

Klimarelevanz und Naturschutzwert der Moore in Schleswig-Holstein unter aktuellen und historischen Gesichtspunkten

Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doktor*in der Naturwissenschaften
(Doctor rerum naturalium, Dr. rer. nat.)

vorgelegt am Institut für Ökosystemforschung der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

von

Tjark Martens

geboren am 20.10.1989 in Rendsburg



Kiel im September 2024

Zusammenfassung

Gutachter:innen:

Prof. Dr. rer. nat. Joachim Schrautzer

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel;
Mathematisch-Naturwissenschaftliche
Fakultät;
Institut für Ökosystemforschung;
Angewandte Ökologie Paläoökologie

Prof. Dr. sc. nat. Eileen Eckmeier

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel;
Mathematisch-Naturwissenschaftliche
Fakultät;
Institut für Ökosystemforschung;
Geoarchäologie und Umweltrisiken

Prof. Dr. rer. nat. Natascha Oppelt

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel;
Mathematisch-Naturwissenschaftliche
Fakultät;
Geographisches Institut
Physische Geographie

Datum der mündlichen Prüfung: 24.01.2025

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	6
Summary	8
1. Einleitung	10
1.1 Hintergrund und Forschungslücken.....	10
1.2 Moorökosysteme: Eigenschaften und Funktionen	11
1.3 Gliederung von Mooren in hydrogenetische Moortypen	12
1.4 Bodenkundliche Grundlagen	14
1.5 Moore in Schleswig-Holstein (SH).....	15
1.6 Klimarelevanz von Mooren.....	18
1.7 Regionalisierung der Klimarelevanz von Moorökosystemen.....	20
1.8 Analyse von langfristigen Veränderungen in Moorökosystemen	21
1.8.1 Dokumentation der natürlichen Moorentwicklung.....	21
1.8.2 Dokumentation anthropogener Einflussnahme durch Änderungen in der Vegetationszusammensetzung.....	22
1.9 Moorsackung (Geländehöhenverluste) in Mooren.....	22
1.10 Ziele der Arbeit.....	24
1.11 Literaturverzeichnis	27
2. Studie I	33
2.1 Abstract	34
2.2 Introduction	35
2.3 Study Area	36
2.4 Methods.....	37
2.4.1 Data acquisition.....	37
2.4.2 State-wide distribution of peatlands	37
2.4.3 Land use and vegetation structure.....	38
2.4.4 Data evaluation	39
2.4.5 Potential successional pathways to reduce GHG emissions on peatlands.....	40
2.5 Results.....	42
2.5.1 Land use and nature conservation value (NCV) of peatlands in Schleswig-Holstein	42
2.5.2 Greenhouse gas emissions calculated by GEST	43
2.5.3 Potential successional pathways to reduce GHG emissions on peatlands.....	45
2.6 Discussion	45
2.6.1 Data base and methodology.....	45
2.6.2 Land use and GHG emissions	46
2.6.3 GHG reduction pathways and nature conservation.....	47
2.7 Conclusions	50

2.8 Acknowledgements	51
2.9 Author Contributions	51
2.10 References	52
3. Studie II:	63
3.1 Zusammenfassung	63
3.2 Abstract	64
3.3 Einleitung	64
3.4 Untersuchungsgebiet	65
3.5 Methoden	65
3.5.1 Moorkulisse/kohlenstoffreiche Böden	65
3.5.2 Biotypen/Landnutzung	65
3.5.3 Auswertung der Daten	66
3.6 Ergebnisse	69
3.6.1 THG-Emissionen	69
3.6.2 Naturschutzwert der botanischen Artenvielfalt	71
3.7 Diskussion	73
3.7.1 THG-Emissionen	74
3.7.2 Naturschutzwert der botanischen Artenvielfalt	76
3.8 Fazit	77
3.9 Literatur	77
3.10 Zusatzmaterial	82
4. Studie III	86
4.1 Abstract	86
4.2 Introduction	87
- Do the results provide insights for a future, well-balanced peatland strategy in cultural landscapes?	88
4.3 Data and methods	89
4.3.1 Study area	89
4.3.2 Map material	90
4.3.3 Calculation of GHG emissions and evaluation of the nature conservation value (NCV)	91
4.3.4 Standardisation of vegetation units (VUs)	92
4.4 Results	93
4.4.1 Vegetation development	93
4.4.2 GHG emissions	95
4.5 Discussion	96
4.5.1 Representativeness of data and methodological strategy	96
4.5.2 Long-term successional trajectories of vegetation development	98

4.5.3 Development of GHG emissions on a landscape level	99
4.5.4 Consequences of peatland restoration	100
4.7 References	101
4.8 Appendix.....	111
5. Studie IV:.....	119
5.1 Einleitung	119
5.2 Methoden.....	122
5.2.1 Bautypen für landwirtschaftlich genutzte Hochmoore in der Projektregion	122
5.2.2 Moorbodenkundliche Ergänzungen	123
5.2.3 Unterkapitel Laboranalysen Trockenrohdichte, CNS-Analytik, pH-Wert.....	124
5.2.4 Methoden der Berechnung der C-Vorräte und der C-Verlustraten	125
5.2.5 Mächtigkeit des degradierten Oberbodens von landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden.....	126
5.3 Ergebnisse.....	127
5.3.1 Bautypen und C-Pools von Hochmooren in der Eider-Treene-Sorge-Niederung in Schleswig-Holstein	127
5.3.2 Geländehöhenverluste	129
5.3.3 Mächtigkeit der vererdeten Oberbodenhorizonte	132
5.3.4 C-Verlustraten	133
5.4 Diskussion	133
5.4.1 Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der ETS	133
5.4.2 Aktueller Zustand der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der ETS	135
5.5 Fazit	137
5.6 Literaturverzeichnis	138
6. Synoptische Diskussion.....	140
6.1 Methoden zur flächenhaften Bilanzierung von THG-Emissionen aus Mooren	140
6.2 Aktuelle und historische THG-Freisetzungsraten und botanische Artenvielfalt von Mooren in Schleswig-Holstein.....	143
6.3 Langfristige Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden in der Eider-Treene-Sorge-Niederung	145
6.4 Handlungsoptionen zur Verbesserung des ökologischen Zustands von Mooren in Schleswig-Holstein.....	147
6.5 Literaturangaben.....	151
7. Danksagung	156
8. Eigenständigkeitserklärung.....	157

Zusammenfassung

Moore sind in den vergangenen Jahren immer weiter ins Zentrum des Klima- und Naturschutzes gerückt. Durch langanhaltende, intensive landwirtschaftliche Nutzung sind sie Quellen von Treibhausgasemissionen und ihre Biodiversität hat dramatisch abgenommen. Um diese Trends aufzuhalten, wurden auf internationaler, nationaler sowie regionaler Ebene klimaschutz- und naturschutzfachliche Ziele zur Wiederherstellung von Moorökosystemen ausgesprochen. Um diese umzusetzen, werden vielfältige Informationen über die Ausgangsbedingungen von Mooren benötigt.

Schleswig-Holstein gilt als moorreiches Bundesland, denn ca. 10 % der Landesfläche sind von Mooren bedeckt. Aktuell existieren nur unzureichende Informationen über die THG-Emissionen sowie den naturschutzfachlichen Wert dieser Ökosysteme. Mit diesem Thema befasst sich die vorliegende, aus vier Studien bestehende Dissertation:

(I): In der ersten Studie wurden die THG-Emissionen der Moore Schleswig-Holsteins mit der GEST-Methode erfasst und Reduktionsmöglichkeiten unterschiedlicher Vernässungsszenarios berechnet. Aktuell werden aus Mooren (ca. 128.000 ha) etwa 2.9 mio. t CO₂ Äq.*a⁻¹ freigesetzt, was zu durchschnittlichen THG-Emissionen von ca. 22,8 t CO₂ Äq.*a⁻¹*ha⁻¹ führt. Es werden Szenarien aufgezeigt, die alle nennenswerte Reduktionspotenziale aufweisen, wobei die Vernässung von artenarmem, intensiv genutztem Grünland bei der Erreichung der Klimaziele Vorrangige Bedeutung haben sollte.

(II): In der zweiten Studie wird die Kulisse der echten Moore um die kohlenstoffreichen Böden erweitert, da diese ebenfalls hohe THG-Freisetzungspotenziale aufweisen. Die daraus resultierende Fläche beträgt ca. 160.000 ha mit THG-Freisetzungsraten von ca. 3.9 mio. t CO₂ Äq.*a⁻¹ (ca. 24 t CO₂ Äq.*a⁻¹*ha⁻¹). In dieser Studie wurde zusätzlich der naturschutzfachliche Wert der botanischen Artenvielfalt (NBV, Klassen 1-4) beurteilt. Dabei zeigte sich, dass 7 % der betrachteten Fläche aus wertvollen Vegetationseinheiten mit geringen THG-Freisetzungsraten sowie geringem Handlungsbedarf entsprach. Daraus folgt, dass 93% der Fläche einen hohen bis sehr hohen Renaturierungsbedarf aufweisen.

(III): In der dritten Studie wurde der aktuelle Zustand der Moore (I/II) mit dem historischen Zustand in den 1930er Jahren anhand von topographischen Karten (Messtischblätter 1:25.000) verglichen. Dabei wurde deutlich, dass sich die Moore in den vergangenen ca. 100 Jahren stark verändert haben. In den 1930er Jahren waren artenreiche Grünlandbestände mit geringen THG-Freisetzungsraten (7,7 – 19,8 t CO₂ Äq.*a⁻¹*ha⁻¹) weit verbreitet. Heute dominiert artenarmes Grünland mit hohen THG-Freisetzungsraten (31,6 – 32,2 t CO₂ Äq.*a⁻¹*ha⁻¹). Die Ergebnisse zeigen, dass die landwirtschaftliche Nutzung der Moore in den 1930er

Jahren klima- bzw. torfschonender war und der naturschutzfachliche Wert der botanischen Artenvielfalt deutlich höher war als heute. Bei Planungen für neue Vernässungsmaßnahmen auf Mooren sollten die historischen Informationen berücksichtigt werden, denn sie können Hinweise auf zukünftige nachhaltige Nutzungsformen geben.

(IV): In dieser Studie werden Kohlenstoffverlustraten, Sackungsraten sowie Veränderungen des Bodenprofils für landwirtschaftlich genutzte Hochmoore (LGM_HH) in der Projektregion „Eider-Treene-Sorge-Niederung“ erfasst. Dafür wurden die LGM_HH zunächst in typische Bautypen klassifiziert. Für diese Bautypen wurde der Kohlenstoffhaushalt berechnet. Dabei kam heraus, dass Hochmoore im Vergleich zu anderen Böden besonders viel Kohlenstoff speichern (498 – 1.707 t C/ha). Anschließend wurden die Sackungsraten für die Bautypen mit dem Ergebnis erfasst, dass diese mit steigender organischer Auflage ebenfalls ansteigen (bis zu 0,9 cm/a bei organischen Auflagen >120 cm). Die berechneten C-Verlustraten unterscheiden sich aber von den Sackungsraten, da auch die flachgründigen LHM_HH mit geringeren Sackungsraten hohe THG-Freisetzungsraten zeigten. Die Profilaufnahmen bestätigten, dass während des Untersuchungszeitraums von ca. 60 Jahren kontinuierliche Veränderungen stattgefunden haben und sich die Degradierungshorizonte bis in tiefere Schichten ausgebreitet haben.

Die Studien zeigen, dass der aktuelle Zustand der Moore in Schleswig-Holstein sowohl im Hinblick auf die THG-Emissionen wie auch des NBV als schlecht oder sehr schlecht einzustufen ist. Durch die Verknüpfung von THG-Emissionen mit Naturschutzaspekten können differenzierte Handlungsschwerpunkte aufgezeigt werden. Diese Einschätzung wird durch die beiden Studien mit historischem Kontext untermauert. Außerdem wird durch diesen Vergleich das klima- und naturschutzfachliche Potenzial von Mooren deutlich.

Summary

Peatlands have increasingly moved into focus of climate and nature conservation efforts in recent years. Due to long-term, intensive agricultural use they have become sources of greenhouse gas emissions and are suffering from a dramatic loss of biodiversity. To stop these negative trends, climate and nature conservation goals have been set at international, national, and regional levels to restore peatland ecosystems. To implement these goals, precise information about the current conditions of peatlands are required.

Schleswig-Holstein is considered a peat-rich federal state with approximately 10% of its area covered by peatlands. However, there are currently insufficient information about their greenhouse gas emissions and conservation value. This dissertation addresses these issues with the following four studies:

(I) The first study records the greenhouse gas emissions of Schleswig-Holstein's peatlands using the **GEST (Greenhouse Gas Emissions Site Types)**-method and calculated the reduction potentials of different rewetting scenarios. Currently, about 2.9 million tons of CO₂ equivalents per year (CO₂ eq.*a⁻¹) are released from peatlands (approximately 128,000 ha), resulting in average emissions of about 22.8 t CO₂ eq. a⁻¹ha⁻¹. All proposed rewetting scenarios show significant reduction potential. The rewetting of species-poor intensively used grassland appears primarily necessary to achieve climate protection goals.

(II) The second study expands the scope of peat soils to include carbon-rich soils, as these also exhibit a high potential for greenhouse gas emissions. This procedure results in a total area of approximately 160,000 ha with emissions of about 3.9 million t CO₂ eq.*a⁻¹ (around 24 t CO₂ eq.a⁻¹ha⁻¹). Additionally, the conservation value of botanical diversity (NBV, classes 1 - 4) was assessed. The study revealed that 7% of the considered area consists of valuable vegetation units with low emissions resulting in a low need for action in these areas. However, the remaining 93% of the area consists of species-poor systems with high emission rates, which underpin the high need for peatland restoration in Schleswig-Holstein.

(III) The third study compared the current state of the peatlands (I/II) with their historical state in the 1930s by using topographic maps (scale 1:25,000). It is evident that peatlands have undergone significant changes over the past 100 years. In the 1930s, species-rich wet grasslands with low greenhouse gas emissions (7.7–19.8 t CO₂ eq. a⁻¹ha⁻¹) were widespread. Today, species-poor grasslands with high emission rates (31.6–32.2 t CO₂ eq. a⁻¹ha⁻¹) are the dominating vegetation type. The results show that agricultural use of peatlands in the 1930s was more climate-friendly and less peat-consuming. The NBV was significantly higher than

Summary

today. Historical information should be considered when planning new rewetting measures and can provide valuable insights for future land-use forms.

(IV) This study recorded carbon loss rates, subsidence rates, and changes in soil profiles for agriculturally used raised bogs (LGM_HH) in the project region "Eider-Treene-Sorge-Niederung". The LGM_HH were initially classified into typical types (i.e. related to peat thickness, sequence of soil horizons). For these types, the carbon balance was calculated, showing that particularly raised bogs store large amounts of carbon (498–1,707 t C/ha) compared to other soils. Subsidence rates were also recorded, showing that soil subsidence increases with higher organic layers (up to 0.9 cm/a, organic layer > 120 cm). The calculated carbon loss rates differ from the subsidence rates as also LGM_HH with a low organic layer show high emission rates. Finally, changes within the profiles confirmed that continuous changes occurred during the investigation period of approx. 60 years and that degradation horizons have extended into deeper layers.

The studies show that peatlands in Schleswig-Holstein are in bad conditions in terms of greenhouse gas emissions and biodiversity. By linking GHG-emissions and aspects of nature conservation, priority fields for action are identified. This development of peatlands is further supported by the studies with historical context. In summary, this dissertation highlights the climate and conservation potential of peatlands in Schleswig-Holstein.

1. Einleitung

1.1 Hintergrund und Forschungslücken

Moore und organische Böden sind im vergangenen Jahrzehnt ins Zentrum nationaler und internationaler naturschutz- und Klimaschutzfachlichen Bemühungen gerückt. Die Gründe dafür sind zum einen der dramatische Rückgang von moorspezifischen Pflanzenarten sowie Vegetationstypen (Grootjans et al. 2002, Seer & Schrautzer 2011, Tanneberger et al. 2021a). Zum anderen tragen Moore und organische Böden aktuell in Deutschland zu ca. 10% der Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) aus dem landwirtschaftlichen Sektor bei (Drösler et al. 2008, Tiemeyer et al. 2016, Martens et al. 2022). Es wurden auf verschiedenen politischen Ebenen Ziele zum Erhalt der Biodiversität und zur Reduzierung von Treibhausgasemissionen in Ökosystemen mit organischen Böden wie Anmoore verabschiedet (MELUND 2020, BMUV 2022, Dupont et al. 2023, EU-Parlament 2024). Um diese Ziele erreichen zu können, sind flächendeckende Kenntnisse über den aktuellen Zustand dieser Ökosysteme und deren historische Entwicklung von zentraler Bedeutung.

In der Bundesrepublik Deutschland werden Informationen u.a. zur Vegetations- wie auch zur Moorbodenverbreitung auf Ebene der Bundesländer erhoben und zur Verfügung gestellt (LUNG 2013, von Drachenfels 2023). Für das Bundesland Schleswig-Holstein sind bereits geeignete Datengrundlagen vorhanden, um den aktuellen Zustand bezüglich der botanischen Diversität wie auch der aktuellen Freisetzungsraten von THG-Emissionen abschätzen zu können (LLUR 2022). Eine landesweite Kalkulation der THG-Emissionen wurde im Jahr 2010 von Jensen et al. durchgeführt. Diese basierte jedoch auf Vegetationsdaten aus dem Zeitraum 1978-1994 und sind somit nicht mehr auf dem neuesten Stand. Die aktuelle THG-Bilanz der organischen Böden in SH von Tiemeyer et al. 2020 bezieht sich auf die Daten des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) und berücksichtigen somit nicht die aktuelle Vegetation der organischen Böden (AdV 2003).

Um den Erfordernissen des Arten- und Klimaschutzes in Schleswig-Holstein gerecht zu werden, bedarf es einerseits einer Übersicht über aktuelle und historische Verbreitung der Moorvegetation. Andererseits ist eine aktuelle Klimabilanz der organischen Böden mit Daten zur Moorbodenverbreitung erforderlich, um den Stellenwert von Mooren in der Klimadebatte beurteilen zu können. Mit der vorgelegten Dissertation werden diese Forschungslücken geschlossen. Die Ergebnisse sind eine wertvolle Planungsgrundlage für die Umsetzung künftiger Naturschutzmaßnahmen in den Mooren Schleswig-Holsteins.

