,8 auf 7,8 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ zu.

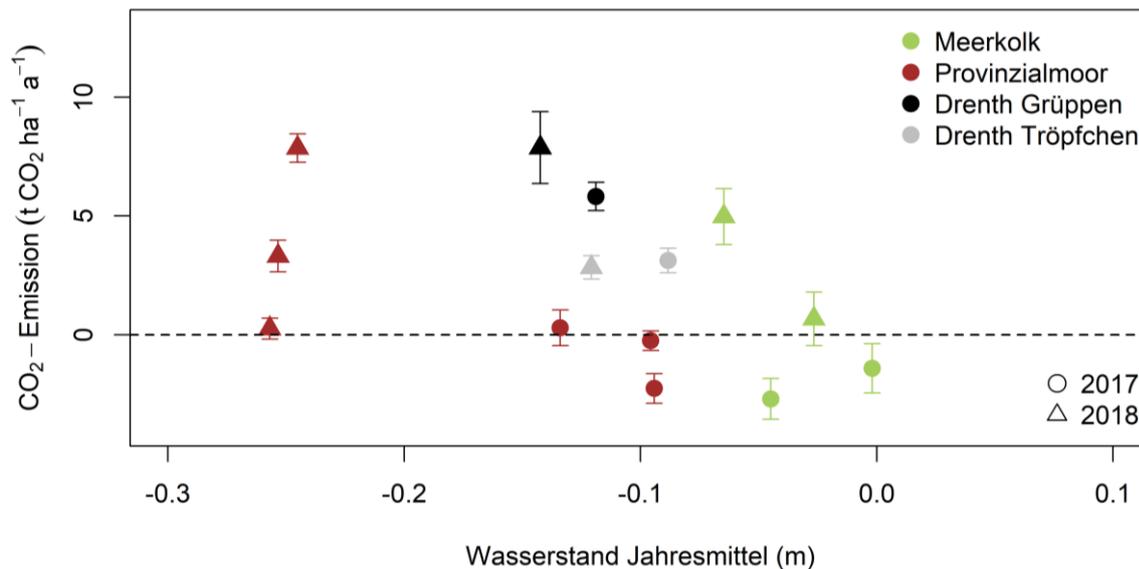


Abb. 41: CO₂-Emissionen der Messvarianten beider Jahre und die jeweiligen Jahresmittelwerte der Grundwasserflurabstände.

Wie erwartet hatten die mittleren Grundwasserflurabstände einen Einfluss auf die CO₂-Emissionen. Dieser war jedoch stark gebietsabhängig (Abb. 41). Mit abnehmenden Jahresmittelwerten der Grundwasserflurabstände wurde mehr CO₂ emittiert, was vor allem im Meerkolk und im Provinzialmoor deutlich wurde. Insbesondere im Meerkolk wirkten sich nur wenige cm Unterschied im Wasserstand sehr deutlich auf die CO₂-Emissionen aus. Interessanterweise wurden aber auf den beiden Kultivierungsflächen bei ähnlichen mittleren Grundwasserflurabständen sehr unterschiedliche CO₂-Emission gemessen: Bei einem Jahresmittelwasserstand von 10 cm unter Geländeoberkante wurden in Drenth bis zu 5 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹ mehr emittiert als im Provinzialmoor bzw. es traten in Drenth bei einem Jahresmittelwasserstand von 10 bis 15 cm ähnliche CO₂-Emissionen wie im Provinzialmoor bei 25 cm auf.

Methan und Lachgas

Die mit Abstand höchsten CH₄-Emissionen wurden im Meerkolk gemessen. Die Emission der beernteten Plots war im ersten Jahr rund 7 g CH₄-C m² a⁻¹ in und im zweiten Jahr rund 3 g CH₄-C m² a⁻¹ in höher als die der Referenz, was einer prozentualen Zunahme von 18% bzw. 13% entspricht. Insgesamt nahmen die Emissionen im Meerkolk im zweiten Jahr deutlich ab.

Im Vergleich zu der naturnahen Fläche emittierten die Kultivierungsflächen deutlich weniger CH₄. In Drenth wurden in beiden Jahren nur sehr geringe CH₄-Emissionen gemessen, im Provinzialmoor waren die Emissionen im zweiten Jahr in allen vier Varianten deutlich höher. Am stärksten war diese Zunahme im nördlichen Teil, hier stiegen die CH₄-Emissionen trotz niedrigerer Grundwasserstände

von 2,1 auf 5,3 g CH₄-C m² a⁻¹ in der Variante PPL und von 0,8 auf 3,0 g CH₄-C m² a⁻¹ in der Variante PPP. Die Emissionen des Bewässerungspolders im Provinzialmoor lagen mit 12,3 g CH₄-C m² a⁻¹ im ersten und 9,2 g CH₄-C m² a⁻¹ im zweiten Jahr deutlich unter den im Meerkolk gemessenen Emissionen.

Nennenswerte N₂O-Emissionen wurden nur in Drenth, hier vor allem in dem über Gruppen bewässerten Teil, und in deutlich geringerem Ausmaß im ersten Messjahr im südlichen Teil des Provinzialmoors gemessen. Die hohen Flüsse der Variante „Gruppenbewässerung“ traten im Juli und August 2017 in allen drei Plots dieser Variante auf (Abb. 42a). Im Herbst 2018 wurden ebenfalls einzelne höhere N₂O-Flüsse gemessen, die jedoch deutlich niedriger als die Peaks des Vorjahres waren. So wurden in der Variante DGR im ersten Jahr rund 1,2 g und im zweiten Jahr rund 0,4 g N₂O-N m⁻² a⁻¹ emittiert. Zeitgleich zu den erhöhten N₂O-Flüssen wurden in der Variante „Gruppenbewässerung“ erhöhte Nitratkonzentrationen gemessen (Abb. 42b). Zum Zeitpunkt der hohen N₂O-Emissionen traten diese erhöhten Konzentrationen nur in der Fläche (Pegel) und nicht in den Bewässerungsteichen auf.

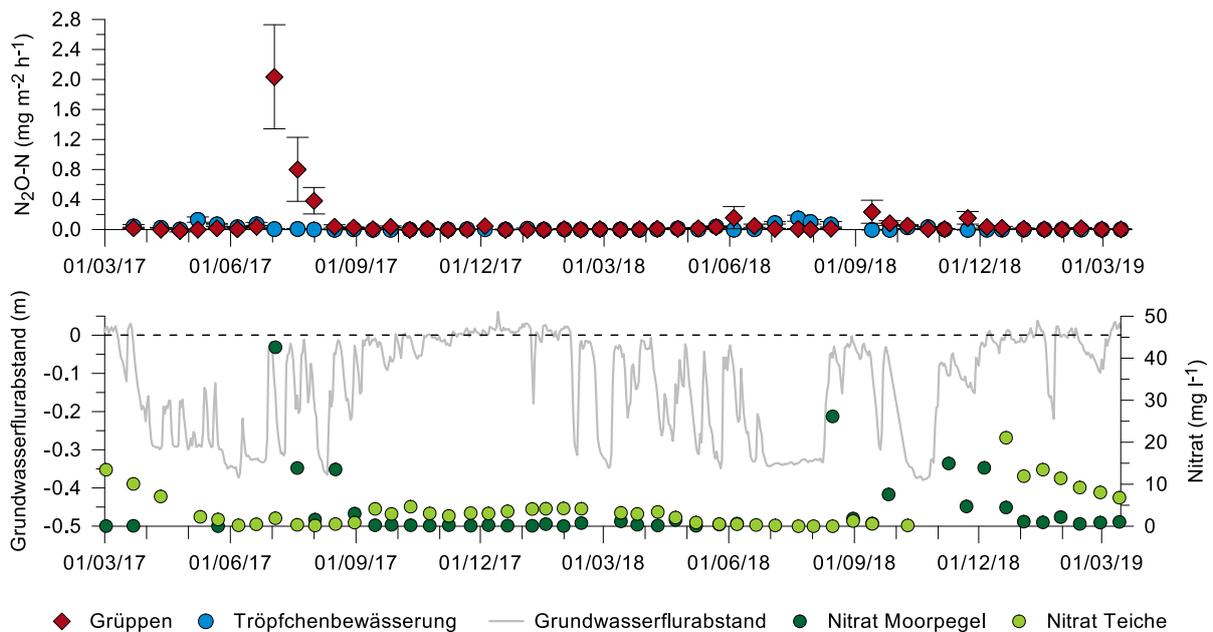


Abb. 42: a) Lachgasemissionen (Mittelwert und Standardfehler) der Varianten „Gruppenbewässerung“ und „Tröpfchenbewässerung“ und b) Grundwasserflurabstand in der Variante „Gruppenbewässerung“ sowie Nitratkonzentrationen im Bodenwasser an der Variante „Gruppenbewässerung“ und im Bewässerungswasser (Mittelwert beider Teiche).

7.3.2. Einfluss der passiven Erwärmung auf die THG-Flüsse

Die Open Top Chambers (OTC) führten zu einer Erhöhung der Luft- und Bodentemperaturen im Vergleich zu den Referenzplots (MRE, PRE und DTR). Die Erhöhung der zur Berechnung der THG-Bilanzen genutzten Bodentemperatur in 2 cm Tiefe betrug im Meerkolk im ersten Jahr 0,6 °C und im zweiten Jahr 0,3 °C, im Provinzialmoor 0,3 °C und 0,4 °C und in Drenth 0,3 °C und 0,7 °C. Vor allem bei Tageslicht erwärmten die Kunststoffkammern die Luft oberhalb der Messplots, in der Nacht hingegen sanken die Temperaturen in den Kammern oft unter die Temperaturen der Umgebungsluft ab (Abb. 43).

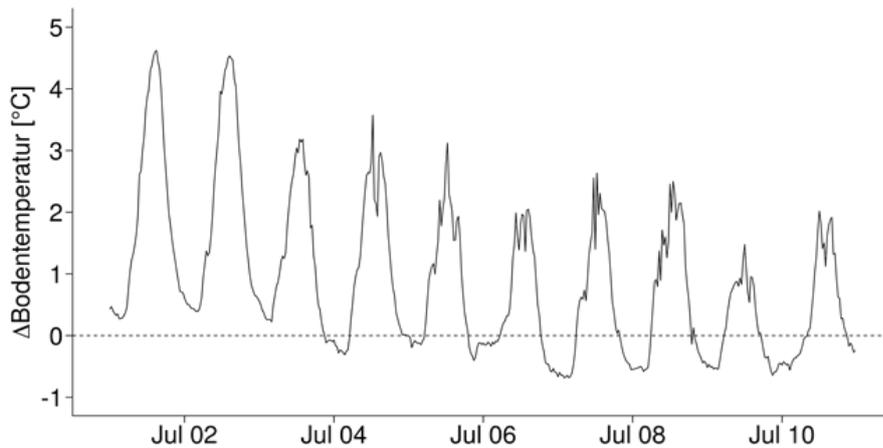


Abb. 43: Beispielhafter Tagesverlauf der Temperaturänderung durch die Open Top Chambers in 2 cm Tiefe. Dargestellt ist die Differenz zwischen dem Mittelwert der Bodentemperaturen der OTC-Plots und dem Mittelwert der Bodentemperaturen der Referenzplots in Drenth.

Eine Temperaturerhöhung kann eine Veränderung der Assimilation und bzw. oder eine Erhöhung der Respiration bewirken, insbesondere wenn die Bodenfeuchte in einem für die Mikroorganismen günstigen Bereich liegt. Die Analyse der Daten zur Auswirkung der Temperaturerhöhung auf die **CO₂-Emissionen** ist noch nicht vollständig abgeschlossen. Erste Daten zeigen, dass im Meerkolk bei Temperaturerhöhung vor allem im Jahr 2018 eine erhöhte Ökosystematmung zu verzeichnen war. An den beiden anderen Standorten sind bisher keine eindeutigen Effekte festzustellen.

Im Meerkolk führte die Erwärmung in beiden Jahren zu einer Zunahme der **CH₄-Emissionen** um etwa zwei Drittel im Vergleich zur Referenz, im Provinzialmoor war die Zunahme gering und in Drenth konnte kein signifikanter Effekt festgestellt werden (Abb. 44). Die **N₂O-Emissionen** wurden durch die Temperaturerhöhung nicht beeinflusst.

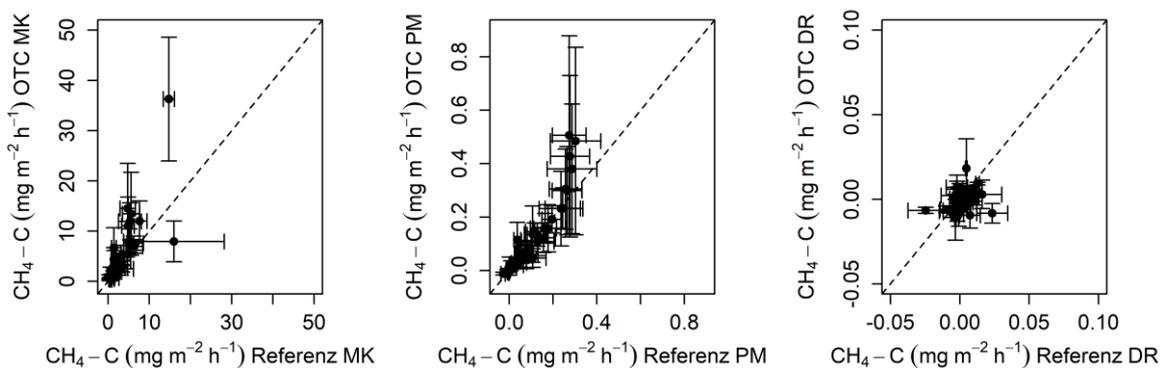


Abb. 44: Effekte der Erwärmung auf die Methanemissionen. Dargestellt sind die Emissionen der OTC-Variante und der Referenz im Meerkolk (links), im Provinzialmoor (Mitte) und in Drenth (rechts). Unsicherheitsbalken: Standardfehler des Mittelwerts.

7.3.3. Isotopenstudie: ¹³C-Pulse Labelling

Abb. 45 zeigt die relativen ¹³C-Signaturen, d.h. die Messwerte am jeweiligen Probenahmetag abzüglich des Wertes von Tag 0 (Signatur vor Experiment), der Komponenten Pflanzenbiomasse, gelöster organischer Kohlenstoff (DOC = „*dissolved organic carbon*“), extrahierbare mikrobielle

Biomasse (C_{mik}), emittiertes CO_2 und CH_4 sowie im Bodenwasser gelöstes CO_2 und CH_4 . Die ^{13}C -Signaturen werden in Atomprozent (Atom%) umgerechnet, d.h. den prozentualen Anteil der schweren ^{13}C -Atome an der Gesamtzahl der Kohlenstoffatome.

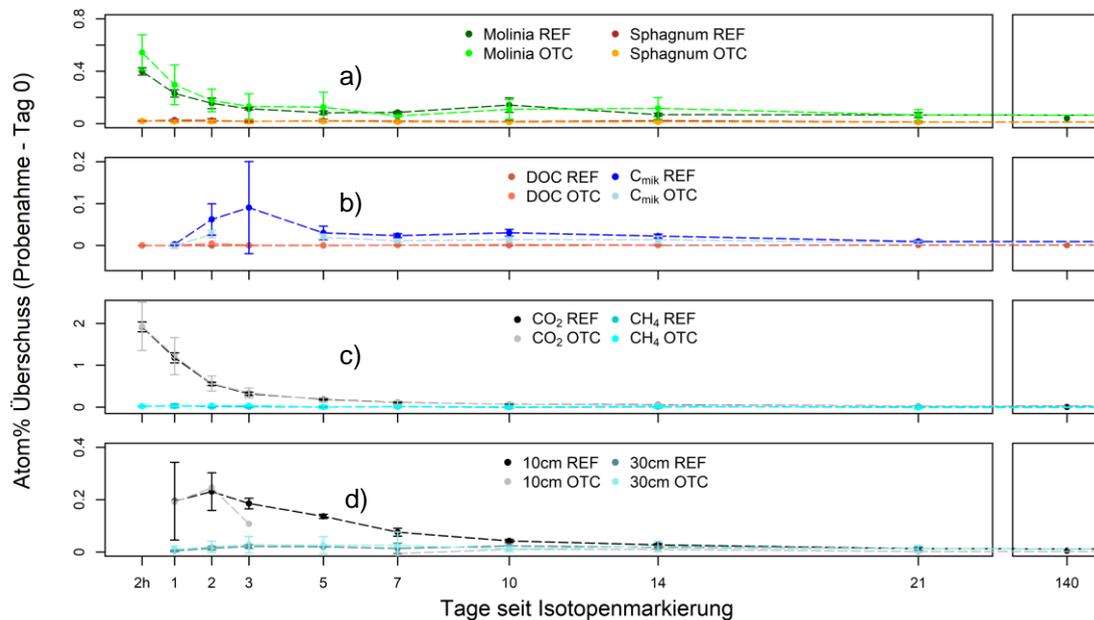


Abb. 45: ^{13}C -Signaturen von a) Pflanzenbiomasse, b) gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und extrahierbarem bodenmikrobiologischen Kohlenstoff (C_{mik}), c) emittiertem CO_2 und CH_4 sowie d) gelöstem CO_2 in 10 cm und 30 cm Tiefe über den den Zeitraum des Pulse-Labeling-Experiments. Die Signaturen sind angegeben als Atom%-Überschuss, d.h. der Atom%-Wert der jeweiligen Probenahme abzüglich des Wertes an Tag 0. Die Messungen des bodenmikrobiologischen Kohlenstoff (C_{mik}) an Tag 3 müssen wiederholt werden.

Die ^{13}C -Signaturen der **Pflanzenbiomasse** zeigen, dass in allen Plots die Torfmoose und Gefäßpflanzen angereichertes CO_2 aufgenommen haben. Die Aufnahme schwankt zwischen den Pflanzenproben und zwischen den einzelnen Plots und ist bei den Gefäßpflanzen um ein Vielfaches höher als bei den Torfmoosen (Abb. 45a). Ein Grund für die geringe Anreicherung der Torfmoose sind die extremen Bedingungen im Sommer 2018, die auch die Aktivität der Moose beeinflusst haben. Der Großteil der Primärproduktion in dieser Zeit war den Gefäßpflanzen zuzuschreiben. Ein Großteil des markierten Kohlenstoffs wird bereits in den ersten drei Tagen wieder abgegeben, die Pflanzenbiomasse ist aber auch am Ende des Experiments nach 140 Tagen im Vergleich zu den Signaturen vor dem Markierungsexperiment noch angereichert (Abb. 46). Hier zeigte sich, dass die Anreicherung in der Biomasse der Gefäßpflanzen zwar immer noch höher ist als die Anreicherung in der Torfmoosbiomasse (Abb. 45a), die Torfmoose aber prozentual mehr des insgesamt aufgenommenen markierten Kohlenstoff gespeichert haben (Abb. 46). Im Durchschnitt wurden an Tag 140 in der Torfmoosbiomasse noch 33% des ursprünglich aufgenommenen ^{13}C gemessen und in der Gefäßpflanzenbiomasse 10%. Auf Ökosystemebene zeigt sich zusammen mit den Ergebnissen des Blattflächenindex und des Trockengewichts von Torfmoosen und Gefäßpflanzen in den einzelnen Plots, wie wichtig die Torfmoose bei der Speicherung von atmosphärischem Kohlenstoff selbst unter Extrembedingungen wie im Sommer 2018 sind. Außerdem waren der mittlere Blattflächenindex und

die mittlere Trockenmasse der Torfmoose ($4,7 \text{ m}^2/\text{m}^2$; $150 \text{ g}/\text{m}^2$) höher als die der Gefäßpflanzen ($0,4 \text{ m}^2/\text{m}^2$; $58 \text{ g}/\text{m}^2$).

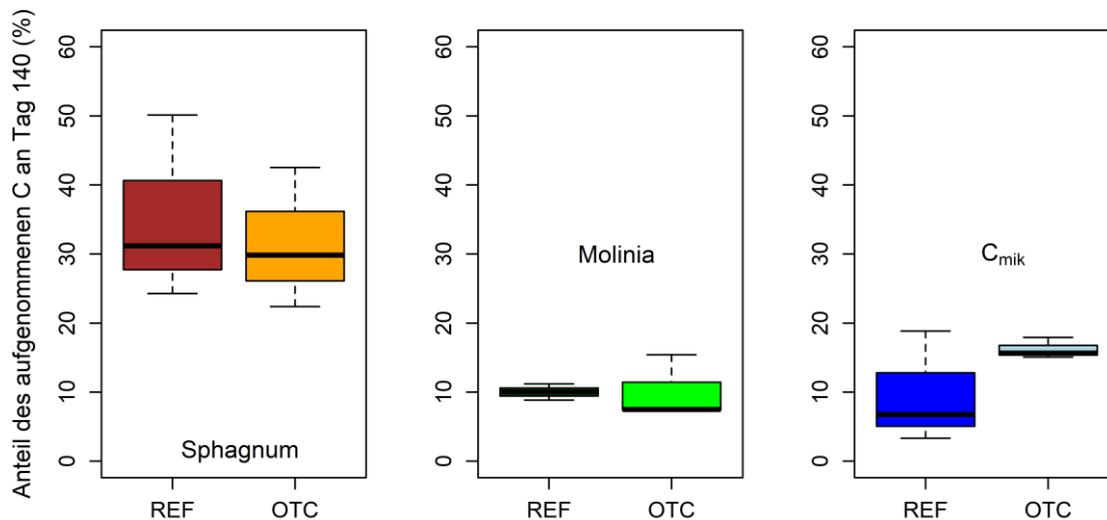


Abb. 46: Anteil des aufgenommenen markierten Kohlenstoffs (^{13}C) am Ende des Experiments (Tag 140) in Prozent.

Im **gelösten organischen Kohlenstoff** des Porenwassers in 10 cm und 30 cm Tiefe wurde kaum markierter Kohlenstoff nachgewiesen, wohingegen die **mikrobielle Gemeinschaft** angereicherten Kohlenstoff aufgenommen hat (Abb. 45b). Die stärkste Anreicherung wurde hier 3 Tage zeitversetzt zum Peak in der Pflanzenbiomasse gemessen. Ein großer Teil des markierten Kohlenstoffs wurde in den ersten Tagen des Experiments als CO_2 wieder an die Atmosphäre abgegeben, auch wurde eine geringe Anreicherung des emittierten CH_4 gemessen (Abb. 45c). Im Gegensatz zum DOC war das im Porenwasser **gelöste CO_2 und CH_4** in 10 cm und 30 cm Tiefe leicht angereichert (Abb. 45d). Im Falle des gelösten CO_2 nahm dabei die Höhe der Anreicherung mit zunehmender Tiefe ab und der Zeitpunkt der höchsten Anreicherung war in 10 cm Tiefe am zweiten Tag des Experiments und in 30 cm Tiefe am dritten Tag erreicht.

Die Auswirkungen der Erwärmung durch die Open Top Chamber (OTC) waren aufgrund der ohnehin extremen Bedingungen gering. Es wurde allerdings eine anfänglich leicht höhere Anreicherung der Gefäßpflanzenbiomasse gemessen (Abb. 45a). Am Ende des Experiments war die Anreicherung in der Torfmoosbiomasse der OTC-Plots tendenziell etwas geringer, in der mikrobiellen Biomasse aber deutlich höher als in den Referenzplots (Abb. 46).

7.4. Treibhausgasbilanz der moorbasierten Produktionskette

Tab. 6 zeigt die THG-Bilanzen der verschiedenen Bewässerungssysteme. Nur auf die Produktionsfläche bezogen, betrug der Mittelwert der THG-Bilanzen beider Jahre in der Variante „Gruppenbewässerung“ (DGR) $10,6 \text{ t CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, in der Variante „Tröpfchenbewässerung“ (DTR) waren es $3,8 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und in der Variante „Gruppenbewässerung mit vorheriger Wiedervernässung“ (Mittelwert aus den Varianten PPL, PPP, PRE) $2,5 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Tab. 6: Vorläufige Gesamtbilanz der Bewässerungssysteme Gruppenbewässerung + vorherige Wiedervernässung (Provinzialmoor), Tröpfchenbewässerung und Gruppenbewässerung. Zur Ableitung der Schätzwerte: Kapitel 7.2.4. Die THG-Bilanz der Fläche ist der Mittelwert der jeweiligen THG-Varianten beider Jahre.