1. Einleitung

1.2 Moorökosysteme: Eigenschaften und Funktionen

Organische Böden und Moore (im Folgenden wird für einen besseren Lesefluss für organische Böden und Moore der Begriff **Moore** verwendet) sind Lebensräume, in denen die Böden durch Torf geprägt sind. Torf wird in Ökosystemen akkumuliert, wenn die Primärproduktion von Biomasse den Abbau der organischen Substanz übersteigt (Succow & Joosten 2012). Ursache des gehemmten Abbaus der abgestorbenen Pflanzenmasse sind dauerhaft hohe Wasserstände. Naturnahe Moore sind somit in der Lage, Kohlenstoffdioxid (CO₂) aus der Luft zu binden und in Form von organischem Kohlenstoff für lange Zeit im Boden zu speichern (u.a. Joosten & Clarke 2002, Turunen et al. 2002, Christensen et al. 2004, Mordhorst et al. 2018). Diese Eigenschaft macht naturnahe Moore für den Klimaschutz besonders wertvoll. Des Weiteren sind Moore durch extreme Standortverhältnisse wie ganzjährige Bodenwasserstände nahe der Geländeoberkante gekennzeichnet. Durch ihre Verbreitung entlang von Gewässern und die hohe Toleranz gegenüber hohen Wasserständen sind sie in der Lage, Hochwasserwellen zu dämpfen (Joosten & Clarke 2002). Außerdem sind Moore häufig durch sehr geringe Nährstoffverfügbarkeiten und extrem saure oder basenreiche Bodenverhältnisse gekennzeichnet (u.a. Bragazza & Gerdol 2002, Schrautzer et al. 2019). Durch ihre Eigenschaft, Torf zu bilden, sind sie zudem in der Lage, Nährstoffe aus der Landschaft zurückzuhalten (Succow & Joosten 2012). Werden Moore jedoch durch anthropogene Eingriffe aus ihrem natürlichen Gleichgewicht gebracht, können sie die beschriebenen Ökosystemleistungen nicht mehr erbringen und wandeln sich von Kohlenstoff und Nährstoffe bindenden Systemen in emittierende Systeme (u.a. Drösler et al. 2008, Poyda et al. 2016, Tiemeyer et al. 2020).

Pflanzen und Tiere haben sich an diese extremen Lebensbedingungen angepasst und bilden einzigartige Lebensgemeinschaften mit einer hohen Anzahl von heute stark gefährdeten Pflanzen- und Tierarten, die national wie auch international streng geschützt sind (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der [EU1992]).

Die Nutzung von Mooren reicht bis ins 11./12. Jahrhundert zurück. Damals wurden zunächst trockenere randliche Flächen für die landwirtschaftliche Produktion genutzt. Im Mittelalter gewannen Niedermoore zunehmend an Bedeutung für die landwirtschaftliche Futtererzeugung (Göttlich & Kuntze 1990). Die landwirtschaftliche Nutzung von Hochmooren begann dagegen erst deutlich später (Haverkamp 2011). Grundsätzlich ist ein großer Aufwand nötig, um Moore landwirtschaftlich rentabel zu nutzen (Blankenburg 2015). Im Laufe der Zeit konnten durch technischen Fortschritt und größeren Flächendruck immer mehr Moore landwirtschaftlich intensiv vor allem als Grünland aber auch als Ackerland genutzt werden. Die damit einhergehende Entwässerung sowie der Einsatz von Dünger zur Steigerung des Ertrags hatten drastische Auswirkungen auf die Struktur und Funktion von Moorökosystemen

1. Einleitung

(Blankenburg 2015). Die Absenkung des Wasserspiegels führt aufgrund von Mineralisierungsprozessen zu einer erhöhten Freisetzung von Treibhausgasen, vor allem Kohlenstoffdioxid. Eine weitere negative Folge der intensiven Nutzung ist der starke Rückgang der botanischen Artenvielfalt (Schrautzer 2004, Martens et al. 2022).

1.3 Gliederung von Mooren in hydrogenetische Moortypen

Die Gliederung von Mooren hat eine lange Tradition. Es gibt unterschiedliche Ansätze, Moore zu klassifizieren. Moore können hinsichtlich der auftretenden Vegetation klassifiziert werden. (Succow & Joosten 2012). Pflanzengesellschaften haben eine hohe Aussagekraft bezüglich der spezifischen Standortbedingungen und können deshalb als Bioindikatoren genutzt werden (Ellenberg & Leuschner 2010, Couwenberg et al. 2011). Bei dieser Klassifizierung werden jedoch wichtige Eigenschaften von Mooren wie deren Entstehung nicht betrachtet.

Eine weitere Gliederungsmöglichkeit auf der Betrachtungsebene ganzer Moorlandschaften ist die Klassifizierung nach **hydrogenetischen Moortypen**. Hierbei werden die Moore nach ihrer Entstehung im Geländere relief, der Art des Wasserdargebots und den Eigenschaften der vorkommenden Torfe (botanische Torfarten) charakterisiert (Succow & Joosten 2012). Hydrogenetische Moortypen bieten den Vorteil, dass sowohl Informationen über die Genese des Moores wie auch über die Qualität des Wassers (eutroph/mesotroph/ombrotroph) verfügbar sind. Des Weiteren erlauben die hydrogenetischen Moortypen auch eine grobe Einschätzung der zu erwartenden Vegetation unter naturnahen Verhältnissen zu (Succow & Joosten 2012). Aus den genannten Gründen ist dieses Klassifikationskonzept Grundlage fast aller moorökologischen Forschungsarbeiten und wird auch in dieser Arbeit verwendet. Folgende Typen lassen sich unterscheiden:

Verlandungsmoore haben sich nach der letzten Eiszeit durch die Verlandung von Stillgewässern entwickelt. Sie kommen oft in Landschaften mit bewegtem Relief und hohen Niederschlagsraten vor. Das Wasser erhalten diese Moortypen aus Grundwasser sowie oberflächlich zulaufendem Wasser. Die Torfmächtigkeiten sind häufig sehr hoch. Ein weiteres Merkmal von Verlandungsmooren ist, dass diese von subhydrisch entstandenen Mudden unterlagert sind. Die Nährstoffverhältnisse sind eutroph bis mesotroph und die Vegetation besteht zumeist aus Röhrichten/Seggenrieden oder Bruchwäldern (LLUR 2015). In Deutschland entsprechen ca. 15% der Moorfläche diesem Typ, der damit zu den am weitesten verbreitetsten hydrogenetischen Moortypen zählt (Succow & Joosten 2012).

Kesselmoore entstehen in kleinen abflusslosen Senken. Sie sind wie Verlandungsmoore auch auf ein bewegtes Relief angewiesen. Eine weitere Voraussetzung für die Entstehung von Kesselmooren ist ein relativ undurchlässiges Ausgangssubstrat (lehmiges- oder toniges

1. Einleitung

Substrat, Mudde-Horizonte). Auch Kesselmoore können hohe Torfmächtigkeiten aufweisen. Moorprofile zeigen, dass sich die Torfe im zeitlichen Verlauf von eher meso- eutrophen Torfen (Schliffort) hin zu oligotrophen Torfen (Torfmoostorfe). Auch räumlich liegen in Kesselmooren ausgeprägte Gradienten vor. So besteht die Vegetation im Randbereich aus eher meso- eutrophen Vegetationsbeständen (Großseggenriede/Röhrichte), während im Zentrum oligotrophe Vegetationsbestände (Torfmoosrasen, Wollgrasbestände) auftreten. Dieser hydrogenetische Moortyp kommt in Deutschland eher selten vor, denn nur ca. 1-2% der Moorflächen entsprechen diesem Typ.

Versumpfungsmoore werden aus dem Grundwasser der näheren Umgebung gespeist. In Schleswig-Holstein haben sie sich hauptsächlich im Anschluss an die letzte Eiszeit und dem damit verbundenen Meeresspiegel- und Grundwasseranstieg gebildet. Im Gegensatz zu Verlandungs- und Kesselmooren kommen Versumpfungsmoore besonders in homogenen Landschaften vor (In Schleswig-Holstein ist hier der Naturraum Hohe Geest mit den dort vorhandenen Niederungen zu nennen). Die Torfe sind häufig sehr homogen aufgebaut, wobei Seggen- und Bruchwaldtorfe am weitesten verbreitet sind. Die Vegetation von Versumpfungsmooren wird von Bruchwäldern/Seggenriedern oder Röhrichten geprägt. Versumpfungsmoore sind der am weitesten verbreitete hydrogenetische Moortyp in Deutschland, ca. 30% der Moore werden diesem Typ zugesprochen (Succow & Joosten 2012).

Durchströmungsmoore treten in Landschaften mit kontinuierlich hohem Wasserdargebot auf. Das Wasser durchströmt/durchrieselt den grobporigen Torf entlang des natürlichen Reliefs häufig in Richtung eines Fließgewässers. Die Nährstoffversorgung kann als mesotroph eingestuft werden: Die Vegetation von Durchströmungsmooren wird zumeist von Seggenrieden oder Braunmoosrasen geprägt. In Schleswig-Holstein treten Durchströmungsmoore hauptsächlich in der Jungmoränenlandschaft (Östliches Hügelland) entlang von Fließgewässern auf. In Deutschland ist dieser Moortyp weit verbreitet und hat einen Anteil von ca. 25% (Succow & Joosten 2012).

Quellmoore sind ein eher kleinräumig vorkommender Moortyp. Sie kommen an Quellaustritten vor, die ganzjährig Wasser führen. Die Torfmächtigkeiten sind dabei eher gering, können jedoch auch bis auf >1,5 m anwachsen. Die Nährstoffversorgung ist mesotroph-eutroph und die Vegetation besteht aus Bruchwäldern, Röhrichten oder Seggenrieden. Quellmoore treten eher selten auf und haben nur eine geringe räumliche Ausdehnung. Die Flächenanteile an Mooren in Deutschland sind folglich mit >1% gering.

Hochmoore (Regenmoor) unterscheiden sich von den bisher erwähnten hydrogenetischen Moortypen. Sie werden ausschließlich von Regenwasser gespeist, sind also nicht auf zufließendes Wasser Grund- oder Oberflächenwasser angewiesen. In Schleswig-Holstein

1. Einleitung

wachsen Hochmoore in der Regel auf Niedermooren auf. Sobald ein Niedermoor durch Torfwachstum seinem ursprünglichen hydrologischen Regime entwachsen ist und unter der Voraussetzung von ausreichend Niederschlag verändern sich die Nährstoffverhältnisse stark. Es gelangen von außen fast keine Nährstoffe mehr in das System, sodass eine Oligotrophierung stattfindet. Die Vegetation passt sich an die neuen Standortverhältnisse an und es dominieren Torfmoose, Wollgräser und Heidekräuter, die alle an oligotrophe Verhältnisse angepasst sind. Die Torfe von Hochmooren können große Mächtigkeiten von >3 m aufweisen (LLUR 2015). Hochmoore kommen besonders im Nordwesten Deutschlands vor, da hier die Jahresniederschläge am höchsten ausfallen. Die Systeme machen ca. 20% an der gesamten Moorfläche Deutschlands aus (Succow & Joosten 2012)

1.4 Bodenkundliche Grundlagen

Organische Böden werden in der Literatur unterschiedlich definiert. Dabei haben alle Definitionen gemeinsam, dass für die Einteilung einzig der Boden und die damit verbundenen Eigenschaften betrachtet werden (Ad-Hoc-Boden 2005, IPCC 2006, IPCC 2014). International werden organische Böden und Moore (organic soils) für die Treibhausgasberichterstattung in Anlehnung an die World Reference Base of Soil Resources (WRB, 2006) definiert (Wittnebel et al. 2023). Danach müssen organische Böden mindestens die Kriterien 1 und 2 **oder** 1 und 3 erfüllen:

1. Mächtigkeit eines organischen Horizonts größer oder gleich 10 cm. Ein Horizont mit weniger als 20 cm Mächtigkeit muss mindestens 12 % organischen Kohlenstoff in der Mischprobe bis 20 cm enthalten.
2. Böden, die nie mehr als wenige Tage im Jahr wassergesättigt sind, müssen mehr als 20 % organischen Kohlenstoff enthalten (ca. 35 % organische Substanz).
3. Böden mit längeren Phasen von Wassersättigung und entweder:
 - a. Mindestens 12 % organischen Kohlenstoff (ca. 20 % organische Substanz) wenn kein Ton enthalten ist, oder
 - b. Mindestens 18 % organischen Kohlenstoff (ca. 30 % organische Substanz), bei Tongehalten von mindestens 60 %, oder
 - c. Einem intermediären proportionalen Gehalt organischen Kohlenstoffs für intermediäre Tongehalte

Die Definitionen der WRB und der IPCC unterscheiden sich jedoch darin, dass nach IPCC auf die Anwendung weiterer Kriterien (u.a. Mächtigkeit der organischen Horizonte) verzichtet wird (Wittnebel et al. 2023). Außerdem besteht nach IPCC die Möglichkeit, nationale Klassifikationssysteme für die Treibhausgasberichterstattung zu verwenden. Dies ist

1. Einleitung

notwendig, um die organischen Böden, deren Emissionsverhalten nach IPCC ähnlich ist, identifizieren zu können (Wittnebel et al. 2023). Dies trifft auch auf die für Deutschland gültige Definition von Mooren und kohlenstoffreichen Böden zu (Ad-Hoc-Boden 2005).

In der deutschen Bodensystematik werden Bodentypen und Subtypen in unterschiedlichen Abteilungen unterschieden. Aufgrund der speziellen Eigenschaften von Mooren sind diese in einer eigenen Abteilung zusammengefasst (Ad-Hoc-Boden 2005). Dort sind Moore definiert als Böden aus Torf mit einer organischen Bodensubstanz von ≥ 30 % sowie einer organischen Auflage von ≥ 30 cm. In der Bodenkundlichen Kartieranleitung ist weiter beschrieben, wie und nach welchen Kriterien sich Moore weiter differenzieren lassen (Moorsubstrate, Zersetzungsgrade u.a.). Die Abteilung der Moore unterscheidet die Klassen „Naturnahe Moore“, „Erdmoore“ und „Mulmmoore“. Neben der Abteilung der Moore findet sich in der Abteilung der „Terrestrischen Böden“ eine weitere Klasse, die bei der Treibhausgasberichterstattung als „Organic soils“ berücksichtigt werden muss. Die sind Böden mit sehr flachen Torfauflagen (z.B. Moorgleye) oder Böden mit Anmoor-Horizonten (Ad-Hoc-Boden 2005).

In der neuesten Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung für Deutschland (KA 6) wird eine neue Klasse bei der Einteilung der Moore eingeführt, die „Abmoore“ (Eberhardt et al. 2019, Mulk 2020, Roßkopf und Bauriegel 2022). Diese Klasse trägt den anhaltenden Degradierungsprozessen in Mooren Rechnung. Ehemalige Moore, die nicht mehr der bodenkundlichen Definition von Mooren (s.o.) entsprechen und durch Degradierung entstanden sind, werden zukünftig dieser Klasse zugeordnet.

1.5 Moore in Schleswig-Holstein (SH)

Die Voraussetzungen für die Entstehung von Mooren sind in SH besonders gut. Mit relativ hohen Niederschlagsraten von im Mittel 800 – 900 mm/Jahr im Nordwesten und 550 – 700 mm/Jahr im Südosten kann das Klima im nördlichsten Bundesland als subozeanisch bezeichnet werden (LLUR 2020). Mit den in SH vorhandenen geomorphologischen Bedingungen haben sich im gesamten Bundesland auf einer Fläche von aktuell ca. 160.000 ha unterschiedliche Moor- bzw. Anmoortypen ausgebildet (LLUR 2015, Martens et al. 2024), das entspricht ca. 10% der gesamten Landesfläche. Aufgrund der hohen Moorverbreitung wird Schleswig-Holstein neben Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Bayern zu den mooreichen Bundesländern in Deutschland gezählt (LLUR 2019; Wittnebel et al. 2023).

Die Geomorphologie des Landes bestimmt auch die Ausbildung unterschiedlicher Moortypen. Das den Osten des Landes kennzeichnende Östliche Hügelland wurde in der letzten

1. Einleitung

Weichselkaltzeit von Gletschern bedeckt. Diese Jungmoränenlandschaft ist durch kleinräumige Wechsel von Kuppen und abflusslosen Senken geprägt (LLUR 2019). Besonders in den abflusslosen Senken haben sich nach dem Abschmelzen der Gletscher zunächst Seen gebildet und nach der anschließenden Seeverlandung ausgedehnte Verlandungsmoore, zum Beispiel die Pohnsdorfer Stauung bei Preetz oder die Uferzonen des Hohner Sees. Neben den großen Verlandungsmooren haben sich auch unzählige kleine abflusslose Gewässer durch Verlandungsprozesse zu kleinräumigen Verlandungs- oder Kesselmooren entwickelt (LLUR 2015).

Die Schleswig-Holsteinische Vorgeest zieht sich angrenzend an das Östliche Hügelland von Norden nach Süden und trennt die Jungmoränenlandschaft von der Altmoränenlandschaft im Zentrum des Bundeslandes (LLUR 2015). Die Vorgeest ist durch Schmelzwassersande, die nach dem Ende der Weichselkaltzeit beim Abschmelzen des Landeises entstanden sind, geprägt. Auch hier haben sich im Holozän unterschiedliche Moortypen ausgebildet. Dabei sticht ein Typ besonders heraus. Die sogenannten wurzelechten Hochmoore sind eine Besonderheit Schleswig-Holsteins und finden sich regelmäßig in der Vorgeest. Bei wurzelechten Hochmooren wachsen die Torfe direkt auf einem Podsol auf. Im Gegensatz zur bisher geläufigen Definition von Hochmooren fehlen hier die unterlagernden Niedermoorsubstrate (Ad-Hoc-Boden 2005). Durch die Podsolierung und die hohen Jahresniederschläge ist die Entwicklung wurzelechter Hochmoore mit den entsprechenden Vegetationstypen der Hochmoore auch ohne eine vorherige Niedermoorphase möglich. Ein Beispiel für ein Wurzelechtes Hochmoore ist das Lüngmoor bei Süderfahrenstedt im Kreis Schleswig-Flensburg, auch randliche Bereiche von großen Hochmooren weisen Wurzelechte Moore auf, wie zum Beispiel das Königsmoor bei Christiansholm im Kreis Rendsburg-Eckernförde.