Provinzialmoor	Drenth Tröpfchen	Drenth Gruppen	
2,5	3,8	10,6	THG-Bilanz Kultivierungsfläche [t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹]
2,3	1,25	1,25	Fläche Kultivierung [ha]
6,9 (3:1)	0,06 (1:20)	0,13 (1:10)	Fläche Bewässerung [ha] (Verhältnis Kultivierung zu Wasser)
0,3	0,5	0,5	Fläche Dämme [ha]
8,7	8,7	8,7	Emission Polder & Gräben [t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹]
8,8	5,2	5,2	Emission Dämme [t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹] (Literaturwerte)
1,7	0,8	0,2	Biomassentnahme (geschätzt) [t CO ₂ -eq. ha ⁻¹ a ⁻¹]
8,9	5,1	9,3	Gesamtbilanz System [t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹]

Somit wurde im Provinzialmoor die günstigste THG-Bilanz der drei untersuchten Bewässerungssysteme gemessen. Zu diesen Emissionen werden noch, unter Berücksichtigung der jeweiligen Flächenanteile, die Emissionen aus Bewässerungspoldern und -gräben sowie aus Torfdämmen addiert. Der Anteil der Bewässerungsfläche war im Provinzialmoor groß, in der Variante „Tröpfchenbewässerung“ war das Verhältnis zwischen Kultivierungsfläche und Bewässerungsfläche am geringsten. Zusammen mit den Emissionen der Dämme und einer geschätzten Biomasseentnahme wurde eine Gesamtbilanz der Bewässerungssysteme von 8,9 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ im Provinzialmoor, 9,3 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ für die Gruppenbewässerung in Drenth, und 5,1 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ für die Tröpfchenbewässerung errechnet. Dabei ist zu betonen, dass es sich bei der Biomasseentnahme nicht um eine Schätzung der (auf Jahre herabgebrochenen) Gesamterntemenge handelt, sondern um die Menge der *bisher aufgewachsenen* Biomasse, die vermutlich wieder entnommen wird.

7.5. Diskussion

7.5.1. Die THG-Bilanz der Torfmooskultivierung im Vergleich zur naturnahen Referenzfläche und Einfluss der Vegetationsentwicklung

Unterschiede zwischen den THG-Bilanzen der naturnahen und in „Normaljahren“ vermutlich Kohlenstoff sequestrierenden Hochmoorfläche und der Kultivierungsflächen waren vor allem durch die hohen CH₄-Emissionen ersterer und vergleichsweise hohen CO₂-Emissionen letzterer geprägt. Der CO₂-Austausch war sowohl stark vom Wasserstand (Abb. 41) als auch von der Vegetationsdecke der

Standorte abhängig. Die naturnahen Flächen mit ihrem hohen Wasserstand und geschlossener Vegetation stellten im ersten Messjahr eine CO₂-Senke dar, die im typischen Bereich naturnaher Moore lag (-2,3 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹, HELFTER et al., 2015; -2,1 t CO₂ ha⁻¹ a⁻¹, PEICHL et al., 2014). Im zweiten Jahr führten die über den ganzen Sommer niedrigeren Wasserstände zu hohen **CO₂-Emissionen**. Auf den Kultivierungsflächen hingegen lag der Wasserstand in der Vegetationsperiode größtenteils deutlich unter den angestrebten optimalen 10 cm unter der Geländeoberkante. Zusätzlich war die Moosdecke hier in beiden Jahren noch nicht ganz geschlossen (mittlere Gesamtdeckung der Vegetation im März 2018: Provinzialmoor 88,4%, Drenth 72,1%; im März 2019: Provinzialmoor 89,0%, Drenth 71,4%). Interessanterweise war die Variante „*Sphagnum papillosum*“ (PPP) im Provinzialmoor bereits eine – wenn auch im Vergleich zu einer etablierten Torfmooskultivierungsfläche auf Weißtorf (GÜNTHER et al. 2017) geringere – CO₂-Senke, was durch die hier in allen drei Replikaten bereits vollständig geschlossene Moosdecke (Gesamtdeckung Vegetation 97,5 %) und die damit einhergehende höhere Primärproduktion erklärt werden kann. Die Variante „*Sphagnum papillosum*“ wurde schon im Oktober 2015 angeimpft, die Variante „*Sphagnum palustre*“ (PPL) im März 2016. Dies lässt die Vermutung zu, dass sich auch Torfmooskultivierungsflächen auf Schwarztorf nach einer gewissen Initialisierungsphase zumindest unter günstigen Witterungsbedingungen zu Kohlenstoffsenken entwickeln können. Im Provinzialmoor hatten die extremen Bedingungen 2018 einen größeren Einfluss auf die CO₂-Emissionen als in Drenth. Hier fiel der Wasserstand so stark, dass auch tiefere, bis dahin wassergesättigte Bereiche des Torfkörpers belüftet und organisches Material möglicherweise mikrobiell umgesetzt wurde. Die Torfmoose auf den Kultivierungsflächen konnten sich nach dem außergewöhnlich warmen und trockenen Sommer 2018 jedoch wieder erholen. Im Vergleich zum September 2018 nahm ihre Deckung im März 2019 auf beiden Flächen wieder leicht zu.

Die **CH₄-Emissionen** der naturnahen Referenzfläche waren im Anbetracht der recht geringen Deckung mit Gefäßpflanzen überraschend hoch und lagen am oberen Ende des in IPCC (2014) angegebenen Unsicherheitsbereichs des Emissionsfaktors für wiedervernässte bzw. naturnahe Hochmoore der gemäßigten Zonen (Standard-Emissionsfaktor 9,2 g CH₄-C m⁻² a⁻¹; Unsicherheitsbereich 0,3 bis 44,5 g CH₄-C m⁻² a⁻¹). Sie zeigten eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität, die jedoch nicht über das übliche Maß hinausging. Auch sind die Konzentrationsanstiege insbesondere während der Messungen der hohen Flüsse plausibel und deuten nicht auf Messartefakte hin. Aufgrund der Trockenheit im zweiten Jahr nahmen die CH₄-Emissionen im Meerkolk leicht ab. Auf den Kultivierungsflächen wurde nur wenig CH₄ abgegeben. Die niedrigen Flüsse insbesondere in Drenth sind hier wahrscheinlich nicht nur durch die mittleren Grundwasserflurabstände, sondern auch durch die geringe Gefäßpflanzendeckung zu erklären. Daneben waren im Bewässerungs- und Bodenwasser insbesondere in Drenth Nitrat und Sulfat vorhanden (Tab. 2 in Kap. 3.4), deren Veratmung energetisch günstiger als die Methanogenese ist. Überraschenderweise wurden im Provinzialmoor im zweiten Messjahr bei sehr niedrigen Wasserständen höhere CH₄-Flüsse als im ersten Messjahr gemessen (Abb. 40). Diese Flüsse können durch eine Zunahme an Gefäßpflanzen in den Messplots erklärt werden. Einige auf das Leben in Feuchtgebieten spezialisierte Pflanzen, wie zum Beispiel Wollgräser, besitzen ein Aerenchymgewebe für den Gasaustausch zwischen Atmosphäre und unterirdischen Pflanzenteilen. Sie haben für den

CH₄-Austausch von Mooren eine große Bedeutung (GREENUP et al. 2000). Im Provinzialmoor nahm die mittlere Deckung der Wollgräser von 1,5 % im März 2018 auf 4,8% im März 2019 zu. In der Variante PPL wurden im zweiten Jahr die höchsten CH₄-Emissionen gemessen, hier betrug im März 2019 die Deckung der Wollgräser rund 12%. Der Bewässerungspolder im Provinzialmoor gab größere Mengen Methan (im Mittel 11 g CH₄-C m² a⁻¹) ab, die aber nicht an die Werte im Meerkolk (MRE: im Mittel 28 g CH₄-C m² a⁻¹) oder gar an die Werte von offenen Wasserflächen in Poldern in Niedermoorgebieten (53 g CH₄-C m² a⁻¹, FRANZ et al. 2016) heranreichen.

Die hohen **N₂O-Emissionen** der Variante „Gruppenbewässerung“ (DGR) sind auf wenige, überraschend hohe Werte zurückzuführen. Diese sind aber zwischen den Plots konsistent und können vermutlich durch die Denitrifikation erklärt werden, die aufgrund der in dieser Zeit wieder steigenden Wasserstände einsetzte (Abb. 42). Zeitgleich zu den Peaks wurden im Bodenwasser dieser Variante sehr hohe Nitratkonzentrationen gemessen. Da vor dem Ansteigen der Grundwasserflurabstände eine lange Trockenphase auftrat, liegt die Vermutung nahe, dass der Stickstoff aus der Torfmineralisierung stammt. Die Hypothese wird durch die vergleichsweise niedrigen (wenn auch phasenweise deutlich über moortypischen Werten liegenden) Nitratkonzentrationen im Bewässerungswasser gestützt. Dazu war die Vegetation in dieser Variante spärlich entwickelt und konnte den überschüssigen Stickstoff nicht aufnehmen. Dieser N₂O-Peak führte in der Variante DGR im ersten Messjahr zu Jahresemissionen, die weit entfernt sind von den als Null angenommenen Werten für wiedervernässte Flächen, sondern mit 1,2 g N₂O-N m² a⁻¹ etwa dem Standardemissionsfaktor (IPCC, 2014) für Ackerflächen (1,3 g N₂O-N m² a⁻¹) entsprechen. Im Sommer 2018 waren die in DGR gemessenen N₂O-Peaks deutlich niedriger, vermutlich, da es zu trocken für nennenswerte Denitrifikationsraten war. Auch die Jahreswerte der beiden anderen Varianten in Drenth lagen in beiden Berichtsjahren noch im unteren Bereich nährstoffarmer Grünländer (0,2 bis 0,7 g N₂O-N m² a⁻¹, IPCC, 2014), im ersten Jahr auch die Varianten im südlichen Teil des Provinzialmoors (POT und PRE).

7.5.2. Einfluss von Ernte und Bewässerung auf die THG-Emissionen

Ernte

Um den Effekt der Torfmoosentnahme auf Spenderflächen abschätzen zu können, wurde in 3 Plots (MER) der naturnahen Referenzfläche die oberen 5 cm der Vegetation entnommen. Diese Plots zeigten im ersten Messjahr im Vergleich zu den Referenzplots (MRE) leicht erhöhte CH₄-Emissionen (Abb. 40c) und eine leicht geringere Aufnahme von CO₂. Dies kann durch die näher an die Wasseroberfläche verschobene Geländeoberkante und die Entnahme der aktiven, grünen Teile der Torfmoose erklärt werden. Im zweiten Messjahr wurden immer noch leicht höhere CH₄-Emissionen gemessen, die CO₂-Emissionen waren aber deutlich niedriger als die der Referenzplots, möglicherweise wegen sowohl der geringeren Grundwasserflurabstände (Abb. 41) als auch aufgrund eines im Vergleich zum ersten Jahr verstärkten Aufwuchses von Biomasse, der sich in einer erhöhten Bruttoprimärproduktion widerspiegelte. Plots ME1 und ME3 erholten sich schnell von der Torfmoosernte, schon nach 3 Monaten bildete sich eine neue geschlossene Decke wachsender Torfmoose und am Ende des ersten Messjahres ähnelten Vegetationsdeckung und -zusammensetzung wieder den Referenzplots. In Plot ME2 führte die Entnahme der oberen

Torfmooschicht jedoch dazu, dass die Geländeoberkante auf das Level des Wasserstandes sank. Zunächst entwickelte sich auch hier eine neue Vegetationsdecke, die aber im Winter wieder zurückging und nicht mehr den Zustand vor der Ernte erreichte. Es kam hier zu einer Zunahme der Gefäßpflanzen (vor allem *Rhynchospora alba*) und zu einer Abnahme der Torfmoosdeckung auf unter 10 %. Diese Ergebnisse liefern wichtige Erkenntnisse für die geplante Torfmoosernte auf den Kultivierungsflächen. Um eine möglichst schnelle Regeneration der Vegetation zu ermöglichen, sollte nach der Ernte eine ausreichend große Menge Torfmoosbiomasse auf der Fläche zurückbleiben und kein Überstau der beernteten Fläche auftreten.

Wassermanagement

Im Projekt wurden drei Varianten des Wassermanagements verglichen: Gruppen- und Tröpfchenbewässerung einer frisch nach Abtorfung angelegten Kultivierungsfläche sowie Gruppenbewässerung einer vorher mehrjährig durch Polderung vernässten Fläche. Der Bewässerungspolder wird bei letzterer Variante als integraler Bestandteil des Wassermanagementsystems angesehen.

In Drenth konnten durch die Installierung der Tröpfchenbewässerung im Vergleich zur Gruppenbewässerung höhere Wasserstände erzielt werden. Dies führte im ersten Messjahr zu einer besseren Entwicklung der Vegetation. Die Gesamtdeckung war im März 2018 um ca. 25 % höher als in Variante „Gruppenbewässerung“ (DTR: 80%, DGR: 56%), vor allem die Torfmoosdeckung war höher als auf der Fläche mit Bewässerungsgruppen. Im zweiten Jahr (März 2019) ist der Unterschied noch deutlicher (DTR: 85%, DGR: 44%). Dies ist konsistent zur Primärproduktion (GPP), die im zweiten Jahr in der Variante DTR deutlich höher ist. Trotz niedrigerer Vegetationsdeckung führten die v.a. im Sommer niedrigeren Wasserstände von DGR gleichzeitig zu einer erhöhten Ökosystemrespiration (R_{eco}). So wurde in beiden Jahren mehr CO_2 emittiert. Die CH_4 -Emissionen waren aufgrund der niedrigen Wasserstände so gering, dass sich hier keine Schlüsse zum Einfluss der unterschiedlichen Bewässerungstechniken ziehen lassen. Der Einfluss auf die N_2O -Emissionen wurde bereits oben diskutiert.

Die mittlere CO_2 -Emission im Provinzialmoor (Gruppenbewässerung und vorangehende Wiedervernässung) war in beiden Jahren niedriger als die in Drenth (Abb. 40). Insgesamt schien also ein vorheriger Überstau der Fläche (Varianten PPL, PPP und PRE) die Entwicklung der Vegetation und das THG-Einsparpotential positiv zu beeinflussen. Diese Ergebnisse sind konsistent zu den Daten zum Torfmooswachstum (s. Kap. 4.3), die ebenfalls deutliche positivere Entwicklungen im Provinzialmoor zeigten. Mögliche Gründe für die unterschiedliche Entwicklung von Provinzialmoor und Drenth sind komplex, da die Grundwasserflurabstände im Provinzialmoor tiefer fielen und stärker schwankten als in Drenth (s. Kap. 3.3), was auf den ersten Blick geringere CO_2 -Emissionen in Drenth erwarten ließe. Auch war der Zersetzungsgrad der Torfe ähnlich (s. Kap. 3.1.1). Die Qualität des Bewässerungswassers in Drenth war vor allem während der Grundwassereinleitung nicht optimal, auf den Flächen unterschieden sich pH und elektrische Leitfähigkeit jedoch nicht signifikant. In Drenth wurden sogar leicht höhere gesättigte hydraulische Leitfähigkeiten gemessen. Ein möglicher Grund für die Unterschiede kann in unterschiedlichen oberflächennahen Bodenfeuchten liegen. Diese könnten durch unterschiedliche Retentionseigenschaften der Torfe oder aber auch durch den „Oasen-Effekt“

erklärt werden: Die langgezogene Kultivierungsfläche Drenth inmitten eines aktuellen Torfabbaugebiets verdunstet vermutlich mehr und ist trockenerer Umgebungsluft ausgesetzt als die inmitten von Poldern gelegene Fläche im Provinzialmoor. Schließlich könnten anfängliche Störungen in Drenth Grund für die ungünstige Entwicklung sein: die Torfmoosfragmente wurden im ersten Jahr durch einen Sturm und einen strengen Frost auf der Fläche verschoben, im Provinzialmoor gab es dagegen keine Schäden.

Die THG-Emission des Bewässerungspolders waren in ihrer Größe ungefähr vergleichbar mit Emissionen aus Bewässerungsgräben einer nahe Oldenburg angelegten Torfmooskultivierungsfläche ($11 \text{ t CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, GÜNTHER et al., 2017). Allerdings bleibt festzuhalten, dass vermutlich auch die Emissionen von Hochmoorpoldern in Abhängigkeit von Wassertiefe, Substrateigenschaften und eventuellem Vegetationsaufwuchs räumlich stark variabel sind und eine Verallgemeinerung auf sämtliche Polder in Hochmoorgebieten nicht zulässig ist. Auch können mit Hauben beispielsweise durch Luftdruckschwankungen ausgelöste spontane CH_4 -Emissionen („Ebullition“) nur unzureichend erfasst werden.

7.5.3. Resilienz gegenüber potentiellen Klimawandelbedingungen

Die Resilienz gegenüber möglichen Klimaänderungen wird hier sowohl anhand der Auswirkungen der passiven Erwärmung durch OTCs als auch des Extremjahres 2018 diskutiert, das möglicherweise für künftige Sommer Modell stehen könnte.

Die Grundwasserflurabstände im Sommer 2018 zeigen, dass die naturnahe Fläche „Meerkolk“ aufgrund des funktionierenden Akrotelms *hydrologisch* resilient gegenüber diesem Extremereignis war (minimale Grundwasserflurabstände von 20 cm im Gegensatz zu 70 cm im Provinzialmoor, Abb. 15). Die CO_2 -Emissionen waren im zweiten Jahr dennoch höher, da die leicht erhöhte Produktion nicht die stark erhöhte Respiration ausgleichen konnte. Zukünftige Klimawandelbedingungen wirken sich somit vermutlich dennoch auf die naturnahe Referenzfläche aus, was vermutlich an einer Interaktion zwischen Grundwasserflurabständen und Temperaturen liegt. Eine hydrologische Resilienz ist Folge eines funktionierenden Akrotelms. Wenn auf Torfmooskultivierungsflächen langfristig keine nicht beerntete, mehre Dezimeter dicke Moosdecke aufgebaut wird, sind solche Kulturen auch langfristig von aufwändigem Wassermanagement abhängig und einem Risiko bei Extremwitterung ausgesetzt.

Die passive Erwärmung durch die Open Top Chambers beeinflusste den THG-Austausch auf allen drei Versuchsflächen. Im Meerkolk zeigte die Variante „MOT“ im Vergleich zur Kontrolle eine deutlich höhere CH_4 -Emission (Abb. 44), während die Ökosystemrespiration im ersten Jahr geringfügig und im zweiten Jahr deutlich größer als die der Referenzplots war. Eine endgültige Bewertung der Auswirkung auf die CO_2 -Emissionen steht jedoch noch aus.

Im Provinzialmoor wurden in den erwärmten Plots ebenfalls geringfügig höhere CH_4 -Emissionen gemessen (Abb. 44). In Drenth konnte weder ein Einfluss der Temperaturerhöhung auf die ohnehin extrem niedrigen CH_4 -Emissionen noch auf die N_2O -Emissionen festgestellt werden.

7.5.4. Die THG-Bilanz der gesamten moorbasierten Produktionskette

Im Provinzialmoor, und hier vor allem im nördlichen Teil, wurden die niedrigsten THG-Bilanzen der Kultivierungsflächen selbst gemessen. In die Gesamtbilanz des Systems fließen jedoch auch die Emissionen der Bewässerungsflächen und Dämme, das Verhältnis zwischen Bewässerungs- und Kultivierungsfläche und die Entwicklung bzw. mögliche Entnahme der pflanzlichen Biomasse mit ein. Die Literaturdaten für Emissionen aus Poldern, Gräben und Dämmen variieren erheblich, so haben VYBORNOVA et al. (2019) auf vegetationslosen Dämmen im Himmelmoor extrem hohe Emissionen gemessen (im Mittel $31,5 \text{ t CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, hier für die Abschätzung der Emissionen aus Dämmen nicht verwendet). Und die Emissionen aus dem Bewässerungspolder im Provinzialmoor waren etwas niedriger als die Emissionen aus Bewässerungsgräben einer ebenfalls in Niedersachsen liegenden Torfmooskultivierungsfläche (GÜNTHER et al., 2017). Dies führt zu einer erheblichen Unsicherheit der Gesamtbilanzen, da Polder, Gräben und Dämmen einen großen Flächenanteil einnehmen (Tab. 6).

Die Tröpfchenbewässerung minimiert die offene Wasserfläche und hat somit eine günstigere Gesamtbilanz. Die Variante „Gruppenbewässerung“ in Drenth weist aufgrund der N_2O -Emissionen, der höheren CO_2 -Emissionen und dem hohen Anteil an Bewässerungsfläche die ungünstigste Klimabilanz auf. Am besten entwickelten sich die Torfmoose allerdings im Provinzialmoor, hier ist also auch die höchste Erntemenge zu erwarten. Wichtig wäre somit eine produktbezogene THG-Bilanz, d.h. pro geernteter Tonne Torfmoosbiomasse. Dies konnte aber bisher noch nicht berechnet werden, da auf beiden Kultivierungsflächen noch nicht geerntet wurde.

Insgesamt ergibt sich eine THG-Bilanz von rund $\sim 7 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei zu berücksichtigen ist, dass mit 2018 ein vermutlich besonders ungünstiges Jahr mit in die Berechnung eingegangen ist, und sich das Provinzialmoor bei weiterer positiver Vegetationsentwicklung zu einer CO_2 -Senke entwickeln könnte. BEETZ et al. (2013) haben in einem Intensivgrünland im Mittel Emissionen von $21,0 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen, allerdings ohne CH_4 -Emissionen aus Gräben zu berücksichtigen. Für deutsche Grünländer werden derzeit mittlere Emissionen von $32,8 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geschätzt (ebenfalls ohne Emissionen aus Gräben, TIEMEYER et al. 2020). In diese Zahl gehen auch Niedermoorstandorte ein, jedoch lassen unveröffentlichte Daten des Thünen-Institutes vermuten, dass auch intensiv genutzte Hochmoore deutliche höhere CO_2 - und N_2O -Emissionen als die von BEETZ et al. (2013) angegebenen Werte aufweisen können ($\sim 50 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, ohne Gräben). Somit ist im Vergleich zur Grünland mit einer erheblichen Einsparung (~ 10 bis $40 \text{ t CO}_2\text{-eq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) zu rechnen, wenn günstige Rahmenbedingungen für Torfmooswachstum geschaffen werden können.

8. Schlussfolgerungen

8.1. Flächenanlage und Torfmooswachstum

Wir konnten mit diesem Projekt zeigen, dass eine Kultivierung von Torfmoosen auch auf gering mächtigen stark zersetzten Schwarztorfen möglich ist. Die Unterschiede im Etablierungserfolg und Wachstum der Torfmoose haben gezeigt, wie wichtig die Rahmenbedingungen einer

Torfmooskultivierungsfläche sind. Aus den Ergebnissen leiten wir folgende Erfolgsfaktoren und Empfehlungen für den Torfmoosanbau auf Schwarztorf ab:

- Ausreichende Wasserverfügbarkeit mit guter Qualität (Regenwasser)
 - Zusätzlich Wasser einplanen für Jahre mit geringen Niederschlägen
 - Überstau vermeiden (besonders bei der Nutzung von Wasser mit suboptimaler Qualität)
- Stetige Bewässerung (besonders in der Initialphase)
 - Voll funktionsfähige Einrichtung vor der Ausbringung
- Schutz vor Witterungseinflüssen in der Initialphase
 - Abdeckung mit Stroh
- Geeignetes Mikroklima
 - Flächen-Geometrie / Umgebung beachten
 - Gefäßpflanzen kontrollieren (Schutz vs. Konkurrenz)
- Ausreichend Torfmächtigkeit

Insbesondere eine ausreichende Torfmächtigkeit und ein geeignetes Mikroklima sind wichtige Faktoren für eine erfolgreiche Bewässerung. Wenn diese nicht optimal sind, muss der Bewässerungsaufwand erhöht werden, um den Wasserverlust zu kompensieren. Ausreichende Wasserverfügbarkeit kann jedoch zu einer Herausforderung werden, wenn längere Trockenphasen auftreten, wie im Zuge des Klimawandels zu erwarten ist (IPCC 2019).