Die Hohe Geest zieht sich, in ihrer Ost-/West-Ausbreitung schwankend, von Nord nach Süd von der dänischen Grenze bis in den Hamburger Raum und weiter östlich von Hamburg bis nach Lauenburg an der Elbe. Die Hohe Geest ist der älteste Naturraum Schleswig-Holsteins, dessen Oberfläche durch die Eismassen der Saaleeiszeit gebildet wurde. Die Moränen (Altmoränenlandschaft) sind somit deutlich älter und somit auch stärker von Verwitterung und Auswaschungsprozessen betroffen (LLUR 2019). Auch in Bereich der Hohen Geest konnten sich im Holozän Moore entwickeln. Zu diesem Naturraum zählen auch große Niederungsbereiche wie die Eider-Treene-Sorge-Niederung oder die Miele-Niederung. Diese Gebiete sind Verbreitungsschwerpunkte der Moorentwicklung im Bundesland. In der Eider-Treene-Sorge-Niederung sind Versumpfungsmoore großflächig entwickelt. Dieser Moortyp ist im Holozän durch den steigenden Meeresspiegel in vielen tiefliegenden Bereichen entlang von Fließgewässern entstanden (LLUR 2015). Beispiele hierfür sind der Sorgekoog oder weite

1. Einleitung

Grünlandflächen entlang der drei namensgebenden Flüsse. Außerdem befindet sich in der Eider-Treene-Sorge-Niederung ein Schwerpunkt der Hochmoorverbreitung im Bundesland. Aufgrund der hohen Niederschlagsraten im Westen Schleswig-Holsteins konnten sich großflächig Hochmoore über den Versumpfungsmooren entwickeln.

Die Marsch ist der jüngste Naturraum in Schleswig-Holstein. Auch hier finden sich Moorböden, die sich jedoch auf die Bereiche entlang des Geestrandes beschränken. Hier herrschte in einigen Landesteilen mit besonders ausgeprägtem Geländeunterschied zwischen Marsch und Hoher Geest ein ständiger Zustrom von Grundwasser aus der Hohen Geest. In diesen Bereichen konnten sich zunächst weite Niedermoorlandschaften bilden, über denen im Laufe der Zeit auch Hochmoore entstehen konnten. Ein gutes Beispiel für diese Entwicklung ist das Vaaler Moor, das Breitenburger Moor oder Teile der Wilstermarsch.

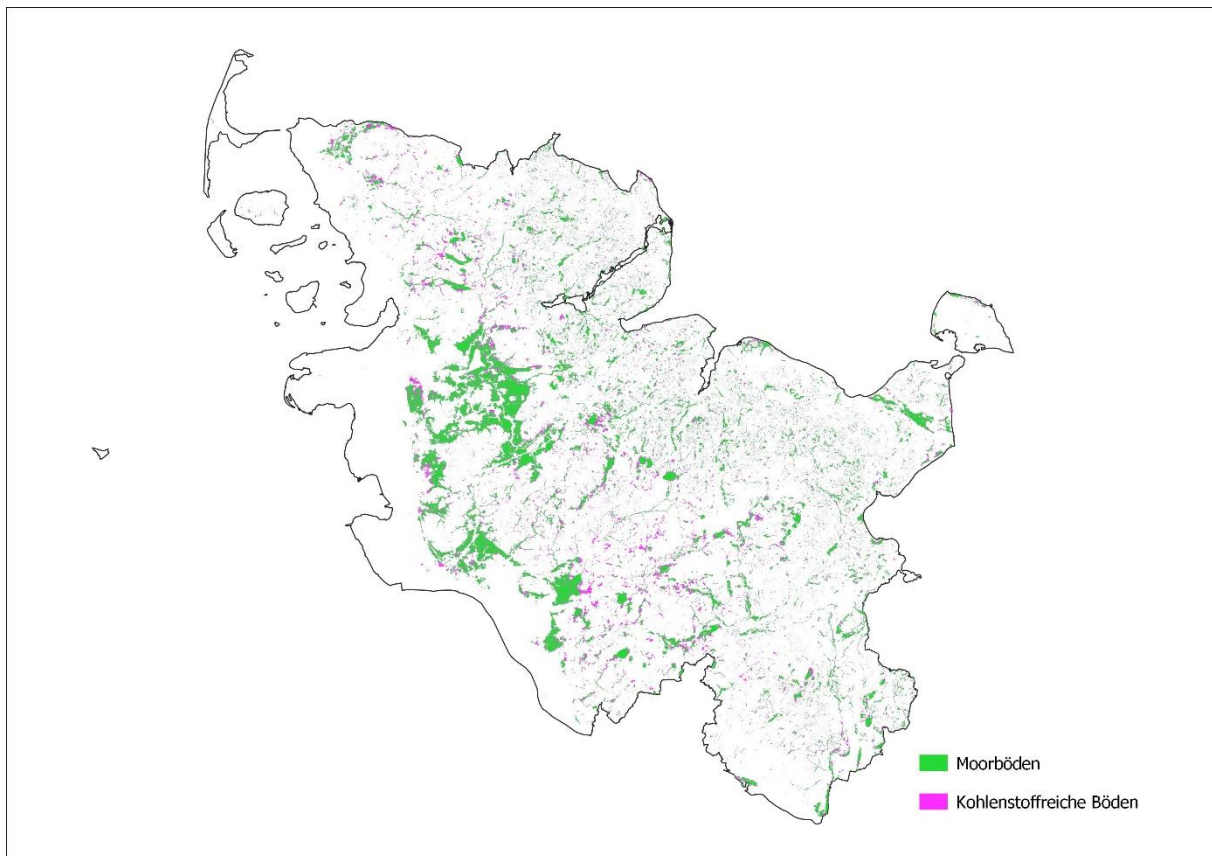


Abbildung 1.1: Übersicht über die Moore und kohlenstoffreiche Böden in Schleswig-Holstein.

1. Einleitung

1.6 Klimarelevanz von Mooren

Moore sind die größten terrestrischen Kohlenstoffspeicher. Sie bedecken eine Fläche von ca. 4-5 % der weltweiten Landfläche. Auf dieser Fläche speichern sie ca. 20% des gesamten Kohlenstoffes der terrestrischen Biosphäre (Gorham 1991, Maltby and Immirizi 1993) und spielen deshalb für das aktuelle und das zukünftige Klimageschehen eine wichtige Rolle. Die drei wichtigsten klimarelevanten Treibhausgase sind Kohlenstoffdioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Distickstoffmonoxid (Lachgas, N_2O). Diese Gase weisen unterschiedliche „Treibhausgaspotenziale“ sowie unterschiedliche Verweilzeiten in der Atmosphäre auf (Tabelle XX; IPCC 2007). Das „Erderwärmungspotenzial/ Treihausgaspotenzial“ (Global Warming Potential= GWP) ist das Maß des Beitrags eines klimarelevanten Spurengases zur Abschirmung/Absorption der von der Erdoberfläche ausgestrahlten Wärmestrahlung. Dabei beziehen sich die Klimawirksamkeiten der Gase Methan und Lachgas auf das Treibhausgaspotential von CO_2 (IPCC 2014).

Tabelle 1.1: Treihausgasrelevante Gase aus Mooren mit deren Klimawirksamkeiten (t CO_2 Äq.). Außerdem ist die Verweildauer (Jahre) des jeweiligen Gases in der Erdatmosphäre angegeben. (Umweltbundesamt: <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/die-treibhausgase>).

Treibhausgas	Klimawirksamkeit (t CO_2 Äq.)	Verweildauer in Atmosphäre (Jahre)
CO_2 (Kohlenstoffdioxid)	1	> 1.000
N_2O (Distickstoffmonoxid/ Lachgas)	298	ca.121
CH_4 (Methan	25	ca. 12

In intakten Mooren liegen die Wasserstände innerhalb des Moorkörpers ganzjährig nahe der Geländeoberfläche (GOK). Für das Pflanzenwachstum an solchen Standorten sind an diese Verhältnisse angepasste Vegetationsformen verantwortlich und durch deren Photosyntheseleistung wird CO_2 aus der Atmosphäre entnommen. Aufgrund der ganzjährig hohen Wasserstände werden Teile der pflanzlichen Biomasse (ca. 2 – 16 % nach Päivänen & Vasander 1994) nicht abgebaut und der darin enthalte Kohlenstoff wird langfristig im Boden festgelegt (siehe vorne). In intakten Mooren wird also nur ein kleiner Teil der pflanzlichen Biomasse als Torf festgelegt. Die übrigen 84 – 98 % der Biomasse werden in der obersten aeroben Bodenschicht abgebaut. Hierzu gehören leicht abbaubare Kohlenstoffverbindungen wie Kohlenhydrate oder Cellulose. Dabei wird der größte Teil der Biomasse von aeroben Mikroorganismen abgebaut und es wird CO_2 freigesetzt. Auch intakte Moorökosysteme setzten demnach CO_2 frei. Entscheidend für die Klimarelevanz ist aber die CO_2 -Bilanz und die ist für solche Systeme durch die Torfbildung positiv.

1. Einleitung

Dabei unterscheiden sich die GWP von intakten, naturnahen und entwässerten, intensiv genutzten Mooren grundsätzlich voneinander (Succow & Joosten 2012). In anthropogen überprägten Mooren ändern sich diese THG-Prozesse grundlegend. Hier sind die Wasserstände im Jahresverlauf deutlich niedriger als in intakten beziehungsweise naturnahen Mooren und der aerobe Bereich in der Bodenmatrix reicht deutlich tiefer. Sauerstoff gelangt in tiefere Bereiche und aerober Stoffabbau (Mineralisierung) findet auch dort statt. Die Folge dieser erhöhten Mineralisierungsprozesse ist, dass die Kohlenstoffumsetzungsraten die Festlegungsraten übersteigen und sich die ehemalige Kohlenstoff-Senke in eine CO₂ Quelle wandelt und damit maßgeblich zum Treibhausgaseffekt beiträgt (Succow & Joosten 2012).

Neben CO₂ ist N₂O (Lachgas) ein weiteres Abbauprodukt aus entwässerten Mooren. Es kann unter bestimmten Voraussetzungen entscheidend zum Treibhausgaseffekt beitragen. Es ist relativ betrachtet 298-mal klimawirksamer als CO₂ (Tabelle 1.1 Tabelle 1.1). Lachgas entsteht in entwässerten Mooren, die von Mineralisierung betroffen sind. Zunächst wird der im Torf gebundene organische Stickstoff unter Sauerstoffeinfluss durch Mikroorganismen zu Nitrat (NO₃⁻) abgebaut. Kommt es in an diesem Standort durch starke Niederschlagsereignisse im Torf zeitweise zu anaeroben Verhältnissen, kann das Nitrat durch unvollständige Denitrifikation zu N₂O abgebaut und an die Atmosphäre abgegeben werden.

Bei wiedervernässten Mooren geht die Freisetzung von CO₂ und N₂O stark zurück und ist vergleichbar mit den CO₂ und N₂O Emissionsraten intakter Moore. Der Grund für den starken Rückgang von CO₂-Emissionen sind die durch Vernässungsmaßnahmen geänderten Standortbedingungen. Die Wasserstände im Torfkörper steigen bis an die Geländeoberkante und die bisher aeroben Bedingungen wechseln in ein anaerobes Milieu. Jedoch wurden in zahlreichen Untersuchungen erhöhte CH₄-Freisetzungsraten (Methan) bei wiedervernässten Mooren gemessen (u.a. Abdalla et al. 2016, Franz et al. 2016). Diese hohen Emissionen treten auf, da für methanogene Mikroorganismen durch vollständig anaerobe Bedingungen und der Verfügbarkeit leicht abbaubarer Kohlenstoffverbindungen als Folge der vorherigen intensiven Nutzung gute Bedingungen vorliegen (Komulainen et al. 1998). Es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass diese erhöhten CH₄-Freisetzungsraten nach einem Anpassungsprozess auf einem stabilen Niveau bleiben. Außerdem ist die Verweildauer von CH₄ in der Atmosphäre mit ca. 12 Jahren deutlich kürzer als bei CO₂ und N₂O (Tabelle 1.1). Somit sind bei vernässten Mooren trotz der erhöhten CH₄-Freisetzungsraten über längere Zeiträume betrachtet deutlich geringere Klimawirksamkeiten zu erwarten als bei nicht vernässten Mooren (Günther et al. 2020).

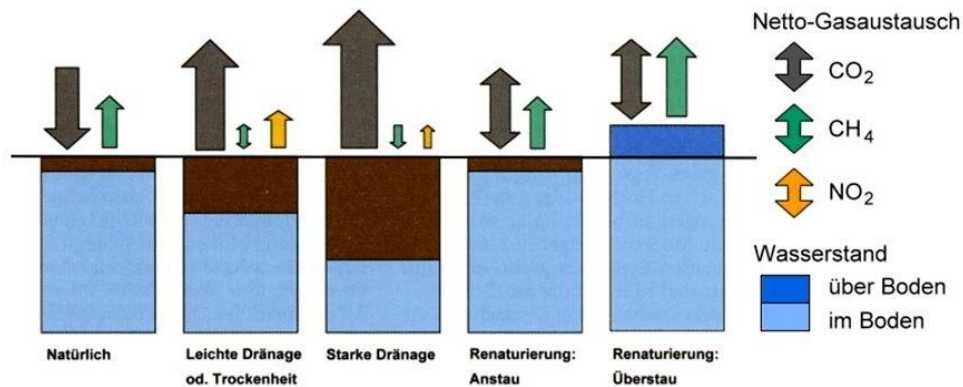
1. Einleitung

1.7 Regionalisierung der Klimarelevanz von Moorökosystemen

Um Aussagen über die Klimarelevanz von Moorökosystem in Landschaften treffen zu können, bedarf es Methoden, die ein Upscaling von Ergebnissen aus kleinräumigen Versuchen (v.a. Haubenmessungen) zu Aussagen für größere Raumeinheiten möglich machen. Die GEST-Methode (**G**EST-Verfahren: **G**eenhousegas **E**mission **S**ite **T**ype) ist ein Ansatz, um Aussagen zur Klimarelevanz von Mooren für ganze Landschaften zu tätigen (Couwenberg et al. 2011, Liu et al. 2020, Martens et al. 2022, 2024). Für die GEST-Methode ist ein fundiertes Wissen über die aktuelle Vegetationszusammensetzung erforderlich. Die Grundannahme dieser Methode ist, dass durch die Analyse der Vegetation Rückschlüsse auf die hydrologischen Verhältnisse in einem Moorökosystem gezogen werden können (Couwenberg et al. 2011). Die hydrologischen Verhältnisse wiederum sind der entscheidende Faktor für die THG-Freisetzungsraten aus Torfen (Evans et al. 2021). Bei der GEST-Methode werden Vegetationstypen in Mooren definierte Emissionsfaktoren zugeordnet und über die flächenhafte Verteilung der einzelnen Typen eine THG-Bilanz für das gesamte Untersuchungsgebiet berechnet (Hirschelmann et al. 2020, Reichelt 2021, Martens et al. 2022). Grundlage für die Definition der jeweiligen GEST-Typen ist eine Datenbank, in der Studien mit Treibhausgas-Bilanzen und der entsprechenden Vegetation zusammengefasst sind (Couwenberg et al. 2011). Mit diesem international anerkannten Verfahren werden u.a. die CO₂-Zertifikate aus dem Kompensations-Ansatz „Moorfutures“ berechnet (Tanneberger et al. 2024). Ein weiterer Vorteil der GEST-Methode ist, dass auf diese Weise auch die vorkommenden Vegetationstypen des Ökosystems hinsichtlich ihrer Bedeutung für den Artenschutz bewertet werden können. Die Vegetationszusammensetzung ist somit neben der Klimarelevanz ein zentraler Parameter für die Beurteilung des Zustands von Moorökosystemen (u.a. Schrautzer 2004, Grootjans et al. 2005, Liu et al. 2020, Martens et al. 2022). Die aktuelle Vegetationszusammensetzung erlaubt zudem Rückschlüsse auf den Nährstoffhaushalt und die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung.

1. Einleitung

Auswirkung von Wiedervernässungsmaßnahmen auf den Gasaustausch (verändert nach FREIBAUER ET AL. 2009)



(Quelle: Bundesamt für Naturschutz 2010, verändert nach FREIBAUER ET AL. 2009)

Abbildung 1.2: Schematische Übersicht des Gasaustausches von Mooren mit unterschiedlichen hydrologischen Zuständen. Es ist der Netto-Gasaustausch für die drei THG relevanten Gase CO_2 , CH_4 und N_2O aufgezeigt. Außerdem sind unterschiedliche hydrologische Zustände des Moorbodens dargestellt. Für die betrachteten THG relevanten Gase sind die Anteile am Netto-Gasaustausch für jeden hydrologischen Zustand in Form von Pfeilen angegeben. Dabei gilt, je größer der Pfeil, desto höher der Anteil am Gasaustausch.

1.8 Analyse von langfristigen Veränderungen in Moorökosystemen

1.8.1 Dokumentation der natürlichen Moorentwicklung

Die Analyse der natürlichen Entwicklung von Mooren (Stratigraphie) ist ein zentrales Feld bei der gesamtheitlichen Untersuchung eines Moorökosystems. Mit dem Wissen über die natürliche Entwicklung eines Moores können Schlussfolgerungen auf die Prozesse und die Einflussfaktoren bei der Entstehung des Moores gezogen werden. Außerdem werden langfristige Veränderungen der standörtlichen Verhältnisse deutlich, da durch die angesprochenen Bodenhorizonte und Torfsubstrate Rückschlüsse auf die hydrologischen sowie nährstoffökologischen Bedingungen getroffen werden können (u.a. Schrautzer et al. 2019). Aus den Ergebnissen von stratigraphischen Untersuchungen kann zum Beispiel der hydrogenetische Moortyp abgeleitet werden. Derartige Erkenntnisse spielen bei der Planung und Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen eine zentrale Rolle, da sie wertvolle Hinweise für die Umsetzung von Vernässungskonzepten liefern. So sind nicht alle gängigen Vernässungsmaßnahmen (Grabenanstau, Bau von Torfdämmen zur Minderung des Abflusses) für jeden hydrogenetischen Moortyp erfolgversprechend (Meier-Uhlherr et al. 2011).

1. Einleitung

1.8.2 Dokumentation anthropogener Einflussnahme durch Änderungen in der Vegetationszusammensetzung

Der anthropogene Einfluss auf Ökosysteme lässt sich unter anderem anhand der Vegetationszusammensetzung gut dokumentieren. Einzelne Pflanzenarten sowie Vegetationstypen haben eine hohe Aussagekraft über die an einem Standort vorherrschenden Bedingungen (s. vorne). Es besteht Konsens, dass mit dem Wissen über die Entwicklung der Vegetationszusammensetzung begründete Aussagen über die Entwicklung von Ökosystemen und die Ziele naturschutzfachlicher Maßnahmen getroffen werden können (Fojt & Harding 1995, Koch & Jurasinski 2014, Hedel et al. 2017). Durch die Analyse der Verteilung von Vegetationstypen über unterschiedliche Zeiträume lassen sich Ableitungen über Veränderungen der Nutzungsform (z.B. Schnitthäufigkeit, Beweidungsintensität), des Nährstoffhaushaltes durch z.B. Düngung und der hydrologischen Bedingungen treffen (Martens & Schrautzer under review). Es lassen sich somit aus historischen Informationen zur Vegetation Rückschlüsse auf die ehemalige Nutzungsstruktur und die vorherrschenden Standortbedingungen (Hydrologie/ Nährstoffverfügbarkeiten) schießen.