8.2. Biodiversität

Die Artenzusammensetzung einer Kultivierungsfläche hängt stark von dem verwendeten Spendermaterial, dem Flächenalter, der Pflege und dem Landschaftskontext ab. In diesem Projekt wurde mit dem Spendermaterial eine hohe Zahl gefährdeter und charakteristischer Pflanzenarten auf die Kultivierungsflächen übertragen, die sich hier etablieren konnten. Die untersuchten Kultivierungsflächen lagen in direkt angrenzender Lage (Provinzialmoor) bzw. geringer Entfernung von maximal 2 km (Drenth) zu anderen Hochmoor-Wiedervernässungsflächen. Deshalb konnte eine schnelle Besiedlung auch von typischen Hochmoorarten der Fauna erfolgen. Es wurde ein frühes Entwicklungsstadium der Kultivierungsflächen untersucht, weshalb davon auszugehen ist, dass sich die Vegetation und die Zusammensetzung der Fauna über die Jahre noch verändern werden.

Mit der Torfmooskultivierung werden offene Flächen geschaffen, die in ihrer Struktur dem naturnahen Hochmoorzentrum ähneln. Aufgrund der Bewirtschaftung werden jedoch vertikale Strukturen sowohl in Bezug auf Bulten-Schlenken-Komplexe, als auch Gehölzstrukturen verhindert. In dieser Hinsicht wird die Lebensraumeignung eingeschränkt. Außerdem hat die Mahd auch einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung. In diesem Projekt wurden die Flächen nur ein- bis zweimal pro Jahr gemäht, was eine extensive Pflege im Vergleich zu einer monatlichen Mahd darstellt. Eingriffe die im Zuge der Bewirtschaftung (Pflege und Torfmoosernte) auf den Flächen erfolgen, sollten in Hinblick auf das hohe Lebensraumpotenzial für gefährdete Arten möglichst schonend erfolgen (Refugien erhalten, alternierende Eingriffe).

Aus Sicht des Artenschutzes bieten Torfmooskultivierungsflächen viele Chancen, da neue (Teil-) Lebensräume oder Trittsteinbiotope für häufig gefährdete und meist isoliert lebende Moorarten geschaffen werden. Dennoch können und sollen sie naturnahe Flächen nicht ersetzen. Auch sollen keine Flächen verwendet werden, auf denen eine Renaturierung vorgesehen ist. Insbesondere in Nordwest-Deutschland bieten jedoch landwirtschaftlich vorge nutzte Hochmoorstandorte und ehemalige Torfabbauf lächen ein enormes Flächenpotenzial für die Torfmooskultivierung und somit auch als neuer Lebensraum für gefährdete Hochmoorarten.

Die Übertragung von Torfmoosmaterial und die damit verbundene Etablierung anderer charakteristischer Pflanzen der Hochmoore sowie die Schaffung der typischen Lebensraumstrukturen für die Fauna bietet auch für die Renaturierung eine Möglichkeit die Biodiversität zu fördern.

8.3. Klimaschutz

Torfmooskultivierungsflächen, Bewässerungsflächen, Dämme und eine spätere (derzeit geschätzte) Teilentnahme der Biomasse miteinbezogen ergaben mittlere THG-Emissionen von ~5 bis 10 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹. Dabei waren alle Kultivierungsflächen im Mittel noch CO₂-Quellen. Somit fällt die THG-Bilanz weniger günstig aus als bei vorherigen Versuchen auf Weißtorf bzw. tiefgründigem Schwarztorf (im Mittel -3 bis -6 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ ohne Gräben, Dämme und Ernte, BEYER & HÖPER 2015; GÜNTHER et al. 2017) und verdeutlicht die herausfordernden hydrologischen Bedingungen solcher Schwarztorfstandorte. Trotzdem besteht ein erhebliches THG-Einsparpotenzial im Vergleich zu landwirtschaftlich genutzten Hochmoorstandorten. Bisherige Messungen an teilweise sehr extensiv genutzten und nassen Grünlandstandorten auf Hochmoor und Hochmoorrelikten nach Abtorfung in Deutschland ergaben mittlere THG-Emissionen von 18.2 ± 10.9 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ (TIEMEYER et al. 2016). Unter Einbeziehung einer typischen Wasserstandverteilung aller Grünlandstandorte berechnen TIEMEYER et al. (2020) für deutsche Moorgrünländer einen Emissionsfaktor von 32,8 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ (ohne Emissionen aus Gräben). Letzterer Wert zieht auch Niedermoorstandorte mit ein; unveröffentlichte Daten des Thünen-Instituts zeigen jedoch auch sehr hohe THG-Emissionen aus intensiv genutzten Hochmoorstandorten (~50 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹). Somit könnten durch die Torfmooskultivierung in Abhängigkeit von Standorteigenschaften und Annahmen zur „Referenznutzung“ Einsparungen zwischen 10 und 40 t CO₂-eq. ha⁻¹ a⁻¹ erreicht werden.

Bei der Einordnung der THG-Bilanzen dieses Projektes ist zu beachten, dass 2018 ein außerordentlich warmes und trockenes Jahr war, was insbesondere an Standorten mit gut ausgeprägter Hochmoorvegetation zu höheren Emissionen führte. Langjährige Mittel v.a. der CO₂-Emissionen werden somit vermutlich unter den hier angegebenen Werten liegen; insbesondere könnte das Provinzialmoor bei weiterer positiver Vegetationsentwicklung zu einer CO₂-Senke werden. Die Entnahmefläche erholte sich schnell, so dass ein Einfluss der Ernte auf die Treibhausgasbilanz im Wesentlichen nur im ersten Jahr nach der Ernte festgestellt werden konnte.

Die Emissionen des Bewässerungspolders im Provinzialmoor waren insbesondere bezüglich der befürchteten hohen Methanflüsse niedriger als erwartet (vgl. Niedermoorpolder: FRANZ et al. 2016) und lagen sogar deutlich unter denen der naturnahen Referenzfläche Meerkolke. Allerdings bleibt festzuhalten, dass vermutlich auch die Emissionen von Hochmoorpoldern in Abhängigkeit von

Wassertiefe, Substrateigenschaften und Vegetationsaufwuchs räumlich stark variabel sind und eine Verallgemeinerung auf sämtliche Polder in Hochmoorgebieten nicht zulässig ist.

Zur Optimierung der Gesamtbilanzen gilt es dennoch, den Anteil der Bewässerungs- und Dammflächen zu minimieren, insbesondere auch, wenn nicht – wie hier geschehen – flächenbezogene, sondern produktbezogene THG-Bilanzen, d.h. pro Tonne geernteter Torfmoosbiomasse berechnet werden sollen. Dabei bleibt die größte Herausforderung, ein Optimum zwischen der Verfügbarkeit von Wasser in ausreichender Quantität und Qualität und günstigen Flächenverhältnissen herzustellen. Weitere Optimierungsmöglichkeiten liegen in der Entwicklung spezialisierter Technik für die Flächenpflege und für die Ernte der Torfmoose, die ein Befahren der Fläche und damit eine Minimierung der dazu notwendigen Dammfläche ermöglichen.

9. Öffentlichkeitsarbeit

9.1. Tagungen und Workshops

Die Projektteilnehmer haben an folgenden Fachveranstaltungen teilgenommen und Ergebnisse des Projekts vorgestellt (Tab. 7):

Tab. 7: Veranstaltungsteilnahmen mit projektbezogenen Beiträgen (Vorträge oder Poster).

Datum	Ort	Veranstaltung	Titel Vortrag/Poster
23.-28.04.17	Wien	European Geosciences Union General Assembly 2017	Oestmann, J. & B. Tiemeyer: The effect of Sphagnum farming on the greenhouse gas balance of donor and propagation areas, irrigation polders and commercial cultivation sites
04.07.17	Rastede	Projektbegleitende Arbeitsgruppe Optimoor	Oestmann, J. & B. Tiemeyer: MOOSKULT: Auswirkungen großflächiger Torfmooskultivierung nach Schwarztorf-Abbau auf Biodiversität und Treibhausgasemissionen
03.-10.09.17	Göteborg	Summer school	Kurstitel: Greenhouse gases (GHG) - biogeochemistry and measurement techniques in ecosystems and landscapes
25.-30.09.17	Greifswald	International Conference: Renewable resources from wet and rewetted peatlands	Oestmann, J. & B. Tiemeyer: The effect of Sphagnum farming on the greenhouse gas balance of donor and propagation areas, irrigation polders and commercial cultivation sites Zoch, L. & Reich, M.: Impact of Sphagnum-harvesting on invertebrates: species composition and habitat changes on a donor site in northwestern Germany
20.11.17	Geeste	Projektvorstellung „Torfmooskultivierung“ (SubstratMoos, MoosKult & KlimDivMoos)	Oestmann, J. & Tiemeyer, B.: KlimDivMoos: Treibhausgas-Messungen Grobe, A.: Wachstum & Diversität Flora Zoch, L: Diversität Fauna
08.-13.04.18	Wien	European Geosciences Union General Assembly 2018	Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D. & Tiemeyer, B.: The greenhouse gas balance of Sphagnum farming on former peat extraction sites.

Datum	Ort	Veranstaltung	Titel Vortrag/Poster
12.06.18	Meppen	Fachtagung Paludikultur	Tiemeyer, B., Oestmann, J., et. al: Treibhausgasaustausch von Sphagnum-Paludikulturen Graf, M., Köbbing, J.F., Grobe, A., Oestmann, J., Rammes, D., Reich, M., Tiemeyer, B. & Zoch, L.: Großflächige Torfmooskultivierung auf Schwarztorf und ihr Potenzial für Klimaschutz und Biodiversität
05/06.09.18	Malchin	Workshop "Peat Under Water"	Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D. & B. Tiemeyer: The greenhouse gas balance of Sphagnum farming on former peat extraction sites.
10.-13.09.18	Berlin	International Conference on Agricultural GHG Emissions (AgriGHG)	Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D. & B. Tiemeyer: The greenhouse gas balance of Sphagnum farming on former peat extraction sites.
11.-13.09.18	Rotterdam	International Peat Society Symposium	Grobe, A. & Zoch, L.: Does Sphagnum farming create habitat for bog species? Graf, M., Grobe, A., Köbbing, J.F., Rammes, D., Reich, M. & Zoch, L.: Sphagnum farming on strongly decomposed peat in Lower Saxony, Germany Zoch, L. & Reich, M.: Epigeic invertebrates on Sphagnum farming sites
18.10.18	Berlin	FNR Fachgespräch "THG-Minderung in der Landwirtschaft"	Tiemeyer, B. et al: Klimarelevanz nachwachsender Rohstoffe auf organischen Böden
09./10.11.18	Lembruch	Workshop "CANAPE - Creating A New Approach to Peatland Ecosystems"	Tiemeyer B. et al.: GHG balances of paludicultures - measurement techniques and literature overview
09.-10.02.19	Hamburg	Fachtagung Moore in Norddeutschland	Zoch, L. & Grobe, A.: Entwicklung der Flora und Fauna auf Flächen mit Torfmooskultivierung in Niedersachsen
15.-17.03.19	Karlsruhe	38. Jahrestagung der Gesellschaft deutschsprachiger Odonatologen	Zoch, L. & Reich, M.: Torfmooskultivierungsflächen als neuer Lebensraum für Hochmoorspezialisten? Die Libellenfauna von zwei Kultivierungsflächen im Vergleich zu renaturierten und naturnahen Hochmoorstandorten im Emsland
07.-12.04.19	Wien	European Geosciences Union General Assembly 2018	Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D. & B. Tiemeyer: Sphagnum farming on former peat extraction sites: A climate-neutral production system?
25.-26.06.19	Rastede	Projektbegleitende Arbeitsgruppe Optimoor	Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D. & Tiemeyer, B.: Großflächige Torfmooskultivierung in Niedersachsen als Folgenutzung nach Schwarztorf-Abbau und ihr Potenzial für Klimaschutz und Biodiversität (KlimDivMoos)
20.08.19	Hannover	Abschlussveranstaltung KlimDivMoos, MoosKult und SubstratMoos	Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D. & B. Tiemeyer: Die Treibhausgasbilanz in Abhängigkeit von Wassermanagement und Standorteigenschaften Grobe, A., Zoch, L. & Reich, M.: - Die Projekte KlimDivMoos, Substratmoos & Mooskult - Hintergrund & Flächeneinrichtung - Etablierung und Wachstum der Torfmoose - Die Biodiversität der Flora - Die Biodiversität der Fauna