Die genauesten Informationen zur Vegetationsdynamik liefern standortgenaue Vegetationsaufnahmen (Dauerflächen), die zu unterschiedlichen Zeitpunkten durchgeführt wurden. Auf dieser Grundlage können Unterschiede auf dem Niveau von Einzelarten erarbeitet werden. Flächenhafte Kartierungen von Vegetations- oder Biotoptypen liefern ebenfalls wertvolle Hinweise auf Änderungen der Vegetationsstruktur auf Landschaftsebene (Krause et al. 2011, Jandt et al. 2022).

1.9 Moorsackung (Geländehöhenverluste) in Mooren

Moorsackung entsteht, wenn durch natürliche (z.B. Klima) oder anthropogene Einflüsse (Entwässerung/Nutzungsänderung) Änderungen der physikalischen, chemischen oder biologischen Eigenschaften des Torfkörpers hervorgerufen werden. Natürliche Schwankungen können unter anderem saisonale Veränderungen der Niederschlagsmengen sein. So kann phasenweiser Wassermangel zum Absinken der Geländeoberfläche (**Schrumpfung**) führen. Moorschrumpfung kann nur von temporärer Dauer und ist bei ausreichendem Wasserangebot größtenteils reversibel (Quellung) (Quelle). Anthropogene Veränderungen der Mooreigenschaften sind allerdings in der Regel mit einer dauerhaften Absenkung der Wasserstände innerhalb des Moorkörpers verbunden und führen dann zu irreversiblen strukturellen Veränderungen. Solche Wasserstandsabsenkungen können durch Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung auftreten (**Torfverdichtung**). Die Torfverdichtung kann durch Veränderung der Auflage (Sanddeckkultur, Einsatz großer landwirtschaftlicher Maschinen) oder Durchmischungen durch Bodenbearbeitung (Pflügen, Erneuerung der Grasnarbe) hervorgerufen werden (Quelle). In allen Fällen führen Wasserstandsabsenkungen zu Torfschwund durch **Mineralisation** (siehe Kapitel THG-

1. Einleitung

Emissionen). Der bei der Mineralisierung umgesetzte, bisher im Torf gebundene Kohlenstoff, wird an die Atmosphäre als CO₂ abgegeben. Aus der Kombination der beschriebenen Prozesse (Schrumpfung, Torfverdichtung und Mineralisation) entstehen Geländehöhenverluste. Diese können durch unterschiedliche Messverfahren nachvollzogen werden und sind in einigen Regionen gut dokumentiert. In Abbildung 1.3 ist exemplarisch ein „Moorpegel“ aus der Moorregion Bayrisches Donaumoos bei Ingolstadt aufgeführt, der die Geländehöhenverluste zwischen 1836 – 2003 dokumentiert. Im Jahr 1836 wurde der Moorpegel im Ausgangssubstrat verankert, der Pegel schloss bei dessen Errichtung mit der Mooroberfläche ab. Bis zum Jahr 2003 wurden am Pegel Geländehöhenverluste von 2,8 m gemessen. Nach 2003 waren keine weiteren Messungen mehr möglich, da die organische Auflage vollständig abgebaut war (Onlinequelle: <https://www.koenigsmoos.de/donaumoospegel/>).

Durch den sich fortsetzenden Prozess des irreversiblen Moorschwunds müssen Entwässerungseinrichtungen wie Gräben oder Drainagen oder andere menschliche Bauwerke wie Pumpstationen oder Straßen in regelmäßigen Abständen an die sich ändernde Geländehöhe angepasst werden, da sonst landwirtschaftliche Nutzung oder die Nutzbarkeit von Einrichtungen nicht mehr sichergestellt sein würde. Es entstehen neben den THG-Emissionen auch beträchtliche volkswirtschaftliche Kosten durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung von Moorböden (Hardeveld et al. 2017).

1. Einleitung



Abbildung 1.3: Veranschaulicht die Geländehöhenverluste im weiträumigen Niedermoorgebiet „Donaumoo“ bei Ingolstadt in Bayern.

1.10 Ziele der Arbeit

Studie I soll den aktuellen Zustand der Moore in Schleswig-Holstein dokumentieren. Dabei werden zum einen die aktuellen Freisetzungsraten von Treibhausgasemissionen aus Mooren anhand der GEST-Methode berechnet. Außerdem werden in dieser Arbeit Szenarios für die Reduktion von THG-Emissionen aus Mooren erarbeitet. Diese Szenarios orientieren sich dabei an der Ausgangssituation und potenziellen Zielzuständen der Moore. Die Ergebnisse werden in den aktuellen politischen Kontext bezüglich des Klima- und Naturschutzes gesetzt (Studie 1 und 2, Abbildung 1.4).

In **Studie II** wird die Kulisse der Studie I um weitere, vergesellschaftete kohlenstoffreiche Böden (Anmoore, Moorgleye) erweitert. Zusätzlich wird der naturschutzfachliche Wert der botanischen Artenvielfalt (NBV) der Moore (im weiteren Sinne) erfasst. Dabei werden die für die Erfassung der THG-Emissionen zugrundeliegenden Biotopinformationen genutzt. Der NBV wird anhand von rechtlichen Schutzkategorien (FFH-Status) oder anhand des Vorkommens von moortypischen Vegetationseinheiten/Pflanzenarten vergeben. Anschließend ist es möglich die NBV mit den Emissionen in Verbindung zu setzen und es entstehen Handlungsfelder, die bei den Planungen von Moorschutzmaßnahmen eine wichtige Rolle einnehmen können.

1. Einleitung

Neben dem aktuellen Zustand der Moore legt **Studie III** einen Schwerpunkt auf die historische Entwicklung der Moore in Schleswig-Holstein. Für ausgewählte Gebiete werden historische Vegetationskartierungen bezüglich Klimarelevanz und dem Wert der botanischen Artenvielfalt untersucht und mit den aktuellen Ergebnissen verglichen (Studie III). Außerdem werden durch diesen Vergleich Nutzungsunterschiede zu den untersuchten Zeitpunkten deutlich. Als weiteres Ergebnis der Studie III soll geprüft werden, ob sich aus der historischen Vegetationsverbreitung und der ehemaligen Nutzungsweise der Moore Handlungsempfehlungen für aktuelle naturschutzfachliche Planungen ableiten lassen.

In **Studie IV** wird der Zustand der Moore zusätzlich aus bodenkundlicher Sicht betrachtet und bewertet. Hierfür werden die Teilergebnisse des Verbundprojektes „BEWAMO“ ausgewertet und vorgestellt. Die Ergebnisse zeigen Kennwerte zum Kohlenstoffhaushalt von landwirtschaftlich genutzten Hochmooren in einer Projektregion. Durch Wiederholungskartierungen können neben dem Kohlenstoffhaushalt auch Kohlenstoffverlusten sowie Geländehöhenverluste kalkuliert werden. Da in BEWAMO keine Untersuchungen zu THG-Freisetzungsraten durchgeführt werden konnten, werden diese Werte rechnerisch ermittelt. Die Ergebnisse werden mit Literaturwerten überprüft und so auf deren Aussagekraft hin überprüft.

Abschließend erfolgt im Rahmen einer synoptischen Diskussion eine kritische Auseinandersetzung mit den Ergebnissen der bearbeiteten Themen. Es wird zudem deren Bedeutung für die aktuellen umweltpolitischen Zielsetzungen des Landes mit Bezug zum Moor- und Klimaschutz erörtert.

Im Anschluss an jedes Kapitel wird ein Literaturverzeichnis erstellt. Dies soll der besseren Übersicht dienen, außerdem können Quellennachweise so leichter wiedergefunden werden.

Klimarelevanz und Naturschutzwert der Moore in Schleswig-Holstein unter aktuellen und historischen Gesichtspunkten

Ziele der Arbeit:

Bilanzierung des aktuellen und historischen Zustands der Moore in Schleswig-Holstein (SH) hinsichtlich der freigesetzten Treibhausgasemissionen (THG-Emissionen) des Naturschutzwertes in Form der botanischen Artenvielfalt. Ableitung von Klimaschutz- und naturschutzfachlichen Möglichkeiten und Zielen für Moorökosysteme. Veränderungen von Moorsubstraten durch langanhaltende landwirtschaftliche Nutzung aufzeigen und Prognosen bei fortschreitender Degradation geben.

Studie 1:

Climate protection and nature conservation in peatland areas: How does this match with present day agricultural practice?

Studie 2:

Bedeutung der Moorböden und weiterer kohlenstoffreicher Böden für den Natur- und Klimaschutz in Schleswig-Holstein

Ergebnisse Studie 1:

Bilanzierung der aktuellen THG-Freisetzungsraten aus Mooren in SH.

Ergebnisse Studie 2:

Der naturschutzfachliche Wert der Biodiversität von Mooren und kohlenstoffreichen Böden in SH wurde erfasst.

Studie 3:

What does the ecological state of peatlands a hundred years ago tell us for future restoration management?

Studie 4:

Langfristige Veränderung des C-Haushaltes von landwirtschaftlich genutzten Hochmooren Schleswig-Holsteins?

Ergebnisse Studie 3:

Zustand der Moore vor 100 Jahren hinsichtlich THG-Emissionen sowie Biodiversität

Ergebnisse Studie 4:

Informationen zu langfristigen C-Kennwerten aus Hochmooren, sowie wie langjährige Oberflächenverlusten von Moorböden

Neu gewonnene Erkenntnisse aus dieser Dissertation:

Umfassende Erkenntnisse über den aktuellen sowie den historischen Zustand von Mooren in SH. Die Ergebnisse zeigen die Handlungsnotwendigkeiten aus klimaschutz- und naturschutzfachlicher Perspektive deutlich auf. Außerdem liefern die Studien detaillierte Informationen zu unterschiedlichen Maßnahmenvarianten. Des Weiteren können die Ergebnisse als Planungsrelevante Informationen für zukünftige Projekte herangezogen werden. In allen Studien wird Bezug zu den aktuellen Politischen Rahmenbedingungen genommen.

Verfasser der Dissertation:
Tjark Martens

Untersuchungsgebiet:
Schleswig-Holstein

Untersuchungszeitraum:
2019 - 2023

Abbildung 1.4: Überblick über Studien, die in dieser Dissertation zusammengefasst sind.

1. Einleitung

1.11 Literaturverzeichnis

Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü., Smith, P. (2016) Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, 6, 7080-7102.

Ad-hoc-AG Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart, Hannover, 438 S.

AdV (2003) ATKIS-Objektkartenkatalog Basis DLM (ATKIS Basic DLM). Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltung der Länder der Bundesrepublik Deutschland.

BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz) (2022): Nationale Moorschutzstrategie. BMUV, Bonn: 57 S.

Blankenburg, J. (2015) Die landwirtschaftliche Nutzung von Mooren in Nordwestdeutschland. *Telma*, 39-58.

Bragazza, L., Gerdol, R. (2002) Are nutrient availability and acidity-alkalinity gradients related in Sphagnum-dominated peatlands? *Journal of Vegetation Science*, 13, 473-482.

Christensen T.R., Friborg T., Byrne K.A., Chojnicki B., Drösler M., Freibauer A., Frolking S., Lindroth A., Mailhammer J., Malmer N., Selin S., Turunen J., Valentini R., Zetterberg L., Vandewalle M. (2004) EU peatlands: Current carbon stocks and trace gas fluxes, Report 4/2004 to 'Concerted action: Synthesis of the European Greenhouse Gas Budget', Geosphere-Biosphere Centre, University of Lund, Sweden.

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A., Joosten, H. (2011) Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89.

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

Dupont, C., Moore, B., Boasson, E.L., Gravey, V., Jordan, A., Kivimaa, P., Kulovesi, K., Kuzemko, C., Oberthür, S., Panchuk, D., Rosamond, J., Torney, D., Tosun, J., von Homeyer, I. (2023) Three decades of EU climate policy: Racing toward climate neutrality? *WIREs Climate Change* Volume 15 Issue 1

Eberhardt E., Fleck W. (2019) Statusbericht Bodensystematik. Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der DBG, Kommission V. 24.-29. August 2019, Bern.

1. Einleitung

Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010) Zeigerwerte der Pflanzen Mitteleuropas. In: Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010) Vegetation Mitteleuropas und der Alpen. 6. Auflage. Ulmer, Stuttgart 110 S.

EU council (2024) Nature restoration law: Council gives final green light. Online: <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2024/06/17/nature-restoration-law-council-gives-final-green-light/>. Verfügbar am: 04.09.2024

Fojt, W., Harding, M. (1995) Thirty Years of Change in the Vegetation Communities of Three Valley Mires in Suffolk, England. *Journal of Applied Ecology*, 32, 561-577.

Franz, D., Koebisch, F., Larmanou, E., Augustin, J., and Sachs, T. (2016) High net CO₂ and CH₄ release at a eutrophic shallow lake on a formerly drained fen. *Biogeosciences*, 13, 3051-3070.

Evans, C.D., Paacock M., Baird, A.J., Artz, R.R.E., Burden, A. (2021) Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, 593, 548-552.

Gorham, E. 1991 Northern peatlands: role in the carbon budget and probable responses to global warming. *Ecological Applications* 1: 182–195.

Göttlich, K.H., Kuntze, H. (1990) Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft. – In: GÖTTLICH, K.H. (1990) Moor- und Torfkunde. – 3. Auflage, 385-410 S.; Schweizerbart, Stuttgart.

Grootjans, A.P., Bakker J.P., Jansen, A.J.M., Kemmers, R.H. (2002) Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478, 149-170.

Grootjans, A., Hunneman, H., Verkiel, H., Van Andel, J. (2005) Long-term effects of drainage on species richness of a fen meadow at different spatial scales. *Basic and Applied Ecology*, 6, 185-193.

Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F., Couwenberg, J. (2020) Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature Communications*, 11, 1644, 5 S.

Haverkamp, M. (2011) Binnenkolonisierung, Moorkultivierung und Torfwirtschaft im Emsland unter besonderer Berücksichtigung des südlichen Bourtanger Moores – Entwicklungslinien und Forschungsstand. *Telma* 41, 257-282.

Hédli, R., Bernhardt-Römermann, M., Grytnes, J.-A., Jurasinski, G., Ewald, J. (2017) Resurvey of historical vegetation plots: a tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science*, 20, 161-163.

1. Einleitung

Hirschelmann, S., Tanneberger, F., Wichmann, S., Reichelt, F., Hohlbein, M., Couwenberg, J., Busse, S., Schröder, C., Nordt, A. (2020) Moore in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext nationaler und internationaler Klimaschutzziele. Greifswald Moorzentrum-Schriftenreihe 01/2020. Online: <https://www.greifswaldmoor.de/gmc-schriftenreihe.html>. Verfügbar am: 05.09.2024

IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds.), IGES, Japan (5 volumes). Online: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>. Verfügbar am: 04.09.2024

IPCC (2014) 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands (ed. by Hiraishi T., Krug T., Tanabe K., Srivastava N., Baasansuren J., Fukuda, M., Troxler, T.G). IPCC, Geneva, 354 pp. Online: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands/> Verfügbar am: 04.09.2024

Jandt, U., Bruehlheide, H., Jansen, F., Bonn, A., Grescho, V., Klenke, R.A., Sabatini, F.M. Bernhardt-Römermann, M., Blüml, V., Dengler, J., Diekmann, M., Doerfler, I., Döring, U., Dullinger, S., Haider, S., Heinken, T., Horschler, P., Kuhn, G., Lindner, M., Metze, K., Müller, N., Naaf, T., Peppeler-Lisbach, C., Poschlod, P., Roscher, C., Rosenthal, G., Rumpf, S.B., Schmidt, W., Schrautzer, J., Schwabe, A., Schwartz, P., Sperle, T., Stanik, N., Storm, C., Voigt, W., Wegener, U., Wesche, K., Wittig, B., Wulf M. (2022) More losses than gains during one century of plant biodiversity change in Germany. *Nature*, 611, 512-518.

Joosten H., Clarke D. (2002) Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group & International Peat Society, Saarijärvi

Koch, M., Jurasinski, G. (2014) Four decades of vegetation development in a percolation mire complex following intensive drainage and abandonment. *Plant Ecology & Diversity*, 8, 49-60.

Komulainen, V.M., Nykänen, H., Martikainen, P.J., Laine, J. (1998) Short-term effect of restoration on vegetation change and methane emissions from peatlands drained for forestry in southern Finland. *Canadian Journal of forest research*, 28, 402-411.

Krause, B., Culmsee, H., Wesche, K. Bergmeier, E., Leuschner C. (2011) Habitat loss of floodplain meadows in north Germany since the 1950s. *Biodiversity and Conservation*, 20, 2347-2364.

Liu, W., Grootjans, A., Everts, H., Fritz, C., de Vries, N. (2020) Estimation of greenhouse gas emission reductions based on vegetation changes after rewetting in Drentsche Aa brook valley. *Mires and Peat*, 26, 02, 14 S.

1. Einleitung

Luthardt, V., Schulz, C., Meier-Uhlher, R. (2015) Steckbriefe Moorsubstrate, 2. Auflage. Hochschule für nachhaltige Entwicklung Eberswalde (Hrsg.), 154 S.

LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2015) Moore in Schleswig-Holstein: Geschichte - Bedeutung – Schutz. LLUR - Natur 23, Flintbek, Schleswig-Holstein.

LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2019) Die Böden Schleswig-Holsteins mit Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte 1:250.000. LLUR - GB 23, Flintbek, 156 S.

LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2020) Karte der mittleren jährlichen Niederschlagsverteilung in Schleswig-Holstein (Periode 1991 bis 2020). LLUR Flintbek, 1 S.

LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2022) Kartieranleitung und Standardliste der Biotoptypen Schleswig-Holsteins, Version 2.1.1 Stand Juli 2022. LLUR, Flintbek, 236 S.

LUNG (Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (2013) Anleitung für die Kartierung von Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen in Mecklenburg-Vorpommern, 3. ergänzte überarbeitete Auflage. Schriftenreihe des LUNG, Heft 2/2013

Maltby, E., Immirzi, P. (1993) Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils: regional and global perspectives. Chemosphere 27, 999 - 1002.

Martens, T., Burbaum, B., Trepel, M., Schrautzer, J. (2022) Climate protection and nature conservation in peatland areas: How does this match with present day agricultural practice? Mires and Peat, Volume 28, Article 18, 15 S.

Martens, T., Schrautzer, J. (2024) Bedeutung der Moorböden und weiterer kohlenstoffreicher Böden für den Natur- und Klimaschutz in Schleswig-Holstein. Natur und Landschaft, 99, 2-9.

MELUND (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein) (2020) Biologischer Klimaschutz durch Moorschutz und Neuwaldbildung. Drucksache 19/2326. Online unter: <https://www.landtag.ltsh.de/infothek/wahl19/drucks/02300/drucksache-19-02326.pdf>. Verfügbar am: 04.09.2024

Mordhorst, A., Fleige, H., Zimmermann, I., Burbaum, B., Filipinski, M., Cordsen, E., Horn, R. (2018) Organic carbon stocks of soil types in the geological regions of Schleswig-Holstein (Northern Germany). Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment, 69, 87-95.

1. Einleitung

MLUK (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Klimaschutz des Landes Brandenburg) (2020) Steckbriefe Brandenburger Böden. Moorfolgeböden. Online: <https://mluk.brandenburg.de/Steckbriefe-BBBoeden/SB-13-7-Moorfolgeboeden.pdf>. Verfügbar am: 05.09.2024

Päivänen, J., Vasander, H. (1994) Carbon balance in mire ecosystems. *Worlds resource review*, 6, 102-111.

Poyda, A., Reinsch, T., Kluß, C., Loges, R., Taube, F. (2016) Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany. *Biogeosciences*, 13, 5221-5244.

Reichelt, F. (2021) Treibhausgas-Emissionen aus organischen Böden in Brandenburg. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 02/2021. Online: <https://www.greifswaldmoor.de/gmc-schriftenreihe.html>. Verfügbar am: 05.09.2024

Roßkopf N., Bauriegel A. (2022) Moore und Subhydrische Böden in der Neufassung der Bodensystematik. Vortrag auf der Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2022 in Trier.

Schrautzer, J. (2004) Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. *Mitteilungen der AG-Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 63, 350 S.

Schrautzer, J., Bork, H. R., Christ, L., El-Balti, N., Martens, T., Kempke, M., von Scheffer, C., Unkel, I. (2019) Classification, ecological characterization and development of montane mires (Kleinwalsertal, Austria). *Phytocoenologia*, 49, 263-285.

Seer, F., Schrautzer, J. (2014) Status, future prospects, and management recommendations for alkaline fens in an agricultural landscape: A comprehensive survey. *Journal for Nature Conservation*, 22, 358-368.

Succow, M., Joosten, H. (2012) *Landschaftsökologische Moorkunde*. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Tanneberger, F., Moen, A., Barthelmes, A., Lewis, E., Miles, L., Sirin, A., Tegetmeyer, C., Joosten, H. (2021) Mires in Europe - Regional Diversity, Condition and Protection -. *Diversity*, 13, 381.

Tanneberger, F., Berghöfer, A., Brust, K., Hammerich, J., Holsten, B., Joosten, H., Michaelis, D., Moritz, F., Reichelt, F., Schäfer, A., Scheid, A., Trepel, M., Wahren, A., Couwenberg, J. (2024) Quantifying ecosystem services of rewetted peatlands – the MoorFutures methodologies. *Ecological Indicators*, 163, 112048.

Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S.,

1. Einleitung

Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheidl, K., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M. and 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., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheidl, K., Peichl-Brak, M., Drösler, M. (2020) A new methodology for organic soils in national gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 14 S.

Turunen, J., Tomppo, E., Tolonen, K., & Reinikainen, A. (2002) Estimating carbon accumulation rates of undrained mires in Finland – application to boreal and subarctic regions. *The Holocene*, 12, 69-80.

van Hardeveld, H.A., Driessen, P.P.J., Schot, P.P., Wassen, M.J. (2017) An integrated modelling framework to assess long-term impacts of water management strategies steering soil subsidence in peatlands. *Environmental Impact Assessment Review*, 66, 66-77.

von Drachenfels, O. (2021) 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*, Hannover, 336 S.

Wittnebel, M., Frank, S., Tiemeyer, B. (2023) Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland. *Thünen Working Paper* 212, 78 S.

WRB (World Reference Base for Soil Resources) (2006) Ein Rahmen für die internationale Klassifikation, Korrelation und Kommunikation. Erstes Update. Online: https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Produkte/Schriften/Downloads/WRB_deutsche_Ausgabe.pdf?__blob=publicationFile&v=2. Verfügbar am: 04.09.2024

2. Studie I

Climate protection and nature conservation in peatland areas: How does this match with present day agricultural practise?

Martens, T.¹, Burbaum, B.³, Trepel, M.^{1,2}, Schrautzer, J.¹

¹ Institute for Ecosystem Research of Kiel, Olshausenstr. 75, 24118 Kiel, Germany

² Department for Water Management, Marine and Coastal Protection; Ministry of Energy, Agriculture, the Environment, Nature and Digitalization Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 3, 24106 Kiel, Germany

³ State Agency for Agriculture, Environment and Rural areas of the German Federal State Schleswig-Holstein (LLUR), Flintbek, Germany

Abbreviations

CO₂eq = CO₂ equivalent

GHG = Greenhouse gas

ha= hectare

m. t = million tonne

Mt = Megatonne

2. Studie I

2.1 Abstract

The northernmost German federal state of Schleswig-Holstein, was selected as an example of Central- and Western European lowlands with a high proportion of intensive agricultural use on peatlands and that experience associated ecological and social functional problems. To get an overview of the current status of GHG emissions and the nature conservation value of vegetation, a state-wide calculation of GHG emission from peatlands carried out. For that purpose, a method was developed linking different data sources, such as biotope surveys and land use categories, geographical units, allowing the estimation of GHG emissions at the landscape scale. Potential rewetting scenarios were then extrapolated to reach the national reduction goals for 2030.

Peatlands in Schleswig-Holstein emit about 2.9 m. t CO₂eq a⁻¹. The highest emissions originate from intensively used agricultural areas. Abandoned and forested peatlands also have high GHG emissions, but their relative area is comparatively low. Vegetation types with a conservation status (on fen peat) cover an area of only 650 ha, while bogs are present on 3,900 ha.

To reach the reduction targets, vast areas have to be rewetted and agricultural use on peatlands has to be changed accordingly. We calculated that in intensively used peatlands, such changes could lead to avoidance of GHG emissions up to 1.8 m. t CO₂eq a⁻¹. This is more than twice the reduction targets of the federal state.

Keywords: agricultural use, biotope surveys, greenhouse gas emissions, peatlands, reduction potentials

2. Studie I

2.2 Introduction

Under natural conditions, peatlands store and accumulate large amounts of carbon. After decades and centuries of land use intensification and drainage, they contribute considerably to global warming and thus, belong to the largest human-induced sources of greenhouse gases worldwide (e.g. Joosten et al. 2016, Leitfeld et al. 2019). In Europe, Germany is one of the top CO₂-emitting countries. Although only about 5 % of Germanys land surface is covered by peatlands, these ecosystems are estimated to emit between 53 and 55 Mt CO₂eq per year, corresponding to at least 6.7 % of the total nationwide greenhouse gas emissions (Tiemeyer et al. 2020, BMUV 2021). To reduce these high emissions, the German government has developed a national peatland protection plan, which aspires to conserve, rewet and increase protected peatlands. The goal of the national peatland protection plan is to reduce GHG emissions from agricultural and forestry areas by at least 5 m. t CO₂eq by 2030 (BMUV 2021).

The targets to reduce CO₂-emissions fit into the nationwide strategies to reduce GHG-emissions in the whole of Germany (Tanneberger et al. 2021a). There are different ways to calculate CO₂ emissions from peatlands. The latter authors followed Roßkopf et al. (2015) on area setting and Tiemeyer et al. (2020) on the GHG-emission factors used for evaluating the effects of stepwise sequential reduction scenarios to achieve a goal of “net zero CO₂” in 2050 which is set in the Paris agreement of the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). These scenarios of Tanneberger et al. (2020a) are based on changes in land use categories and related mean annual water tables. A different example of a large-scale reduction approach is based on the establishment of paludiculture on previously intensively used croplands and grasslands in Mecklenburg-Western Pomerania (Tanneberger et al. 2020b). Here, the so-called GEST-method (Greenhouse Gas Emissions Site Types) of Couwenberg (2008 & 2011, Joosten et al. 2013) is used to calculate the Global Warming Potential (GWP). This approach is based on a large database containing relationships between vegetation types and soil wetness characteristics (Koska 2001). The soil wetness characteristics of Koska 2001 is a system that classifies the mean water levels from a site. However, neither approaches takes detailed aspects of nature conservation into account, although they are indispensable in avoiding conflicts between

2. Studie I

biodiversity and climate protection in the practical implementation of management measures. The present study tries to fill this gap by focussing on peatlands in the federal state of Schleswig-Holstein. This state is located in the very north of Germany and is an excellent example of a peatland-rich region with all the ecological and socio-economic problems associated with intensive land use (e.g. Kimmel & Mander 2010, Zauft et al. 2010, Lamers et al. 2015, Poyda et al. 2016). To counteract the negative human-induced effects on ecosystem functions and services of peatlands, the state government introduced the so-called “state programme for biological climate protection” in 2021. Alongside a reduction in GHG-emissions, the program is also explicitly aimed at nature conservation targets, which is compulsory for rewetting in restoration projects (BMUV 2021, MELUND 2021). To allow implementation of such programs, comprehensive information about the current state of GHG-emissions and the distribution of nature conservation-relevant habitats is needed. To achieve this goal, we used a state-wide map of peatland areas (LLUR 2015) combined with results from a current biotope survey (LLUR 2019a) and further areal vegetation information. The state-wide calculation of GHG-emissions based on the GEST-approach (see above) whose area units represent different vegetation structures and thus, allows the alignment with biotope types to a certain extent.

This study pursues the following main targets:

- To develop a traceable method for linking calculations of GHG-emissions with aspects of nature conservation on the landscape scale.
- To identify peatland types with highest priority for the reduction of GHG-emissions and those with highest nature conservation value.
- To disentangle potential conflicts between climate protection and nature conservation.
- To compare different potential successional pathways for the reduction of GHG-emissions.

2.3 Study Area

The current geomorphology of Schleswig-Holstein (SH) is the result of processes during two Ice Ages. The moraines of the older Saalian glaciation (300,000-130,000 BC) formed the western

2. Studie I

part, the so-called “Hohe Geest”. The younger Weichselian (115,000-10,000 BC) glaciation formed the moraines of the “Eastern hilly landscape” and its westward oriented meltwater deposits, called “Vorgeest” (LLUR 2015). The dominating soil type in the Hohe Geest area is brown earth with low nutrient availability, whereas the surface of the Eastern hilly landscape consists of soil types developed out of nutrient rich loamy soils. The prevailing soil type of the Vorgeest are various podzols, which originated from pure sand (LLUR 2019b). The climate in Schleswig-Holstein is suboceanic with mean annual precipitation of 800-900 mm in the northwest and 550-700 mm in the southeast (LLUR 2020). These regionally different climate conditions and the heterogenous geomorphology of SH are main prerequisites for the development of diverse peatland types (LLUR 2015). The prevailing type in the eastern hilly landscape area are terrestrialisation fens, which developed during the Holocene after melting of dead ice in kettle holes. Additionally, inundation mires along the course of rivers are characteristic elements of this region (Schrautzer et al. 2016). The dominating peatland type of the westward adjacent Vorgeest are paludification fens, which formed following sea level rise during the Holocene. In the Hohe Geest inundation fens along brooks and small rivers are widespread. Furthermore, in both moraine areas, spring mires fed by base-poor or base-rich groundwater are typical peatland types. Due to locally increasing precipitation, extensive bog areas occur in the transition zone between the marshland and Hohe Geest. A further series of bogs exists in the transition zone between the Vorgeest and the Eastern hilly landscape (LLUR 2015).

2.4 Methods

2.4.1 Data acquisition

The documentation of the peatland distribution in Schleswig-Holstein and the characterization of their land use based on the following data sources:

2.4.2 State-wide distribution of peatlands

To determine the state-wide distribution of peatlands, the soil peatland database for Schleswig-Holstein was used (LLUR 2015). This database summarizes information, such as the geological overview map (GUEK 250), the geomorphological map 25 (GK25), the forestry site survey and the soil estimation of Schleswig-Holstein from approximately 430,000 cores. Only peatlands

2. Studie I

meeting the defined characteristics for Germany (Ad-hoc-Boden, 2005), i.e. with a soil organic content above 30 % and a peat thickness larger than 30 cm, were considered. The databases of the department for soil science of the State Agency for Agriculture, Environment and Rural areas of the federal state of Schleswig-Holstein were used to distinguish between fen peat and bog peat.

2.4.3 Land use and vegetation structure

In total, we obtained detailed information for 85% of the peatlands in Schleswig-Holstein. Where detailed data about vegetation types were available, they were used preferentially for calculating GHG-emissions and evaluating the nature conservation value of the systems. Otherwise, information from the database of the integrated Administration and Control System (IACS, “InVeKoS”) were considered.

For vegetation characterisation, results of different surveys were collected. Firstly, the 2007-2012 Natura 2000 habitat survey (Flora-Fauna-Habitat Directive), with an addition of data from a repeat survey, of a subset of the same areas, to document changes in vegetation structure and distribution (LLUR 2019a). Secondly, all biotope types from a 2014-2019 survey in Schleswig-Holstein (LLUR 2019a). Although this data had not yet been fully released (status December 2019), more than > 90 % (around 40 k ha) of surveyed biotopes were available and could be used in the present study. Thirdly, a survey of raised bogs beyond the Flora-Fauna-Habitat Directive which was performed in 2009. This was done for areas which did not occur in either the Natura 2000 habitat survey or the biotope mapping. Lastly, for characterizing forests on peatlands, results were used from a regional study (Schrautzer et al. 2021), whereby the distribution and the ecological status of forest on peatlands in Schleswig-Holstein is shown and GHG emission estimations and reduction opportunities of these ecosystems were calculated.

To complete the data set, information from ATKIS (Topographic-Cartographic Information System – Digital Landscape Model) was used (AdV 2003). The ATKIS data are not as detailed as the other sources but gives reliable information about the agricultural use.

2. Studie I

2.4.4 Data evaluation

All spatial information was handled with a Geographical Information System (Arc-GIS 10.7). To avoid data duplication and to obtain as much information as possible regarding the vegetation structure, a hierarchical approach was used. In the first step, the appropriate biotope types (see above) were assigned to phytosociologically defined alliances. These units are largely in accordance with the classified types of the European vegetation survey (Mucina et al. 2016) in which alliances represent the lowest scale, and with regard to site conditions, generally provide sufficiently accurate information (Figure 1). The list of vegetation types was completed by using regional classification units which correspond with site characteristics (for the peatland vegetation of Schleswig-Holstein see Dierssen et al. 1988, Schrautzer et al. 1992, Schrautzer & Wiebe 1993, Wiebe 1998, Schrautzer 2004). This transformation process allowed an assignment of biotope types to the GEST-units, which are also based on information about vegetation structure. Furthermore, according to the mapping guide, biotope types were evaluated according to their nature conservation value by using the categories protected by § 30 of the Federal Act for the Protection of Nature and the endangered habitats of the European Flora-Fauna-Habitat-Directive (European Commission DG Environment 2007). If overlap between the biotope survey data and the other applied surveys (IACS, ATKIS) occurred, they were removed to avoid duplication. As a last step, the ATKIS-information were used. This database allows for the differentiation between grassland and cropland. In case of grasslands, a closer differentiation of the land use intensity into “moderate” and “intensive” was possible for those areas which belong to the “Foundation for Nature Conservation of Schleswig-Holstein”. After a land purchase by this organization, all grasslands have been moderately managed as pasture or meadow without fertilization.

In this study the vegetation and the derived mean annual water levels were used as proxies for GHG emission estimation (e.g. Couwenberg et al. 2011, Couwenberg & Fritz 2012). Soil moisture is strongly correlated with GHG emissions (Berglund & Berglund 2011, Bartelheimer & Poschlod 2016) and thus, is directly involved in GHG flux (Couwenberg & Fritz 2012, Gray et al. 2013, Karu et al. 2014, Dunn et al. 2016, Strack et al. 2017 Goud et al. 2017, Liu et al. 2020). Currently, the most practical vegetation proxy for GHG emissions is the GEST approach (GHG Emission Site

2. Studie I

Type) developed by Couwenberg et al. (2011) but which remains under development (Reichelt et al. 2015). Due to the strong relationship between the GEST-units and the biotope and vegetation types, we also used this approach in our study with the following exceptions. For the vegetation type “degraded bogs with birch”, the GWP $18 \text{ t CO}_2\text{-eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ was used, which corresponds to the GEST-Unit “Moist to very moist acidic Molina meadows”. In Schleswig-Holstein, the groundwater table depths of the vegetation types “degraded raised bogs with dominance of *Molina caerulea*” and “degraded raised bogs with birch” are similar to each other (Schrautzer, unpublished) and thus, the same GWP were used. Furthermore, the calculations of Schrautzer et al. (2021, see above) were applied for forests on peatlands.

For approximately 4.3 ha no GEST-units were available (traffic facilities, settlements, hedgerows etc.) and the IPCC value for deeply drained, nutrient rich grasslands in temperate regions (IPCC 2013) was used instead to get a full GHG emission estimation.

2.4.5 Potential successional pathways to reduce GHG emissions on peatlands

To derive management options for GHG reduction, different potential successional scenarios were developed based on realistic vegetation dynamics after rewetting measures (Figure 1). These scenarios are based on the ecological conditions of the landscape and thus, could all potentially be implemented throughout Schleswig-Holstein. An essential prerequisite in the development of these pathways was that the proposed restoration measures would lead to an increase in the system’s nature conservation value (NCV).

Pathway A: Represents a moderate rewetting of intensively drained and used agricultural areas. All areas of concern will be rewetted but maintain their usability. The final target vegetation type will be “moist to very moist grasslands” (c.f. Schrautzer et al. 2012). **Pathway B:** The area of agriculturally used peatlands will be rewetted to an extent that use as meadow or pasture will no longer be practicable. The water table will be near the soil surface and the vegetation will develop in the direction of “Wet Reeds” or “Wet tall sedges” (Jensen & Schrautzer 1999, Schrautzer et al. 2006, Schrautzer et al. 2012, Mrotzek et al. 2020). Furthermore, **Pathway B**

2. Studie I

alternatively describes the rewetting of agriculturally used bogs. The final target ecosystems of this pathway are “Very moist Sphagnum lawns” or “Sphagnum hollows”. To create optimal environmental conditions for these target types, the impact of external factors such as the hydrological regime should also be considered (Dierssen & Dierssen 2001). **Pathway C** focuses on degraded bogs without any previous land use. Here, rewetting procedures and target systems are the same as with pathway B bog peat (González et al. 2013, Lundin et al. 2017). **Pathway D** concerns forests on degraded peatlands and their restoration due to rewetting. The target system is Swamp forests (Schrautzer et al. 2021).