Datum	Ort	Veranstaltung	Titel Vortrag/Poster
10.-13.09.19	Rostock	Wetscapes Tagung	Oestmann, J., Dettmann, U., Düvel, D. & Tiemeyer, B.: The greenhouse gas balance of Sphagnum farming on former peat extraction sites
29.09-02.10.19	Dresden	Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Stabile Isotope	Oestmann, J., Piayda, A., Düvel, D. & Tiemeyer, B.: Short-term cycling of carbon at a Sphagnum farming site during the extreme summer of 2018

9.2. Veröffentlichungen

- GAUDIG, G., KREBS, M., PRAGER, A., WICHMANN, S. BARNEY, M., CAPORN, S.J.M. , EMMEL, M., FRITZ, C., GRAF, M., GROBE, A., GUTIERREZ PACHECO, S., HOGUE-HUGRON, S., HOLZTRÄGER, S., IRRGANG, S., KÄMÄRÄINEN, A., KAROFELD, E., KOCH, G., KOEBBING, J.F., KUMAR, S., MATCHUTADZE, I., OBERPAUR, C., OESTMANN, J., RAABE, P., RAMMES, D., ROCHEFORT, L., SCHMILEWSKI, G., SENDŽIKAITĖ, J., SMOLDERS, A., ST-HILAIRE, B., VAN DE RIET, B., WRIGHT, B., WRIGHT, N., ZOCH, L. & JOOSTEN, H. (2018): Sphagnum farming from species selection to the production of growing media: a review. *Mires and Peat* 20(13), 1-30.
- GRAF, M., BREDEMEIER, B., GROBE, A., KÖBBING, J.F., LEMMER, M., OESTMANN, J., RAMMES, D., REICH, M., SCHMILEWSKI, G., TIEMEYER, B. & ZOCH, L. (2017): Torfmooskultivierung auf Schwarztorf: ein neues Forschungsprojekt in Niedersachsen. *Telma* 47: 109–128.

Anlass, Forschungsfragen und erste Ergebnisse wurden auf der Internetseite des Internationalen Naturparks Bourtanger Moor – Bargerveen (<https://www.naturpark-moor.eu>) vorgestellt.

Außerdem wurde ein Artikel über den Beitrag der Torfmooskultivierung zum Klimaschutz in der Zeitschrift „Wissenschaft erleben“ des Thünen-Instituts (Ausgabe 2019/1) und in „Peatlands International“, dem Magazin der *International Peatland Society* (Ausgabe 4/2019), ein Bericht über das Projekt veröffentlicht.

10. Literatur

- AßMANN, T., DORMANN, W., FRÄMBS, H., GÜRLICH, S., HANDKE, K., HUK, T., SPRICK, P. & TERLUTTER, H. (2003): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (Coleoptera: Cicindelidae et Carabidae) mit Gesamtartenverzeichnis. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 23, 70-95.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 103 Tabellen und 31 Listen. 5., verbesserte und erweiterte Auflage. Hannover: E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
- ALTMÜLLER, R. & CLAUSNITZER, H.-J. (2010): Rote Liste der Libellen Niedersachsens und Bremens - 2. Fassung, Stand 2007. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 4, 211–238.
- BADEN, W. & EGGELSMANN, R. (1963): Zur Durchlässigkeit der Moorböden. *Zeitschrift für Kulturtechnik* 4, 226–254.
- BARNDT, D. (2014): Beitrag zur Kenntnis der Arthropodenfauna der nährstoffarmen Torfmoosmoore Kellsee und Himmelreichsee (Land Brandenburg). *Märkische Entomologische Nachrichten* 16: 93-137.

- BEETZ, S., LIEBERSBACH, H., GLATZEL, S., JURASINSKI, G., BUCZKO, U. & HÖPER, H. (2013): Effects of land use intensity on the full greenhouse gas balance in an Atlantic peat bog. *Biogeosciences*, 10, 1067–1082.
- BEYER, C. & HÖPER, H. (2015): Greenhouse gas emissions from rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in Northwest Germany. *Biogeosciences* 12: 2101–2117.
- BLANKENBURG, J. (2004): Praktische Hinweise zur optimalen Wiedervernässung von Torfabbauf Flächen (Guidelines for Optimal Rewetting of Peat Cutting Areas). *Geofakten* 14, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bremen.
- BLANKENBURG, J. & TONNIS, W.J. (2004): Guidelines for wetland restoration of peat cutting areas. Results of the BRIDGE-PROJECT. Bremen.
- BLIEVERNICHT, A., IRRGANG, S., ZANDER, M. & ULRICHS, C. (2011) Produktion von Torfmoosen (Sphagnum sp.) als Torfersatz im Erwerbsgartenbau (Production of peat mosses (Sphagnum sp.) as an alternative for peat in professional horticulture). *Gesunde Pflanze* 4, 125–131.
- BLIEVERNICHT, A., IRRGANG, S., ZANDER, M. & ULRICHS, C. (2013): Sphagnum biomass –the next generation of growing media. *Peatlands International* 2013-1, 32–35.
- BLÜML, V. & SANDKÜHLER, K. (2015): Bedeutung niedersächsischer Hochmoore für Brutvögel. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 3, 119–177.
- BRÄUNICKE, M. & TRAUTNER, J. (2009): Lebensraumpräferenzen der Laufkäfer Deutschlands - Wissensbasierter Katalog. *Angewandte Carabidologie Supplement* V.
- BROCKHAUS, T., ROLAND, H.-J., BENKEN, T., CONZE, K.-J., GÜNTHER, A., LEIPELT, K. G., LOHR, M., MARTENS, A., MAUERSBERGER, R., OTT, J., SUHLING, F., WEIHRAUCH, F. & WILLIGALLA, C. (Hrsg.) (2015): Atlas der Libellen Deutschlands (Odonata). *Libellula Supplement* 14.
- BRUST, K., KREBS, M., WAHREN, A., GAUDIG, G. & JOOSTEN, H. (2018): The water balance of a Sphagnum farming site in north-west Germany. *Mires and Peat* 20(10), 1–12.
- BUCHHOLZ, S., HANNIG, K. & SCHIRMEL, J. (2009): Laufkäfergemeinschaften in Hochmoorresten Nordwest-Deutschlands (Coleoptera: Carabidae). *Entomol. Gener.* 32(2), 127–144.
- BURMEISTER, E.-G. (1980): Die Tierwelt der Moore. In: Göttlich, K. (Hrsg.): *Moor- und Torfkunde*, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 29–49.
- CAMPEAU, S. & ROCHEFORT, L. (1996): Sphagnum regeneration on bare peat surfaces: field and greenhouse experiments. *Journal of Applied Ecology* 33, 599–608.
- CAMPEAU, S., ROCHEFORT, L. & PRICE, J.S. (2004): On the use of shallow basins to restore cutover peatlands: Plant establishment. *Restoration Ecology* 12, 471-482.
- CAPORN, S.J.M., ROSENBURGH, A.E., KEIGHTLEY, A.T., HINDE, S.L., RIGGS, J.L., BUCKLER, M. & WRIGHT, N.A. (2018): Sphagnum restoration on degraded blanket and raised bogs in the UK using micropropagated source material: a review of progress. *Mires and Peat* 20(09), 1–17.
- CLYMO, R.S. & HAYWARD, P.M. (1982): The ecology of Sphagnum. In: SMITH, A.J.E. (ed.) *Bryophyte Ecology*, Chapman & Hall, London, 229–289.
- EBERT, G. & RENNWALD, E. (Hrsg.) (1991): *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs: Band 1: Tagfalter* I. Eugen Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Eugen Ulmer KG: Stuttgart.
- EMMEL M. (2008) Growing ornamental plants in Sphagnum biomass. *ISHS Acta Horticulture - Proceedings of the International Symposium on Growing Media* 779: 173–178.
- FALGE, E., BALDOCCHI, D., OLSON, R., ANTHONI, P., AUBINET, M., BERNHOFER, C., BURBA, G., CEULEMANS, R., CLEMENT, R., DOLMAN, H., GRANIER, A., GROSS, P., GRUNWALD, T., HOLLINGER, D., JENSEN, N. O., KATUL, G., KERONEN, P., KOWALSKI, A., LAI, C. T., LAW, B. E., MEYERS, T., MONCRIEFF, H., MOORS, E., MUNGER, J. W., PILEGAARD, K., RANNIK, U., REBMANN, C., SUYKER, A., TENHUNEN, J., TU, K., VERMA, S., VESALA, T., WILSON, K., & WOFSY, S. (2001): Gap filling strategies for defensible annual sums of net ecosystem exchange. *Agricultural and Forest Meteorology* 107, 43-69.

- FISCHER, S., FLADE, M. & SCHWARZ, J. (2005): Revierkartierung. In: SÜDBECK, P., ANDRETTZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (Hrsg.): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten; Dachverband Deutscher Avifaunisten, 47–53.
- FISCHER, C. & PODLOUCKY, R. (1997): Berücksichtigung von Amphibien bei naturschutzrelevanten Planungen: Bedeutung und methodische Mindeststandards. In: HENLE, K. & VEITH, M. (Hrsg.): Naturschutzrelevante Methoden der Feldherpetologie. Rheinbach. Mertensiella 7, 261–278.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching: IHW-Verlag.
- FORSTER, P., RAMASWAMY, V., ARTAXO, P., BERNTSEN, T., BETTS, R., FAHEY, D.W., HAYWOOD, J., LEAN, J., LOWE, D.C., MYHRE, G. et al. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing: Chapter 2. In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M., MILLER, H.L. (Hrsg.): Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the 4th Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- FRANK, S., TIEMEYER, B., GELBRECHT, J. & FREIBAUER, A. (2014): High soil solution carbon and nitrogen concentrations in a drained Atlantic bog are reduced to natural levels by 10 years of rewetting. *Biogeosciences*, 11: 2309–2324.
- FRANZ, D., KOEBSCH, F., LARMANOU, E., AUGUSTIN, J. & SACHS, T. (2016): High net CO₂ and CH₄ release at a eutrophic shallow lake on a formerly drained fen. *Biogeosciences* 13: 3051–3070.
- FREUDE, H., HARDE, K. W., LOHSE, G.A. & LUCHT, W. (1971): Die Käfer Mitteleuropas – Band 3 Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphylinidea 1. Goecke & Evers, Krefeld.
- GARVE, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24 (1), 1-76.
- GLATZEL, S., LEMKE, S., GEROLD, G. (2006): Short-term effects of an exceptionally hot and dry summer on decomposition of surface peat in a restored temperate bog. *European Journal of Soil Biology* 42: 219–229.
- GAUDIG, G., FENGLER, F., KREBS, M., PRAGER, A., SCHULZ, J., WICHMANN, S. & JOOSTEN, H. (2014): Sphagnum farming in Germany - a review of progress. *Mires and Peat* 13(08), 1–11.
- GAUDIG G. & M. KREBS (2016): Torfmooskulturen als Ersatzlebensraum. *Biologie in unserer Zeit* 46, 251–257.
- GAUDIG, G., KREBS, M., & JOOSTEN, H. (2017): Sphagnum farming on cut-over bog in NW Germany: Long-term studies on Sphagnum growth. *Mires and Peat* 20(4), 1-19.
- GAUDIG, G., KREBS, M., PRAGER, A., WICHMANN, S., BARNEY, M., CAPORN, S.J.M., EMMEL, M., FRITZ, C., GRAF, M., GROBE, A., GUTIERREZ PACHECO, S., HOGUE-HUGRON, S., HOLZTRÄGER, S., IRRGANG, S., KÄMÄRÄINEN, A., KAROFELD, E., KOCH, G., KOEBBING, J.F., KUMAR, S., MATCHUTADZE, I., OBERPAUR, C., OESTMANN, J., RAABE, P., RAMMES, D., ROCHEFORT, L., SCHMILEWSKI, G., SENDŽIKAITĖ, J., SMOLDERS, A., ST-HILAIRE, B., VAN DE RIET, B., WRIGHT, B., WRIGHT, N., ZOCH, L. & JOOSTEN, H. (2018): Sphagnum farming from species selection to the production of growing media: a review. *Mires and Peat* 20(13), 1-30.
- GONZÁLEZ, E. & ROCHEFORT, L. (2014): Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering* 68, 279–290.
- GRAF, M., BREDEMEIER, B., GROBE, A., KÖBBING, J.F., LEMMER, M., OESTMANN, J., RAMMES, D., REICH, M., SCHMILEWSKI, G., TIEMEYER, B. & ZOCH, L. (2017): Torfmooskultivierung auf Schwarztorf: ein neues Forschungsprojekt in Niedersachsen. *Telma* 47: 109–128.
- GRANTZAU, E. & GAUDIG, G. (2005): Torfmoos als Alternative. *TASPO Magazin* 3: 8–10.
- GREENUP, A.L., BRADFORD, M.A., MCNAMARA, N.P., INESON, P. & LEE, J.A. (2000): The role of *Eriophorum vaginatum* in CH₄ flux from an ombrotrophic peatland. *Plant and Soil* 227: 265 – 272.
- GUÉNÉ-NANCHEN, M., POULIOT, R., HUGRON, S. & ROCHEFORT, L. (2017): Effect of repeated mowing to reduce graminoid plant cover on the moss carpet at a Sphagnum farm in North America. *Mires and Peat* 20(6), 1–12.
- GÜNTHER, R. (Hrsg.) (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. Gustav Fischer Verlag, Jena.