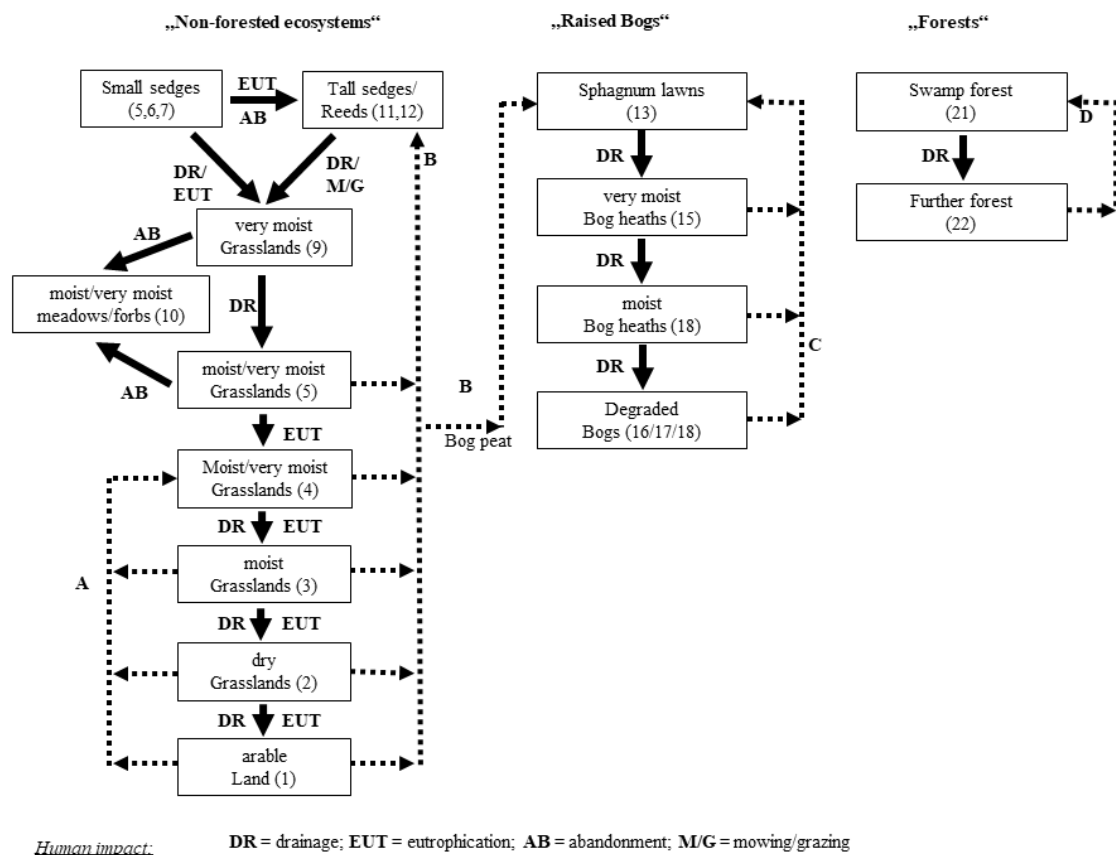


Figure 2.1: Successional pathways for rewetting measures of peatlands (A-D) in Schleswig-Holstein. Different vegetation types (1-22; see Appendix) and their corresponding Greenhouse Gas Emissions Site Types (GEST) are shown.

2. Studie I

Table 2.1: Successional pathways of peatlands in Schleswig-Holstein that would be achievable through rewetting and land use change according to several sources; I: Schrautzer et al. (2012); II Jensen & Schrautzer (1999), Schrautzer et al. (2012); III Gonzales et al. (2013), Lundin et al. (2017); IV: Schrautzer et al. (2021). *GWP (as CO₂-eq) according to Hirschelmann et al. (2020); **GWP according to Schrautzer et al. (2021).

Pathway	Initial types	Target types	Source vegetational pathway	Target type GWP
A	Intensively used agricultural fields	Moist to very moist Grasslands *	I	14,5 *
B	Intensively and moderately used agricultural fields	Tall sedges/ Reeds / <i>Sphagnum</i> lawn/ <i>Sphagnum</i> hollows *	II	6,5-7 * / -3 to 4*
C	Degraded Bogs	<i>Sphagnum</i> lawn/ <i>Sphagnum</i> hollows *	III	-3 to 4*
D	Drained/degraded swamp forests	Swamp forests **	IV	7,5 **

2.5 Results

2.5.1 Land use and nature conservation value (NCV) of peatlands in Schleswig-Holstein

In SH, most peatlands are used for agricultural purposes (about 92,000 ha, Supplement A). The intensively used “Dry to moderately moist” grasslands dominate, with around 69,000 ha (Table 2). Furthermore, “Dry to moderately moist arable land” occurs on around 8,000 ha (Table 2). In contrast, the pastures and meadows with a moderate or low land use intensity cover only about 14,000 ha, with almost half of this protected by § 30 of the German Federal-Act for nature protection (Appendix Table 1). Peatlands without current land use (“Abandoned areas”), with 6,600 ha overall, are also poorly represented in the data set. This group comprises abandoned wet meadows (“Very moist meadows, forbs”), tall sedge reeds (“Wet tall sedges”) and reeds (“Wet reeds”). In many cases, it is highly likely that tall sedge reeds and reeds have developed after

2. Studie I

abandonment from previously managed wet grasslands (Schrautzer et al. 2012). Due to their near-natural character, these peatlands are also protected by § 30. However, the biotopes with highest priority for nature conservation are much less common (865 ha, Table 2) than the above-mentioned types. These are low-productive, species-rich small sedge reeds, which grow predominantly on nutrient-poor sites. Their high NCV is due to their status as a Flora-Fauna-Habitat biotope. Within this group, base-rich sites occur much less frequently than base-poor sites (Appendix table 1). Very moist grasslands with a characteristic species composition of the wet meadow Calthion alliance are also extremely rare in Schleswig-Holstein with 48 ha.

Forests on peatlands cover about 15,300 ha. Whereas about 6,000 ha (Spring- and Swamp forests) are characterized by near-natural hydrological conditions, most forests on peatland are affected by drainage (9,200 ha, Appendix Table 1).

Active raised bogs no longer exist in Schleswig-Holstein in their natural state. Nevertheless, near-natural bog ecosystems such as the “very moist *Sphagnum* lawn” (Rhynchosporion, Flora-Fauna-Habitat directive type 7120) and “*Sphagnum* hollows” (Sphagnion magellanici, Flora-Fauna-Habitat directive 7120), as well as rewetted bogs, are found on about 3,900 ha. Degraded bog vegetation types (“Very moist bog heath”, “Degraded bogs with birch”, “Moist to very moist acidic *Molinia*-meadows” “Moist bog heath”) occur on about 4.400 ha. Due to the generally high importance of bog ecosystems in Europe they are all listed as endangered habitats in the FFH-directive.

2.5.2 Greenhouse gas emissions calculated by GEST

Overall, ca. 2.9 M t CO₂eq a⁻¹ are potentially emitted from 123,798 ha of peatlands in SH. The relevance of different GEST-types for the GHG-balance of the state is shown in Table 1 of the Appendix. The most prominent emission source in SH is the “dry to moderately moist grassland” which, with 1,736,000 t CO₂eq a⁻¹, contributes 61 % to the total emissions of peatlands in SH. Another strong agricultural driver is the “dry to moderately moist arable land” (309,412 t CO₂eq a⁻¹). Besides agriculture, the forestry on peatlands is a strong source of GHG emissions. Deeply drained forests on peatlands (“drained forests”) are widely distributed in SH and their soils emit a total of 282,064 t CO₂eq a⁻¹, whereas the sites of spring and swamp forest types are characterized

2. Studie I

by high water tables and consequently, contribute less to total GHG emissions. The highest GHG emissions of abandoned areas originate from degraded bog types. “Degraded bogs with birch” result in 24,840 t CO₂eq a⁻¹ and “Moist to very moist acidic *Molinia* meadows” 44,874 t CO₂eq a⁻¹. In contrast, very moist *Sphagnum* lawn act potentially as a CO₂ sink resulting in -3,348 t CO₂eq a⁻¹.

Table 2.2: Summary of the distribution of vegetation/management types on peatlands in Schleswig-Holstein. The dispersion on fen peat and bog peat is shown, along with the CO₂-eq GWP of each unit and its GWP-Unit. *GWP corresponding to Hirschelmann et al (2020); ** GWP corresponding to Schrautzer et al. (2021).

Land use type	Sum area (ha)	Fen area (ha)	Bog area (ha)	GWP-Unit (t CO ₂ eq ha ⁻¹ a ⁻¹)	GWP (t CO ₂ eq a ⁻¹)
Arable land	8.251	7.994	257	*37,5	309.413
Intensively used grassland	69.440	58.405	11.035	*25	1.736.000
Moderately used grassland	13.629	9.593	4.036	*14,5 - 19,5	238.565
Extensively used grassland	865	401	464	*3 - 5	2.691
Abandonment	6.610	4.959	1.751	*6,5 – 15,5	64.297
Bog, <i>Sphagnum</i> rich	3.917	437	3.480	*-3 - 4	7.856
Bog, degraded	4.410	847	3.554	*4 - 18	75.358
Forest	15.312	/	/	**5 – 30,5	326.909
Ditches/ Lakeholes	1.476	1.047	429	*51	75.276
Other	4.215	2.902	1.313	22	92.730
Σ	128.116	86.585	26.319		2.929.095

2. Studie I

2.5.3 Potential successional pathways to reduce GHG emissions on peatlands

The highest reduction potential is offered by rewetting scenario **B on fen ecosystems**. The emission of approximately 1.4 m. t CO₂eq a⁻¹ can be prevented by this scenario (Table 3).

Furthermore, scenario **B on bog ecosystems** can prevent about 450.000 t CO₂eq a⁻¹, resulting in a total reduction potential of about 1.8 m. t CO₂eq a⁻¹. With about 960,000 t CO₂eq a⁻¹, scenario **A** also show high reduction potentials. The reduction potential for rewetting measures in forested peatlands (pathway **D**) is about 210,000 t CO₂eq a⁻¹. A relative lower reduction of 90,000 t CO₂eq a⁻¹ could potentially be realized if all degraded bogs would be rewetted using scenario **C**.

2.6 Discussion

2.6.1 Data base and methodology

Previous calculations of GHG emissions on large spatial scales are based, among others, upon emission factors differentiated by classifications of climate, nutrient status and drainage (IPCC 2014) or peat type and land use (Tubiello et al. 2016). A new approach for measurement, reporting and verification (MRV) of human induced GHG emissions from drained organic soils on the national scale of Germany was developed by Tiemeyer et al. (2020), whereby GHG-calculations were based on high resolution maps of land use, type of organic soils and mean annual water tables (WT). However, the applicability of the GEST approach, which was used in that study, is often questioned due to lack of accuracy and completeness. Even though the GEST-approach is based on the relationship between groundwater dynamics and vegetation structure over several years and thus, represents medium hydrological conditions (Koska 2001, cf. also Schrautzer 2007, Liu 2020), there is uncertainty in the relative resilience of the vegetation structure after hydrological changes. The reliability of the GEST-approach is reliant on the availability of similar datasets in other regions to those used in this study and consequently, the transferability of the method. In general, we assumed that the listed biotope types broadly reflect the peatland vegetation of lowlands in Central Europe. Regarding Germany, all applied data sources of this study are available. This concerned both the information about land used (ATKIS, IACS) and biotope mappings which allowed for the differentiation of the system's nature conservation value. A comparison of the biotope classification in the states with high proportions of peatlands

2. Studie I

(Schleswig-Holstein, Lower Saxony, Mecklenburg-Western Pomerania, Brandenburg and Bavaria) showed that the differentiation of the biotope types followed the same method. Consequently, the presented transformation process into GEST-units is applicable in other federal states. Furthermore, this method can be transferred to other peatland rich low lands in Central-Europe with appropriate data.

2.6.2 Land use and GHG emissions

In Schleswig-Holstein (SH), about 72 % of the peatland area is used for agricultural purposes which is almost exactly the same as data presented by Tiemeyer et al. 2020 for organic soils in Germany (73 %, GER). The dominant land use category on peatlands in SH is grassland with about 65 % (GER 53 %) whereas the proportion of cropland with about 6 % is considerably less compared to the national scale (20 %). The area of forests on peatlands is about 12 % in SH, which is again similar to the German national value.

In SH, about 24,990,000 t CO₂eq a⁻¹ are emitted by all sectors. The agricultural sector (without emissions from peat soils) emits 5,050,000 t CO₂eq a⁻¹ (MELUND, 2019). Peatlands emit about 2,900,000 t CO₂eq a⁻¹, which means they are responsible for approximately 10% of all emissions. The dominant source of GHG-emissions from peatlands in SH are grassland ecosystems, with about 70 % of total peatland emissions, which is clearly higher than in GER (51 %, Tiemeyer et al. 2020). With 14 %, GHG-emissions of forest ecosystems from peatlands in SH is comparable with the nation-wide situation (13 %).

In SH, intensively used grasslands are the most widespread land use type and responsible for the highest GHG-emissions. In contrast, grasslands with moderate land use contribute less to total GHG emissions. However, because they are still drained, they offer a significant reduction potential.

Long-term changes of land use and GHG-emissions on peatlands in Schleswig-Holstein can be crudely assessed by comparing the results of Jensen et al. (2010), which used data from a 1978-1997 survey, with the results from the current study. One of the major differences between the two studies is the area of peatland the calculations of GWP are based on: about 145,000 ha in the Jensen study vs. 128,000 ha in the current study. Despite the large difference is peatland

2. Studie I

areas, GHG-emissions for both were very similar at 2.8 m. t CO₂eq a⁻¹ in the Jensen study compared to 2.9 m. t CO₂eq a⁻¹ in the current study. Thus, we assume that the GHG-emissions per ha increased considerably during the last three decades. This could be due to an increase in land use intensity in grasslands since the proportion of intensively managed grasslands increased from 29 % to 54 %, corresponding to an increase of the mean GWP from 18.8 to 23.3 t CO₂e ha⁻¹ a⁻¹ for all grasslands (range of intensities).

In contrast, restoration measures for bog ecosystems without an agricultural management history led to a reduction of GHG emissions. This was due to a significant reduction in the area of degraded states containing purple moor-grass (*Molinia caerulea*) and birch (*Betula pubescens*) in favour of very moist *Sphagnum* lawns and hollows and resulted in a reduction of the mean GWP from 15.2 t ha⁻¹ a⁻¹ in the period 1978-1997 to 9.6 t ha⁻¹ a⁻¹. In total, the GHG reduction to date varies between 50,000 and 70,000 t CO₂e a⁻¹ in restored bogs.

In previous studies forested peatlands were not considered as high sources of GHG emissions. However, based on the current biotope survey, at almost 300,000 t CO₂e a⁻¹, their soils contribute considerably to the state-wide GHG emissions of peatlands (11.5 %) which highlights the important role of these ecosystems for climate protection strategies in peatlands (Schrautzer et al. 2021).

2.6.3 GHG reduction pathways and nature conservation

The main prerequisite for achieving the objectives of the Paris Agreement is a strong reduction of human-induced CO₂ emissions (UNFCCC 2015). In the IPCC (2019) Special Report on climate change, restoration of peatlands is mentioned as a potentially effective mitigation measure in natural ecosystems. Due to the predominant importance of the water regime on GHG emissions, rewetting of drained peatlands in agriculturally managed areas and woodlands is considered an indispensable measure for this purpose (Trepel et al. 2017). The German Climate Protection Plan (BMU 2016) also refers to the conservation and restoration of peatlands as measures to avoid GHG emissions and to preserve net carbon sinks. The plan aims to make Germany carbon-neutral by 2050, with an intermediate reduction of 55 % by 2030 compared to the situation in 1990. The reduction target of 5 Mt CO₂eq a⁻¹, which is listed in the peatland protection strategy of

2. Studie I

the German government (BMU 2020), corresponds to between 10 and 12 % reductions of the total emissions depending on the calculation used.

In contrast, the government of Schleswig-Holstein is pursuing a CO₂eq. reduction of 25 % by 2030, which complies with 0.7 Mt CO₂eq a⁻¹ (MELUND, 2020). The first nationwide emission reduction pathways, in light of the “net zero” target in 2050, were provided by Tanneberger et al. (2020a). The authors compared results of four different hydrological scenarios by referring primarily to CO₂ emissions and by considering the radiative forcing of greenhouse gases (Günther et al. 2020). Moreover, they proposed concrete changes of land use and rewetting pathways along time periods from 2020 to 2030 and 2040 until 2050.

Table 2.3: CO₂-eq emission reduction potentials of the rewetting pathways A-D. The current and target vegetation types are shown. The calculations of GWP reduction potentials follow * Hirschelmann et al. (2020) and ** Schrautzer et al. (2021).

Scenario	Current Vegetation type	Target vegetation type	Reduction potential (t CO ₂ eq a ⁻¹)
Scenario A	*Dry and moist agricultural used land	*Moist to very moist grassland	959.838
Scenario B <i>Fen ecosystems</i>	*All agricultural used land on fen peat	*Wet tall sedges	1.395.504,5
Scenario B <i>Bog ecosystems</i>	*All agricultural used land on bog peat	*Very moist <i>Sphagnum</i> lawn	466.703,5
Scenario C	*Degraded bogs	*Very moist <i>Sphagnum</i> lawn	88.489
Scenario D	**Further forests	**Swamp forests	212.704

In SH, the highest reduction potential exists in pathway B, which would potentially result in more than twice the regional reduction targets. According to this pathway, traditional agricultural use will no longer be possible due to long-term high-water tables. An interesting alternative for farmers would be paludiculture. Although paludiculture is actually considered the most effective land use type for climate protection, several conditions have to be fulfilled and conflicts must be overcome

2. Studie I

before a substantial implementation can be achieved (Tanneberger et al. 2020b). However, the conversion of high-intensity land use to paludiculture would also enhance the nature conservation value of peatlands, even though a succession to unmanaged reed ecosystems would probably be more effective in the long run in terms of plant diversity (Timmermann et al. 2006, Rosenthal 2010, Schrautzer et al. 2016) and habitat requirements of some bird species (Görn et al. 2015).

Pathway A, which describes a moderate rewetting of used peatlands, would also contribute toward the climate goals of SH. In this scenario, water tables would be closer to the soil surface but their usability as grassland would still be possible. As shown by the results of Poyda et al. (2016), even intensive grassland management (high input of cattle slurry and mineral fertilizer, several cuttings), with resulting high herbage yield and good fodder quality, would significantly reduce the GWP after rewetting. Thus, at one site with a mean groundwater table of 21 cm below surface, the GWP amounted to only 11.7 t CO₂e ha⁻¹ a⁻¹ (the corresponding GEST-type “moist to very moist grassland” yields 14.5 t CO₂e ha⁻¹ a⁻¹) and, at another site with a mean groundwater table of 33 cm below surface, a GWP of 17.7 t CO₂e ha⁻¹ a⁻¹ was measured (the corresponding GEST-type “moist grassland” amounts to 19 t CO₂e ha⁻¹ a⁻¹). However, a grassland management with several cuts per year does not meet the habitat requirements of typical meadow birds (Lamers et al. 2002) and the potential for improving plant diversity are low (Klimkowska et al. 2010). Consequently, land use intensity has to be reduced if, in addition to a reduction of GHG emission, nature conservation goals are aspired.