- GÜNTHER, A., HUTH, V., JURASINSKI, G. & GLATZEL, S. (2014): The effect of biomass harvesting on greenhouse gas emissions from a rewetted temperate fen. *Global Change Biology: Bioenergy*.
- GÜNTHER, A., JURASINSKI, G., ALBRECHT, K., GAUDIG, G., KREBS, M. & GLATZEL, S. (2017): Greenhouse gas balance of an establishing Sphagnum culture on a former bog grassland in Germany, *Mires and Peat* 02, 1-16.
- HAASE, P. (1996): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Wasserkäfer mit Gesamtartenverzeichnis. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 16(3), 81-100.
- HAYWARD, P. & CLYMO, R. (1983): The growth of Sphagnum: experiments on, and simulation of, some effects of light flux and water-table depth. *Journal of Ecology* 71, 845–863.
- HEINECKE, C., KASTNER, F. & FREESE, E. (2011): Die Großschmetterlinge (Makrolepidoptera) der Moore Oldenburgs (Deutschland, Niedersachsen). Vorbereitung einer Langzeitstudie und erste Ergebnisse. *Drosera* 2011, 81-97.
- HELFTER, C., CAMPBELL, C., DINSMORE, K. J., DREWER, J., COYLE, M., ANDERSON, M., SKIBA, U., NEMITZ, E., BILLET, M. F. & SUTTON, M. A. (2015): Drivers of long-term variability in CO₂ net ecosystem exchange in a temperate peatland. *Biogeosciences* 12, 1799–1811.
- HENDRY, G.A.F. & GRIME, J.P. (Hrsg.) (1993): *Methods in Comparative Plant Ecology: a Laboratory Manual*. Chapman and Hall, London.
- HUGRON, S. & ROCHEFORT, L. (2018): Sphagnum mosses cultivated in outdoor nurseries yield efficient plant material for peatland restoration. *Mires and Peat* 20(11), 1–6.
- HUMBERT, J.Y., GHAZOU, J. & WALTER, T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 130, 1-8.
- HVORSLEV, M.J. (1951): Time Lag and Soil Permeability in Ground-Water Observations, Bul. no. 26, Waterways Experiment Station, Corps of Engineers, U.S. Army, Vicksburg, Mississippi, USA.
- HOSHI, Y. (2017): Sphagnum growth in floating cultures: Effect of planting design. *Mires and Peat* 20(8), 1–10.
- HUGRON S. & L. ROCHEFORT (2018): Sphagnum mosses cultivated in outdoor nurseries yield efficient plant material for peatland restoration. *Mires and Peat* 20, 1-6.
- IPCC (2019): *Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse gas fluxes in Terrestrial Ecosystems, Summary for Policymakers*.
- JÄGER, E. (Hrsg.) (2017): *Exkursionsflora von Deutschland, Gefäßpflanzen Grundband*. Springer Spektrum, Berlin Heidelberg.
- JOBIN, P., CARON, J. & ROCHEFORT, L. (2014): Developing new potting mixes with Sphagnum fibers. *Canadian Journal of Soil Science*, 94, 585–593.
- JOHNSON, C.P., PYPKER, T.G., HRIBLIJAN, J.A. & CHIMNER, R.A. (2013): Open top chambers and infrared lamps: A comparison of heating efficacy and CO₂/CH₄ dynamics on a Northern Michigan Peatland. *Ecosystems* 16: 736–748.
- JOOSTEN H. & J. COUWENBERG (2001): Zur anthropogenen Veränderung der Moore: Bilanzen zum Moorverlust: Das Beispiel Europa. In: SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (Hrsg.): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 406–408.
- JOOSTEN, H., TANNEBERGER, F. & MOEN, A. (2017): *Mires and peatlands of Europe - Status, distribution and conservation*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- KAROFELD, E., MÜÜR, M. & VELLAK, K. (2016): Factors affecting re-vegetation dynamics of experimentally restored extracted peatland in Estonia. *Environmental Science and Pollution Research* 23, 13706–13717.
- KÖBBING, J. (2018): Abschlussbericht Projekt "Großflächige Torfmooskultivierung als Folgenutzung nach Schwarztorf-Abbau und ihr Potenzial zur nachhaltigen Produktion eines Substratausgangsstoffes als Torfersatz" (SubstratMoos). Förderkennzeichen des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz: 105.1-3234/1-13-2, unveröffentlicht.
- KOKS, A.H.W., VAN DIJK, G., SMOLDERS, A.J.P., LAMERS, L.P.M. & FRITZ, C. (2019): The effects of alkalinity and cations on the vitality of Sphagnum palustre L. *Mires and Peat* 24(25), 1–14.

- KOPERSKI, M. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 31 (3), 131-205.
- KORNDÖRFER, F. (1992): Hinweise zur Erfassung von Reptilien. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991. Weikersheim: Josef Margraf. Ökologie in Forschung und Anwendung 5, 53–60.
- KREBS, M., GAUDIG, G. & JOOSTEN, H. (2016): Record growth of *Sphagnum papillosum* in Georgia (Transcaucasus): rain frequency, temperature and microhabitat as key drivers in natural bogs. *Mires and Peat* 18(4), 1–16.
- KRÜGER, T. & NIPKOW, M. (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel: 8. Fassung, Stand 2015. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 35(4), 181–260.
- LANDRY J. & L. ROCHEFORT (2009): Experimental Sphagnum Farming Station Shippagan, New Brunswick: Activity Report 2003-2008. Université Laval.
- LEIBER-SAUHEITL, K., FUß, R., VOIGT, C. & FREIBAUER, A. (2014): High CO₂ fluxes from grassland on historic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. *Biogeosciences* 11: 749–761.
- LITTLEWOOD, N., ANDERSON, P., ARTZ, R., BRAGG, O., LUNT, P. & MARRS, R. (2010): Peatland biodiversity. IUCN UK Peatland Programme, Edinburgh.
- LIVINGSTON, G.P. & HUTCHINSON, G.L. (1995): Enclosure-based measurement of trace gas exchange: application and sources of error. In: MATSON, P.A. & HARRISS, R.C. (Hrsg.): *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water*. Blackwell Science, Cambridge, UK, 14–50.
- LLOYD, J. & TAYLOR, J.A. (1994): On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8, 315–323.
- LLUR – Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2012): Eine Vision für Moore in Deutschland: Potentiale und Ziele zum Moor- und Klimaschutz: Gemeinsame Erklärung der Naturschutzbehörden. LLUR Sh - Natur 20, Flintbek.
- LOBENSTEIN, U. (2004): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Großschmetterlinge mit Gesamtartenverzeichnis: 2. Fassung, Stand 1.8.2004. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24(3), 165–196.
- LOMPE, A. (2018): Käfer Europas. <http://coleonet.de/coleo/texte/coleoptera.htm>, aufgerufen am 12.12.2018.
- LONDO, G. (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33(1), 61–64.
- MALMER, N., SVENSSON, B.M. & WALLÉN, B. (1994): Interactions between *Sphagnum* mosses and field layer vascular plants in the development of peat-forming systems. *Folia Geobotanica* 29, 483–496.
- MAZEROLLE, M., POULIN, M., LAVOIE, C., ROCHEFORT, L., DESROCHERS, A. & DROLET, B. (2006): Animal and vegetation patterns in natural and man-made bog pools: implications for restoration. *Freshwater Biology* 51, 333–350.
- MICHAELIS, M.I. & MENTEN, L. (1913): Die Kinetik der Invertinwirkung. *Biochemische Zeitschrift* 49: 333–369.
- MOLAU, U. & MØLGAARD, P. (1996): *International Tundra Experiment: ITEX Manual, Second Edition*, Kopenhagen, Dänemark.
- MONEY, R.P. (1994): *Restoration of Lowland Raised Bogs Damaged by Peat Extraction -with Particular Emphasis on Sphagnum Regeneration*. PhD thesis University of Sheffield, UK.
- MÜHLHOFER, G. (1999): Tagfalter. In: SCHLUMPRECHT, H. (Hrsg.): *Handbuch landschaftsökologischer Leistungen: Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung*. Nürnberg: VUBD - Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands. Veröffentlichungen der VUBD 1, 248–255.
- MÜLLER-MOTZFELD, G. (Hrsg.) (2004): *Die Käfer Mitteleuropas – Band 2 Adephaga 1 Carabidae (Laufkäfer)*. 2. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, München.
- MUSTER, C., GAUDIG, G., KREBS, M. & JOOSTEN, H. (2015): Sphagnum farming: the promised land for peat bog species? *Biodiversity and Conservation* 24(8): 1989–2009

- NMU - Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (Hrsg.) (2016): Programm Niedersächsische Moorlandschaften. Grundlagen, Ziele, Umsetzung. Hannover.
- Niedersächsischer Minister für Ernährung, Landwirtschaften und Forsten (1981): Niedersächsisches Moorschutzprogramm – Teil 1.
- OBERPAUR, C., PUEBLA, V., VACCAREZZA, F. & ARÉVALO, M.E. (2010): Preliminary substrate mixtures including peat moss (*Sphagnum magellanicum*) for vegetable crop nurseries. *Ciencia Investigación Agraria* 37, 123–132.
- PEARSON, M., PENTTILÄ, T., HARJUNPÄÄ, L., LAIHO, R., LAINE, J., SARJALA, T., SILVAN, K. & SILVAN, N. (2015): Effects of temperature rise and water-table-level drawdown on greenhouse gas fluxes of boreal sedge fens. *Boreal Environment Research* 20: 489–505.
- PEDERSEN, A. (1975): Growth measurements of five *Sphagnum* species in South Norway. *Norwegian Journal of Botany* 22, 277–284.
- PEDERSEN, A.R., PETERSEN, S.O. & SCHELDE, K. (2010): A comprehensive approach to soil-atmosphere trace-gas flux estimation with static chambers. *European Journal of Soil Science* 61(6): 888–902.
- PEICHL, M., ÖQUIST, M., LOFVENIUS, M.O., ILSTEDT, U., SAGERFORS, J., GRELE, A., LINDROTH, A. & NILSSON, M.A. (2014): A 12-year record reveals pre-growing season temperature and water table level threshold effects on the net carbon dioxide exchange in a boreal fen. *Environmental Research Letters* 9, 1-11.
- PODLOUCKY, R. & FISCHER, C. (2013): Rote Listen und Gesamtartenlisten der Amphibien und Reptilien in Niedersachsen und Bremen: 4. Fassung, Stand Januar 2013. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 33(4), 121–168.
- POULIOT, R., HUGRON, S. & ROCHEFORT, L. (2015): *Sphagnum* farming: A long-term study on producing peat moss biomass sustainably. *Ecological Engineering* 74, 135–147.
- POSCHLOD, P., MEINDL, C., SLIVA, J., HERKOMMER, U., JÄGER, M., SCHUKERT, U., SEEMANN, A., ULLMANN, A., WALLNER, T. (2007): Natural revegetation and restoration of drained and cut-over raised bogs in southern Germany – a comparative analysis of four long-term monitoring studies. *Global Environmental Research* 11, 205–216.
- POULIN, M., ROCHEFORT, L., QUINTY, F., LAVOIE, C. (2005): Spontaneous revegetation of mined peatlands in eastern Canada. *Canadian Journal of Botany* 83(5), 539–557.
- POULIOT, R., ROCHEFORT, L., KAROFELD, E. & MERCIER, C. (2011): Initiation of *Sphagnum* moss hummocks in bogs and the presence of vascular plants: Is there a link? *Acta Oecologica* 37, 346–354.
- POULIOT, R., HUGRON, S. & ROCHEFORT, L. (2015): *Sphagnum* farming: A long-term study on producing peat moss biomass sustainably. *Ecological Engineering* 74, 135–147.
- POTT, R. (1995): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart.
- PRICE, J.S., HEATHWAITE, A.L. & BAIRD, A.J. (2003): Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands and Ecology Management* 11, 65–83.
- QUINTY, F. & ROCHEFORT, L. (2003): Peatland Restoration Guide, Second Edition. Canadian *Sphagnum* Peat Moss Association (St. Albert, AB) & New Brunswick Department of Natural Resources and Energy (Fredericton, NB), Canada.
- RAABE, P., KLEINEBECKER, T., KNORR, K.-H., HÖLZEL, N. & GRAMANN, G. (2018): Vermehrung und Ansiedlung von Bulttorfmoosen in der Hochmoorrenaturierung - erste Ergebnisse eines Pilotprojekts im Landkreis Vechta (Niedersachsen). *Telma* 48, 71–80.
- R Development Core Team (2019): R: A Language and Environment for Statistical Computing. <http://www.r-project.org>, R Foundation for Statistical Computing, Wien.
- REINIKAINEN, O., KORPI, J., TAHVONEN, R., NÄKKILÄ, J., SILVAN, N. & SILVAN, K. (2012): Harvesting of *Sphagnum* biomass and its use as a growing medium constituent. Abstract No. 137, Proceedings of the 14th International Peat Congress, International Peat Society, Stockholm, Sweden.
- ROBROEK, B.J.M., VAN RUIJVEN, J., SCHOUTEN, G.C., BREEUWER, A., CRUSHELL, P.H., BERENDSE, F. & LIMPENS, J. (2009): *Sphagnum* reintroduction in degraded peatlands: the effects of aggregation, species identity and water table. *Basic and Applied Ecology* 10, 697–706.

- ROCHFORD, L., CAMPEAU, S. & BUGNON, J.L. (2002): Does prolonged flooding prevent or enhance regeneration and growth of Sphagnum? *Aquatic Botany* 74, 327–341.
- ROCHFORD, L., QUINTY, F., CAMPEAU, S., JOHNSON, K. & MALTERER, T. (2003): North American approach to the restoration of Sphagnum dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management* 11, 3–20.
- SCHLUMPRECHT, H. (1999): Libellen. In: SCHLUMPRECHT, H. (Hrsg.): *Handbuch landschaftsökologischer Leistungen: Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung*. Nürnberg: VUBD - Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands. Veröffentlichungen der VUBD 1, 161–169.
- SCHLÜPMANN, M. & KUPFER, A. (2009): Methoden der Amphibienerfassung - eine Übersicht. *Zeitschrift für Feldherpetologie* 15, 7–84.
- SCHOPP-GUTH, A. (1999): Renaturierung von Moorlandschaften. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 57. BfN - Bundesamt für Naturschutz, Bonn - Bad Godesberg.
- SCHRÖDER, K., SCHIKORE, T. & ANDRETZKE, H. (2005): Hinweise auf Lebensraum bezogene Erfassungen. In: SÜDBECK, P., ANDRETZKE, H., FISCHER, S., GEDEON, K., SCHIKORE, T., SCHRÖDER, K. & SUDFELDT, C. (Hrsg.): *Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands*. Radolfzell: Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten; Dachverband Deutscher Avifaunisten, 114–134.
- SIEDLE, K. (1992): Libellen: Eignung und Methoden. In: TRAUTNER, J. (Hrsg.): *Arten- und Biotopschutz in der Planung: Methodische Standards zur Erfassung von Tierartengruppen: BVDL-Tagung Bad Wurzach, 9.-10. November 1991*. Weikersheim: Josef Margraf, 97–110.
- Smith, A.J.E. (1996): *The Liverworts of Britain and Ireland*. 2. Aufl., Cambridge University Press, Cambridge.
- Smith, A.J.E. (2004): *The Moss Flora of Britain and Ireland*. 2. Aufl., Cambridge University Press, Cambridge.
- SOHNI, V. & FINCH, O.-D. (2004): Die Libellen eines regenerierten Restmoores in Nordwestdeutschland (Insecta: Odonata). *Drosera*, 119–135.
- SONNENBURG, H. (2009): Die Ameisenfauna der Hannoverschen Moorgeest. *Naturhistorica - Berichte der Naturhistorischen Gesellschaft* 151, 119-158.
- SPRICK, P., SCHMIDT, L. & GÄRTNER, E. (2013): Bemerkenswerte Kurzflügler (Staphylinidae), phytophage (Chrysomelidae, Curculionoidea) und diverse Käfer aus der Hannoverschen Moorgeest - 1. Beitrag zur Käferfauna (Coleoptera). *Telma* 43, 123-162.
- SUCCOW, M. & JOOSTEN, H. (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SULLIVAN, P.F., ARENS, S.J.T., CHIMNER, R.A. & WELKER, J.M. (2008): Temperature and microtopography interact to control carbon cycling in a high arctic fen. *Ecosystems* 11: 61–76.
- TIEMEYER, B., ALBIAC BORRAZ, E., AUGUSTIN, J., BECHTOLD, M., BEETZ, S., BEYER, C., DRÖSLER, M., EICKENSCHIEDT, T., EBELI, M., FIEDLER, S., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., GIEBELS, M., GLATZEL, S., HEINICHEN, J., HOFFMANN, M., HÖPER, H., JURASINSKI, G., LEIBER-SAUHEITL, K., PEICHL-BRAK, M., ROBKOPF, N., SOMMER, M. & ZEITZ, J. (2016): High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology* 22: 4134–4149.
- TIEMEYER, B., FREIBAUER, A., ALBIAC BORRAZ, E., AUGUSTIN, J., BECHTOLD, M., BEETZ, S., BEYER, C., EBELI, M., EICKENSCHIEDT, T., FIEDLER, S., FÖRSTER, C., GENSIO, A., GIEBELS, M., GLATZEL, S., HEINICHEN, J., HOFFMANN, M., HÖPER, H., JURASINSKI, G., LAGGNER, A., LEIBER-SAUHEITL, K., PEICHL-BRAK, M. & DRÖSLER, M. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application, *Ecological Indicators* 109: Article 105838 .
- TUITTILA, E.-S., RITA, H., VASANDER, H. & LAINE, J. (2000): Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. *Canadian Journal of Botany* 78, 47–58.
- TURETSKY, M.R., TREAT, C.C., WALDROP, M.P., WADDINGTON, J.M., HARDEN, J.W. & MCGUIRE, A.D. (2008): Short-term response of methane fluxes and methanogen activity to water table and soil warming manipulations in an Alaskan peatland. *Journal of Geophysical Research* 133, G00A10.

- VAN BREEMEN, N. (1995): How Sphagnum bogs down other plants. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 270–275.
- VANCE, E.D., BROOKES, P.C. & JENKINSON, D.S., (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 6: 703–707.
- VAN DUINEN, G.-J.A., BROCK, A.M.T., KUPER, J.T., LEUVEN, R.S.E.W., PEETERS, T.M.J., ROELOFS, J.G.M., VAN DER VELDE, G., VERBERK, W.C.E.P. & ESSELINK, H. (2003): Do restoration measures rehabilitate fauna diversity in raised bogs? A comparative study on aquatic macroinvertebrates. *Wetlands Ecology and Management* 11: 447–459.
- VAN DUINEN, G.A., VERBERK, W.C.E.P. & ESSELINK, H. (2007): Persistence and recolonisation determine success of bog restoration for aquatic invertebrates: a comment on Mazerolle et al. (2006). *Freshwater Biology* 52: 381–382.
- VAN WINDEN, J.F., REICHART, G.-J., MCNAMARA, N.P., BENTHIE, A. & DAMSTÉ, J.S.S. (2012): Temperature-induced increase in methane release from peat bogs: A mesocosm experiment. *PLoS ONE* 7(6): e39614.
- VON DRACHENFELS, O. (1996): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen in Niedersachsen: Bestandsentwicklung und Gefährdungsursachen der Biotop- und Ökosystemtypen sowie ihrer Komplexe. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen* 34.
- VON DRACHENFELS, O. (2010): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. - Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 40, 249-252.
- VON DRACHENFELS, O. (2016): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen A/4*.
- VYBORNOVA, O., VAN ASPEREN, H., PFEIFFER, E. & KUTZBACH, L. (2019): High N₂O and CO₂ emissions from bare peat dams reduce the climate mitigation potential of bog rewetting practices. *Mires and Peat* 24, 1–22.
- WICHMANN, S., PRAGER, A. & GAUDIG, G. (2017): Establishing Sphagnum cultures on bog grassland, cut-over bogs, and floating mats: procedures, costs and area potential in Germany. *Mires and Peat* 20(03), 1–19.
- WICHTMANN, W., SCHRÖDER, C & JOOSTEN, H. (Hrsg.) (2016): *Paludiculture - Productive Use of Wet Peatlands*. Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart.
- WICKHAM, H. (2016): *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.
- WILSON, D., ALM, J., RIUTTA, T., LAINE, J., BYRNE, K.A., FARRELL, E.P. & TUUTTILA, E.-S. (2007): A high resolution green area index for modelling the seasonal dynamics of CO₂ exchange in peatland vascular plant communities. *Plant Ecology* 190: 37–51.
- ZAK, D., GELBRECHT, J., WAGNER, C. & STEINBERG, C.E.W. (2008): Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science* 59: 1191–1201.

11. Danksagung

Die Projektbearbeiter bedanken sich beim Niedersächsischen Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die finanzielle Unterstützung der Projekte KlimDivMoos und MoosKult sowie beim Landkreis Emsland, der Stadt Papenburg, der Staatlichen Moorverwaltung und dem Staatsbosbeheer für die erteilten Genehmigungen. Für die projektübergreifende Zusammenarbeit danken wir unseren Kollegen von der Klasmann-Deilmann GmbH. Ein Dank geht außerdem an das 3N Kompetenzzentrum Niedersachsen Netzwerk Nachwachsende Rohstoffe und Bioökonomie e.V. für die Unterstützung bei der Projektentwicklung und -beantragung. Daneben möchten wir uns bei den zahlreichen studentischen Hilfskräften und Praktikant*innen, der Moorgruppe sowie den Mitarbeiter*innen des Zentral- und Isotopenlabors des Thünen-Instituts bedanken, ohne die eine Durchführung der umfangreichen Messungen nicht möglich gewesen wären.