In scenario D, long-term abandoned degraded bogs are rewetted, and since all of these areas are reserved for nature conservation, the implementation of rewetting is easily possible. Thus, there is generally a high potential for bog restoration. According to the estimations from this study, the transformation of degraded bogs (GEST-types “Very moist bog heath”, “Degraded bogs with birch”) by rewetting into Sphagnum-dominated stages (GEST-types “Very moist Sphagnum lawn”, “Sphagnum hollows”) will significantly reduce GHG emissions.

Pathway D focuses on forested peatlands. In SH, most of them are highly affected by more or less deep drainage and peat subsidence. The estimations in this study show that rewetting of all

2. Studie I

drained forests on peatlands would potentially help to achieve almost one third of the regional reduction target. However, these results do not reflect the total potential of these ecosystems because there is a lack of reliable results concerning GHG-measurements, including the function of trees (Huth et al. 2018). Nevertheless, the potential for implementation of rewetting measures is high because many forested peatlands are state-owned and rewetting is easily possible from a technical point of view. Furthermore, these measures would significantly improve the NCV of the forests (Wiebe 1998, Maanavilija et al. 2014, Woziwoda & Kopec 2014).

Due to the small area of highly endangered species-rich fen meadows in Schleswig-Holstein, the highest priority should be given to maintenance of appropriate management measures for the restoration of peatlands, especially fens, (e.g. Seer & Schrautzer 2014, Lamers et al. 2015). Ecosystems such as mesotrophic small sedge reed vegetation or species-rich eutrophic wet meadows do not essentially contribute to the GHG emissions of peatlands due to their relatively small area in SH as well as their low GWP per ha. Furthermore, they host the majority of characteristic fen species on their restricted area in Central Europe,. Due to widespread high air-borne nutrient input and low water quality of rivers that could potentially be used for rewetting in many areas, a further rise in the water table would increase the competitiveness of tall-growing species and the displacement of endangered light-demanding species (Grootjans et al. 2002, Seer & Schrautzer 2014, Bobbink et al. 2003).

2.7 Conclusions

The federal state of Schleswig-Holstein can act as an example for the kinds of problems associated with intensive use of peatlands in Central and Western Europe. The methodological approach of this study shows that it is possible to document both GHG emissions and aspects of nature conservation on large scales and thus, that it is well-suited for implementing concepts for management of peatlands.

In Schleswig-Holstein, the percentage of GHG emissions from peatlands are higher than the German average. The main reason for this is the widespread intensive use of grasslands for fodder production; approximately 60 % of all GHG emissions come from intensively used

2. Studie I

grasslands. However, unused areas and forests on peatlands also show high GHG emission rates because water tables remain low.

Major changes in the agricultural use of peatlands will be necessary to reach state government and nation-wide GHG emission reduction goals by 2030. In general, water tables in agriculturally used peatlands, and especially intensively used grasslands, have to be raised in many areas and this should be accepted by users. The potential pathways derived from this study identify opportunities to meet and exceed these goals. Paludicultures could be a sensible alternative in future, regarding both ecological and economical demands on peatland management. Furthermore, results of the state-wide analysis show that potential conflicts between rewetting and the requirements of nature conservation can be recognized in advance of planning. To achieve the goals of the Paris agreement (zero emissions from agricultural used peatlands) even stronger efforts will be necessary.

2.8 Acknowledgements

The authors thank the State Agency for Agriculture, Environment and Rural areas of the German Federal State Schleswig-Holstein (LLUR) for providing the data of the different biotope mappings and the distribution map of peatlands. Furthermore, the authors thank the Department for Water Management, Marine and Coastal Protection; Ministry of Energy, Agriculture, the Environment, Nature and Digitalization Schleswig-Holstein for making the data on agricultural use available. We also thank Jessica Hodal for correcting grammar and orthography.

2.9 Author Contributions

TM and JS compiled data and developed the categories for peatland distribution of Schleswig-Holstein. TM analysed and wrote the manuscript. JS contributed central ideas for data evaluation and the discussion. MT critically reviewed the manuscript and contributed to ideas to evaluate the data. All authors contributed to the final version of the manuscript.

2. Studie I

2.10 References

Ad-hoc-AG Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung (Soil Mapping Manual). E. Schweizerbart, Hannover (in German).

Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltung der Länder der Bundesrepublik Deutschland (2003) ATKIS- Objektkartenkatalog Basis DLM (Working group of the Surveying Administration of the Federal Republic of Germany, ATKIS Basic DLM). Online at: <http://www.adv-online.de/AdV-Produkte/Geotopographie/Digitale-Landschaftsmodelle/Basis-DLM/> (in German).

Bartelheimer, M., Poschlod, P. (2016) Functional characterizations of Ellenberg indicator values – a review on ecophysiological determinants. *Functional ecology*, 30, 506-516

Berglund, Ö., Berglund, K. (2011) Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 923-931.

Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M. (2003) The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86, 717-738.

Couwenberg, J., Augustin, J., Michaels, D., Wichtmann, W., Joosten, H. (2008) Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz (Development of the principles for an assessment of fens with regard to their climate relevance). Online at: <http://duene-greifswald.de/doc/gest.pdf> (in German).

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärisch, S., Dubovik, D., Lashchinskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A., Joosten, H. (2011) Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674, 67-89.

Couwenberg, J., Fritz, C. (2012) Towards developing IPCC methane “emission factors” for peatlands (organic soils). *Mires and Peat*, 10, 03, 17 pp.

Dierssen, K. (1988) Die Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins (Red List of Plant communities Schleswig-Holstein). Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege. 1. Edition (in German).

2. Studie I

Dierssen, K., Dierssen, B. (2001) Moore. Eugen Ulmer KG. Stuttgart. pp 176-179.

Dunn, C., Jones, T.G., Roberts, S., Freeman, C. (2016) Plant species effects on the carbon storage capabilities of a blanket bog complex. *Wetlands*, 36(1), 47–58.

European Commission DG Environment (2007) Interpretation manual of European Union habitats. Online at: https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf

Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection (2021) National Peatland protection strategy. Online at: <https://www.bmuv.de/en/download/the-national-peatland-protection-strategy>

González, E., Henstra, S. W., Rochefort, L., Bradfield, G. E., Poulin, M. (2014) Is rewetting enough to recover *Sphagnum* and associated peat-accumulating species in traditionally exploited bogs? *Wetlands Ecology and Management*, 22, 49-62.

Goud, E.M., Moore, T.R., Roulet, N.T. (2017) Predicting peatland carbon fluxes from non-destructive plant traits. *Functional Ecology*, 31, 1824–1833.

Gray, A., Levy, P.E., Cooper, M.D.A., Jones, T., Gaiawyn, J., Leeson, S.R., Ward, S.E., Dinsmore, K.J., Drewer, J., Sheppard, L.J., Ostle, N.J., Evans, C.D., Burden, A., Zieliński, P. (2013) Methane indicator values for peatlands: a comparison of species and functional groups. *Global Change Biology*, 19, 1141–1150.

Grootjans, A.P., Bakker J. P., Jansen, A. J. M., Kemmers, R.H. (2002) Restoration of brook valley meadows in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478,149-170.

Görn, S., Schultze, F., Fischer, K. (2015) Effects of fen management on bird communities in north-eastern Germany. *Journal of Ornithology*, 156, 287-296.

Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F., Couwenberg, J. (2020) Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature communications*, 11, 1644.

2. Studie I

Huth, V., Hoffmann, M., Bereswill, S., Popova, Y., Zak, D., Augustin, J. (2018) The climate warming effect of a fen peat meadow with fluctuating water table is reduced by young alder trees. *Mires and Peat*, 21 (4), 1-18.

IPCC (2006) IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme (eds HS Eggleston, L Buendia, K Miwa, T Ngara, K Tanabe), IGES, Japan. Online at: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_07_Ch7_Wetlands.pdf

IPCC (2014) 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands. Hiraishi, T., Krug, T., Srivastava, N., Baasansuren, J., Fukuda, M. and Troxler, T. G.. IPCC, Switzerland.

IPCC (2014) Summary for policymakers. In: Pachauri, R. K., Meyer, L. A. (Eds.), *Climate Change 2014. Synthesis report. Contribution of Working Group I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland.

IPCC (2019) Shukla, P. R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V. , Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Portugal Pereira, J., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., Malley, J. (2019) *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*.

Jensen, K., Schrautzer, J. (1999) Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanisms of successional change. *Applied Vegetation Science*, 2, 79-88.

Jensen, R., Couwenberg, J., Trepel, M. (2010) Bilanzierung von Moorböden in Schleswig-Holstein (Assessment of climate impact of peatlands in Schleswig-Holstein. *TELMA*. 40, 215-228 (in German).

Joosten, H., Brust K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permien, T., Schäfer, A., Tanneberger, F., Trepel, M., Wahren, A (2013) *MoorFutures Integration von weiteren*

2. Studie I

Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate- Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen (MoorFutures Integration of further ecosystem services including biodiversity into carbon credits – Standard, Methodology and transferability to other regions). BfN Skripten, 350 (in German).

Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J., Smith, P. (2016) The role of peatlands in climate regulation. In: Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., Stoneman R. (2016) Peatland Restoration and Ecosystem Services, Cambridge University Press. Cambridge, 63 pp.

Karu, H., Pensa, M., Rõõm, E.I., Portsmouth, A., Triisberg, T. (2014) Carbon fluxes in forested bog margins along a human impact gradient: Could vegetation structure be used as an indicator of peat carbon emissions? *Wetlands Ecology and Management*, 22, 399–417.

Kimmel. K., Manda. Ü. (2010) Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration. *Progress in Physical Geography*, 34 (4), 491-514.

Klimkowska, A., van Diggelen, R., Grootjans, A., Kotowski, W. (2010) Prospects for fen meadow restoration on severely drained fens. *Perspectives on Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12, 245-255.

Koska, I., Succow, M., Clausnitzer, U., Timmermann, T., Roth, S. (2001) Vegetationskundliche Kennzeichnung von Mooren (topische Betrachtung) (Vegetation characterisation of mires (a topological point of view)). In: Succow, M., Joosten, H. (eds.) *Landschaftsökologische Moorkunde*, Schweizerbart, Stuttgart, 112–184 (in German).

Lamers, L. P. M., Smolders, A. J. P., Roelofs, J. G. M. (2002) The restoration of fens in the Netherlands. *Hydrobiologia*, 478, 107-130

Lamers, L. P. M., Vile, L., Grootjans, A. P., Acreman, M. C., van Diggelen, R., Evans, M., Richardson, C., Rochefort L., Kooijman, A. M., Roelofs, J. G. M., Smolders, A. (2015) Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90, 182-203.

2. Studie I

Leitfeld, J., Wüst-Galley, C., Page, S. (2019) Intact and managed peatlands soils as a source and sink of GHGs from 1850 to 2100. *Nature and Climate Change*, 9, 945-947.

Liu, W., Grootjans, A., Everts, H., Fritz, C., de Vries, N. (2020) Estimation of greenhouse gas emission reductions based on vegetation changes after rewetting in Drentsche Aa brook valley. *Mires and Peat*, 26,02,14 pp..

Lundin, L., Nilsson, T., Jordan, S., Lode, E., Strömgren, M. (2017) Impacts of rewetting on peat, hydrology and water chemical composition over 15 years in two finished peat extractions areas in Sweden. *Wetlands Ecology and Management*, 25, 405-419.

Maanaviija L., Aapala K., Haapalehto, T., Kotiaho, J. S., Tuittila, E.-S. (2014) Impact of drainage and hydrological restauration on vegetation structure in boreal spruce swamp forests. *Forest Ecology and Management*, 330, 115-125.

Ministry of Energy, Agriculture, the Environment, Nature and Digitalization Schleswig-Holstein (2020) Biologischer Klimaschutz durch Moorschutz und Neuwaldbildung (Biological climate protection through peatland protection and new forest formation). Online at: <http://www.landtag.ltsh.de/infothek/wahl19/drucks/02300/drucksache-19-02326.pdf> (in German).

Mrotzek, A., Michaelis, D., Günther, A., Wrage-Mönning, N., Couwenberg, J. (2020) Mass Balances of a Drained and a Rewetted Peatland: on Former Loss and Recent Gains. *Soil Systems*, 4 (1), 16.

Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, C., Theurillat, J.-P., and 28 others (2016) Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*, 19, 3-264.

Poyda, A., Reinsch, T., Kluß, C., Loges, R., Taube, F. (2016) Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany. *Biogeosciences*, 13, 5221-5244.

Rosenthal, G., Schrautzer, J., Eichber, C. (2012) Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia*, 32(1):167-205.

2. Studie I

Roßkopf, N., Fell, H., Zeitz, J. (2015) Organic soils, their distribution and carbon stocks. *Cartena*, 133, 157-170.

Scholle, D., Schrautzer, J. (1993) Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins (On the groundwater dynamics of different fen communities in Schleswig-Holstein). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 2, 87-98 (in German).

Schrautzer, J., Wiebe C. (1993) Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein (Geobotanical characterization and development of grassland in Schleswig-Holstein). *Phytocoenologia*, 22 (1), 105-144.

Schrautzer, J. (2004) Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt (Fens of Schleswig-Holstein: Characterization and assessment of their function in the landscape). *Mitteilungen der AG-Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*, 63 (in German).

Schrautzer, J., Rinker, A., Jensen, K., Müller, F., Schwartz, P., Dierßen, K. (2006) Succession and restoration of drained fens: Perspectives from Northwestern Europe. In: Walker, L. R., Walker, J., Hobbs, R. (2007) *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer, New York. pp 90-120.

Schrautzer, J., Sival, F., Breuer, M., Runhaar, H., Fichtner, A. (2012) Characterizing and evaluating pathways of fen degradation and restoration. *Ecological indicators*, 25, 108-120.

Schrautzer, J., Breuer, V., Holsten, B., Jensen, K., Rasran, L. (2016) Long-term effects of large-scale grazing on the vegetation of a rewetted river valley. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 207-215. Schrautzer, J., Martens, T., Klick, A., Wendt, J. (2021) Waldmoore in Schleswig-Holstein Aktueller Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten (Forrested peatlands in Schleswig-Holstein current status and development opportunities). Online at: https://www.stiftungsland.de/fileadmin/pdf/Flyer/Moorwald_Vorstudie.pdf (in German).

2. Studie I

Seer, F., Schrautzer, J. (2014) Status, future prospects, and management recommendations for alkaline fens in an agricultural landscape: A comprehensive survey. *Journal for Nature Conservation*, 22, 358-368.

Strack, M., Mwakanyamale, K., Hassanpour Fard, G., Bird, M., Bérubé, V., Rochefort, L. (2017) Effect of plant functional type on methane dynamics in a restored minerotrophic peatland. *Plant and Soil*, 410, 231–246.

State Agency for Agriculture, Environment and Rural areas of the German Federal State Schleswig-Holstein (LLUR) (2015) Moore in Schleswig-Holstein Geschichte-Bedeutung-Schutz (Peatlands in Schleswig-Holstein History-Importance-Protection). Schriftenreihe: LLUR SH-Natur, 23 (in German).

State Agency for Agriculture, Environment and Rural areas of the German Federal State Schleswig-Holstein (LLUR) (2019a) Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung Schleswig-Holstein (Mapping instructions and biotope key for biotope mapping in Schleswig-Holstein, Version March 2019). Online at: https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/B/biotope/Downloads/kartierschluessel.pdf?__blob=publicationFile&v=2 (in German).

State Agency for Agriculture, Environment and Rural areas of the German Federal State Schleswig-Holstein (LLUR) (2019b) Die Böden Schleswig-Holsteins mit Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte 1:250.000 (The soils of Schleswig-Holstein with explanatory notes to the soil survey map 1:250.000). Schriftenreihe LLUR SH-GB, 23 (in German).

State Agency for Agriculture, Environment and Rural areas of the German Federal State Schleswig-Holstein (LLUR) (2020) Karte der mittleren jährlichen Niederschlagsverteilung in Schleswig-Holstein Periode 1991 bis 2020 (Map of the mean annual precipitation distribution in Schleswig-Holstein perioide 1991 to 2020). Online at: https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/H/hydrologie_niederschlag/Downloads/NiederschlagswasserkarteLangMittel.pdf?__blob=publicationFile&v=1 (in German).

2. Studie I

Tanneberger, F., Abel, S., Couwenberg, J., Dahms, T., Gaudig, G., Günther, A., Kreyling, J., Peters, J., Poggratz J., Joosten, H. (2021a) Towards net zero CO₂ in 2050: an emission reduction pathway for organic soils in Germany. *Mires and peat*, 27, 05, 17pp..

Tanneberger F., Schröder, C., Hohlbein, M., Nenschow, U., Permien, T., Wichmann, S., Wichmann, W. (2020b) Climate change mitigation through land use on rewetted peatlands- cross-sectoral spatial planning for paludiculture I Northeast Germany. *Wetlands*, 40, 2309-2320.

Tiemeyer, B., Freibauer, A., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Drösler, M. (2020) A new methodology for organic soils in national gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological indicators*, 109, 105838.

Timmermann, T., Margóczy, K., Takács, G., Vegelin, K. (2009) Restoration of peat-forming vegetation by rewetting species-poor fen grasslands. *Applied Vegetation Science*, 9 (2), 241-250.

Trepel, M., Pfadenhauer, J., Zeitz, J. & Jeschke, L. (2017): Germany. In: *Mires and peatlands of Europe: Status, distribution and conservation* (ed. by Joosten, H., Tanneberger, F. & Moen, A.). Schweizerbart Science Publishers, 413-424. Stuttgart.

Tubiello, F. N., Biancalani, R., Salvatore, M., Rossi, S., Conchedda, G. (2016) A worldwide Assessment from drained Organic Soils. *Sustainability*, 8, 371.

UNFCCC (2015) Paris agreement. Online at: <https://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/10a01.pdf>

Wiebe C. (1998) Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse (Ecological characterization of alder carrs and their drainage status: vegetation and site conditions). *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg*. 56, 1-156 (in German).

2. Studie I

Woziwoda, B., Kopeć, D. (2014) Afforestation or natural succession? Looking for the best way to manage abandonment cut-over peatlands for biodiversity conservation. *Ecological Engineering*, 63, 143-152.

Zauft, M., Fell, H., Glaßer, F., Roskopf, N., Zeitz, J (2010) Carbon storage in the peatlands of Mecklenburg-Pomerania, north-east Germany. *Mires and Peat*, 6 (4), 1-1

2. Studie I

2.11 Appendix

Appendix

The distribution of vegetation types on peat soils in Schleswig-Holstein. The occurrences of vegetation types are classified according to the GEST model, showing the corresponding water classes and GHG emissions (Couwenberg *et al.* 2011, Reichelt 2015, Hirschelmann *et al.* 2020). In addition, the vegetation alliances are shown for the GEST types, according to Mucina *et al.* (2016). For all vegetation types, the total extent is given (in ha) as well as the division between fen and bog peat. Abbreviations: NCV = Nature Conservation Value; GWP = Global Warming Potential. For GWP and emission rates, the data shown are CO₂-equivalent (CO₂-eq) values. *Type 5 *Calthion palustris* is separated from Type 9 following Schrautzer (2004). **The GEST model does not include a direct equivalent for Type 16 (Degraded bogs with birch) which was, for this reason, assigned to Type 17.

Land use class	GEST (2021)			From Mucina <i>et al.</i> (2016)		NCV	GWP (t ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Area (ha)			Emission rate (t yr ⁻¹)
	Ecosystem type	Type No	Water class	Vegetation alliances	Code			Total	Bogs	Fen, Gytjtja	
Intensively managed	Dry to moderately moist arable land	1	2+, 2-	-	-	-	37.5	8,251	257	7,994	309,413
	Dry to moderately moist grassland	2	2+, 2-	Cynosurion cristati	MOL-01C	-	25.0	69,440	11,035	58,405	1,736,000
Moderately managed	Moist grassland	3	3+, 2+	Potentillion anserinae	MOL-10A	-	19.5	8,189	2,499	5,690	159,686
	Moist to very moist grassland	4	4+, 3+	Potentillion anserinae	MOL-10A	+	14.5	359	124	235	5,206
	Moist to very moist grassland	5	4+, 3+	Calthion palustris*	MOL-05B	++	14.5	5,081	1,413	3,668	73,675
Low land use intensity	Wet small sedges (base-rich)	6	4+, 5+	Caricion davallianae	SCH-01A	+++	3.0	104	40	64	312
	Wet small sedges (base-poor)	7	4+, 5+	Caricion fuscae / Molinion caeruleae	SCH-03B/ MOL-05A	+++	3.0	218	129	89	654
	Wet small sedges (base-poor)	8	4+, 5+	Sphagno warnstorffii-Tomentypnion nitentis/ Magnocaricion elatae	SCH-02D/ PHR-04A	+++	3.0	495	295	200	1,485
	Very moist grasslands	9	4+	Calthion palustris	MOL-05B	+++	5.0	48	0	48	240

2. Studie I

Land use class	GEST (2021)			From Mucina <i>et al.</i> (2016)		NCV	GWP (t ha ⁻¹ yr ⁻¹)	Area (ha)			Emission rate (t yr ⁻¹)
	Ecosystem type	Type No	Water class	Vegetation alliances	Code			Total	Bogs	Fen, Gytja	
Abandoned areas	Very moist meadows, forbs	10	4+, 3+	Archangelicion litoralis	EPI-05B	++	15.5	2,259	453	1,806	35,015
	Wet tall sedges	11	5+	Magnocaricion elatae	PHR-04A	++	7.0	2,001	915	1,086	14,007
	Wet reeds	12	5+	Phragmition communis	PHR-01A	++	6.5	2,350	383	1,967	15,275
Bogs	Very moist <i>Sphagnum</i> lawn	13	5+, 4+	Scheuchzerion palustris	SCH-04A	+++	-3.0	1,116	1,007	109	-3,348
	<i>Sphagnum</i> hollows	14	5+, 4+	Sphagnion medii	OXY-02B	+++	4.0	2,801	2,473	328	11,204
	Very moist bog heath	15	4+	Ericion tetralicis	OXY-01A	+++	4.0	110	107	3	440
	Degraded bogs with birch	16	4+, 3+*			+	18.0	1,380	1,228	152	24,840
	Moist to very moist acidic <i>Molinia</i> meadows	17	4~			+	18.0	2,493	1,887	606	44,874
	Moist bog heath	18	3+			++	12.5	412	330	82	5,150
	Moist bare peat	19					9.0	6	2	4	54
Forests	Spring forest	20	5+, 4+	Alnion- glutinosae	ALN-01A	+++	5.0	254			1,270
	Swamp forest	21	5+, 4+	Alnion- glutinosae	ALN-01A	+++	7.5	5,810			43,575
	Drained forests	22	3~	Alnion incanae	POP-02A	-	30.5	9,248			282,064
"Further"	Ditches, lakeshores	23				-	51.0	1,476	429	1,047	75,276
	Others	24				-	22.0	4,215	1,313	2,902	92,730
Totals								128,116			2,929,095

3. Studie II:

Bedeutung der Moorböden und weiterer kohlenstoffreicher Böden für den Natur- und Klimaschutz in Schleswig-Holstein

Importance of peatlands and other carbon-rich soils for nature conservation and climate protection in Schleswig-Holstein

Tjark Martens¹, Michael Trepel² und Joachim Schrautzer¹

¹: Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Ökosystemforschung, Abteilung Angewandte Ökologie, Ohlshausenstraße 75, 24118 Kiel

²: Ministerium für Energiewende, Klimaschutz, Umwelt und Natur des Landes Schleswig-Holstein, Mercatorstraße 3, 24106 Kiel

3.1 Zusammenfassung

Schleswig-Holstein zählt mit ca. 160.000 ha kohlenstoffreichen Böden zu den moorreichen Bundesländern und hat sich die Reduktion von Treibhausgasemissionen und den Erhalt der Biodiversität auf kohlenstoffreichen Böden als Ziel der Bemühungen für den Klima- und Artenschutz gesetzt. Die vorliegende Studie zeigt eine Übersicht über die Treibhausgasemissionen und den naturschutzfachlichen Wert der kohlenstoffreichen Böden des Bundeslandes. Aktuell emittieren diese Böden in Schleswig-Holstein ca. 3.900.000 t CO₂ äq. a⁻¹ und tragen damit zu ca. 16% der Gesamtemissionen des Bundeslandes bei. Der nach naturschutzfachlichen Kriterien besten Qualität entsprechen dabei noch etwa 6% der Untersuchungskulisse. Dabei sind naturnahe Kleinseggenrasen (<1%) und naturnahe Hochmoorstadien (ca. 1%) vom Aussterben bedroht. Um die Natur- und Klimaschutzziele zu erreichen, bedarf es großer Anstrengungen hinsichtlich der Wiedervernässung kohlenstoffreicher Böden. Das größte Treibhausgas-Reduktionspotential geht dabei von den intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen aus, aber auch die Vernässung von Brachen und entwässerten Waldmooren würde zur Verbesserung der Klimabilanz nennenswert beitragen. Mit der in dieser Studie ergänzend vorgenommenen Beurteilung des Naturschutzwertes wird bei konkreten Flächenplanungen eine Abwägung der Ziele des Natur- und Klimaschutzes möglich.

Schlagwörter: Kohlenstoffreiche Böden, Treibhausgasemissionen, Biodiversität, Naturschutzwert, Landnutzung, Nationale Moorschutzstrategie, Schleswig-Holstein

3. Studie II:

3.2 Abstract

With approximately 160 k ha of histosols, Schleswig-Holstein is one of the peatland-rich German federal states and has set the reduction of greenhouse gas emissions and the enhancement of biodiversity on histosols as a goal of conservation efforts. This study presents an overview of greenhouse gas emissions and conservation values of histosols in this state. Currently, the histosols of Schleswig-Holstein emit about 3.9 million t CO₂ eq. a⁻¹, contributing to about 16% of the state's total emissions. The best quality according to biodiversity criteria corresponds to about 6% of the study area. Near-natural small sedge meadows (<1%) and near-natural raised bogs (approx. 1%) are highly threatened. In order to achieve nature and climate protection goals, great efforts are required with regard to the rewetting of histosols. The greatest greenhouse gas reduction potential originates from intensively used agricultural land, but the rewetting of fallows and drained forest also make a significant contribution to improve the climate balance. With the additional assessment of the nature conservation value in this study, it will be possible to weigh the goals of nature conservation and climate protection in concrete land use planning.

Keywords: Histosols, greenhouse gas emissions, biodiversity, nature conservation value, land use, national peatland conservation strategy, Schleswig-Holstein

3.3 Einleitung

Mit einem Anteil von knapp 10 % an der Landesfläche prägen kohlenstoffreiche Böden das Landschaftsbild in Schleswig-Holstein (SH) (LLUR 2015). Hierzu gehören nach bodenkundlichen Kriterien die Moorböden im engeren Sinn sowie Anmoore bzw. Moorfolgeböden und Moorgleye (Ad-hoc-AG Boden 2005). Diese Böden haben je nach Nutzungsintensität und -geschichte sowie der damit verbundenen Entwässerung durch Torfmineralisierung und Freisetzung von Treibhausgasen (THG) unterschiedlich hohe Bedeutungen für den Klimaschutz und sind wichtige Elemente des Natur- und Umweltschutzes (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2020). Sie sind je nach Entwässerung und hydrologischer Einbindung in die Landschaft relevant für die Emission von THG, aber auch für die Rückhaltung von Nährstoffen oder die Dämpfung von Hochwasserwellen (Joosten, Clarke 2002). Für eine erfolgreiche Umsetzung nationaler Vorgaben wie z. B. aus dem Aktionsprogramm Moorschutz des Bundesumweltministeriums (BMUV 2022) werden auf Ebene der Bundesländer valide Daten zu THG-Freisetzungsraten und zur Qualität der kohlenstoffreichen Böden benötigt. Diesem Anspruch folgend ist es Ziel des vorliegenden Beitrags, für SH die THG-Emissionen sowie den Naturschutzwert der botanischen Artenvielfalt (NBV) der kohlenstoffreichen Böden abzuleiten. Die Ergebnisse werden genutzt, um wichtige Handlungsfelder für den Moor- und Klimaschutz unter Berücksichtigung des botanischen

3. Studie II:

Artenschutzes in SH herauszuarbeiten. Darüber hinaus werden unterschiedliche Bilanzierungsansätze zur Beurteilung der Klimarelevanz kohlenstoffreicher Böden (Jensen et al. 2008; Tiemeyer et al. 2020; Martens et al. 2022) am Beispiel von SH einander gegenübergestellt und kritisch beleuchtet.

3.4 Untersuchungsgebiet

SH zählt mit ca. 160.000 ha kohlenstoffreichen Böden (Tabelle 3.1) zu den moorreichen Bundesländern und wurde geomorphologisch durch die beiden letzten Eiszeiten geprägt. Das Klima in SH ist subozeanisch. Die Niederschlagsmengen nehmen im Mittel von Nordwest (800 – 900 mm/Jahr) nach Südost (550 – 700 mm/Jahr) hin ab (LLUR 2020). Durch die meist hohen Niederschläge und die Geomorphologie von SH herrschen im gesamten Bundesland gute Bedingungen für die Entstehung unterschiedlicher Moorböden und kohlenstoffreicher Böden (LLUR 2015). Die kohlenstoffreichen Böden sind durch zumeist intensive landwirtschaftliche Grünlandnutzung (bis zu fünf Grünlandschnitte pro Jahr) geprägt. Neben der intensiven Nutzung finden sich auch viele weitere Nutzungsformen von einer moderaten Nutzung (bis zu drei Grünlandschnitte pro Jahr) bis hin zu unterschiedlichen Brachestadien.

3.5 Methoden

Für die flächenhaften Analysen und die Auswertungen der einzelnen Teilaspekte wurden digital verfügbare Informationen zur Moorverbreitung und zum Vorkommen von Biotop- und Nutzungstypen verwendet. Im Folgenden werden die verwendeten Datengrundlagen vorgestellt.

3.5.1 Moorkulisse/kohlenstoffreiche Böden

Für die landesweite Betrachtung wurde eine Verbreitungskarte der kohlenstoffreichen Böden des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (LLUR) des Landes SH herangezogen (LLUR 2015). Diese Datenbank fasst moorkundliche Informationen aus unterschiedlichen Quellen wie geologischen Übersichtskarten, der forstlichen Standortkartierung und der Bodenschätzung in SH zusammen. In dieser Studie wurden die Moorböden mit einer Torfauflage von ≥ 30 cm und ≥ 30 % organischer Masse als Moore definiert (Ad-hoc-AG Boden 2005). Außerdem wurden für diese Auswertung die weiteren kohlenstoffreichen Böden berücksichtigt. Diese Böden weisen nach deutscher Definition nicht mehr die nötigen Kennzeichen von Moorböden auf. Bei der Bilanzierung der kohlenstoffreichen Böden wurden diese Bodentypen trotzdem berücksichtigt, da sie sich zu Moorböden (Anmoore) entwickeln können oder aus diesen hervorgegangen sind (Moorfolgeböden; Ad-hoc-AG Boden 2005).

3.5.2 Biotoptypen/Landnutzung

Für die Charakterisierung der Biotoptypen auf Moorböden bzw. kohlenstoffreichen Böden in SH wurde die aktuelle landesweite Biotopkartierung des Landes SH 2014 – 2020

3. Studie II:

herangezogen (LLUR 2022). Diese Kartierung bietet einen Überblick über die landesweite Verbreitung geschützter und nicht geschützter Biotoptypen. Außerdem ist der aktuelle Stand der Fauna-Flora-Habitat (FFH)-Kartierung (FFH-Richtlinie; European Commission 2007) in der aktuellen Biotopkartierung enthalten (LLUR 2022). Für die Moorböden unter Wald wurde eine Studie von Schrautzer et al. (2021) für die Auswertung herangezogen, in der die Wälder auf Moor klassifiziert und die Emissionen aus den Moorböden abgeschätzt wurden.

Die verwendeten Datensätze geben einen umfangreichen Einblick in die Verbreitung der Vegetation auf Moorböden des Bundeslandes. Jedoch decken diese Datensätze nicht die gesamte Moorbodenkulisse ab. Aus diesem Grund wurden in einem weiteren Schritt die Nutzungs- und Landbedeckungsdaten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKos) und des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) (AdV 2003) in die Flächenkulisse aufgenommen. Aus den Nutzungs- und Landbedeckungsdaten war es möglich, Einheiten für die darauffolgende Ableitung von THG-Emissionen zu bilden.

Tabelle 3.1: Statistische Kennwerte zur Verbreitung von Moorböden und weiteren kohlenstoffreichen Böden in Schleswig-Holstein (Stand: 11/2022).

Einheit	Fläche [ha]	Anteil an Landesfläche [%]
Kohlenstoffreiche Böden	160.797	10,17
Anmoore/Moorgleye	32.681	2,07
Moore im eigentlichen Sinne	128.116	8,11
-Hochmoore	26.319	1,67
-Niedermoore, Gytja	101.797	6,44

3.5.3 Auswertung der Daten

Alle vorhandenen Daten wurden mit einem geographischen Informationssystem (GIS; Version: ArcGIS 10.7.1) verarbeitet. Die Auswertung beruht auf einem hierarchischen Ansatz, bei dem die Biotopinformationen in entsprechende phytosoziologische Einheiten überführt wurden. Hierbei wurde darauf geachtet, dass die Einheiten dem Klassifikationssystem von Mucina et al. (2016) entsprechen, da dieses für Europa aktuell weitestgehend akzeptiert ist. Die Liste der Vegetationseinheiten wurde durch regionale Klassifikationseinheiten ergänzt, da diese mit den Standortfaktoren im Bundesland korrespondieren (Dierßen et al. 1988; Scholle, Schrautzer 1993; Schrautzer, Wiebe 1993; Wiebe 1998; Schrautzer 2004). Durch diese Transformationsprozesse war es möglich, die Vegetationseinheiten den Einheiten des GEST-Modells (**G**reenhouse **G**as **E**missions **S**ite **T**ypes; Couwenberg et al. 2008; Couwenberg, Fritz 2012) zuzuordnen, da diese ebenfalls auf der Vegetation und den korrespondierenden Standortfaktoren basieren.

3. Studie II:

Für die Ableitung der THG-Emissionen wurden in dieser Studie die Vegetation und der damit eng verbundene jährliche mittlere Wasserstand als Proxys verwendet (Couwenberg et al. 2008, 2011; Couwenberg, Fritz 2012). Die Bodenfeuchte korreliert stark mit den freigesetzten THG-Emissionen (Berglund, Berglund 2011; Bartelheimer, Poschlod 2016) und ist somit direkt an den THG-Flüssen in Mooren beteiligt (Couwenberg, Fritz 2012; Gray et al. 2013; Karu et al. 2014; Dunn et al. 2016; Goud et al. 2017; Strack et al. 2017; Liu et al. 2020). Das GEST-Modell von Couwenberg et al. (2011) wird ständig ergänzt, für die vorliegende Studie wurden die aktuellsten Methoden verwendet (Reichelt et al. 2015; Hirschelmann et al. 2020). Bei der Auswertung der Daten wurden einige Annahmen ergänzt. Für den Vegetationstyp „Degradiertes Hochmoor mit Birken“ wurde ein Freisetzungspotenzial von $18 \text{ t CO}_2 \text{ äq.} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Kohlenstoffdioxid-Äquivalente pro Hektar und Jahr) angenommen. Dieser Wert entspricht der GEST-Einheit „Feuchte bis sehr feuchte saure *Molinia*-Wiesen“. In SH sind die Wasserstände dieser beiden Vegetationstypen einander ähnlich. Aus diesem Grund wurden die gleichen Treibhauspotenziale (engl. Global Warming Potential – GWP) verwendet. Außerdem kamen für Wälder auf Moorböden die Ergebnisse einer Studie von Schrautzer et al. (2021) zum Einsatz, wobei diese Ergebnisse nur die Prozesse in den Böden berücksichtigen.

Für ca. 4.300 ha existierten keine GEST-Einheiten (Siedlungselemente, Hecken etc.). Für diese Flächen wurde der Standard des Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) für tief entwässerte, nährstoffreiche Grünländer in der gemäßigten Klimazone angewendet (IPCC 2014). Auf diese Weise war es möglich, eine komplette Bilanz der THG-Emissionen für SH zu generieren. In Anlehnung an die Vorgehensweise in Brandenburg (Reichelt 2021) und Mecklenburg-Vorpommern (Hirschelmann et al. 2020) wurden für die kartographische Darstellung der THG-Emissionen insgesamt sechs GWP-Klassen gebildet (Abbildung 3.5). Diese erlauben eine Differenzierung in stark und schwach emittierende Moorböden bzw. Moorböden mit fast ausgeglichener oder negativer THG-Bilanz.

3. Studie II:

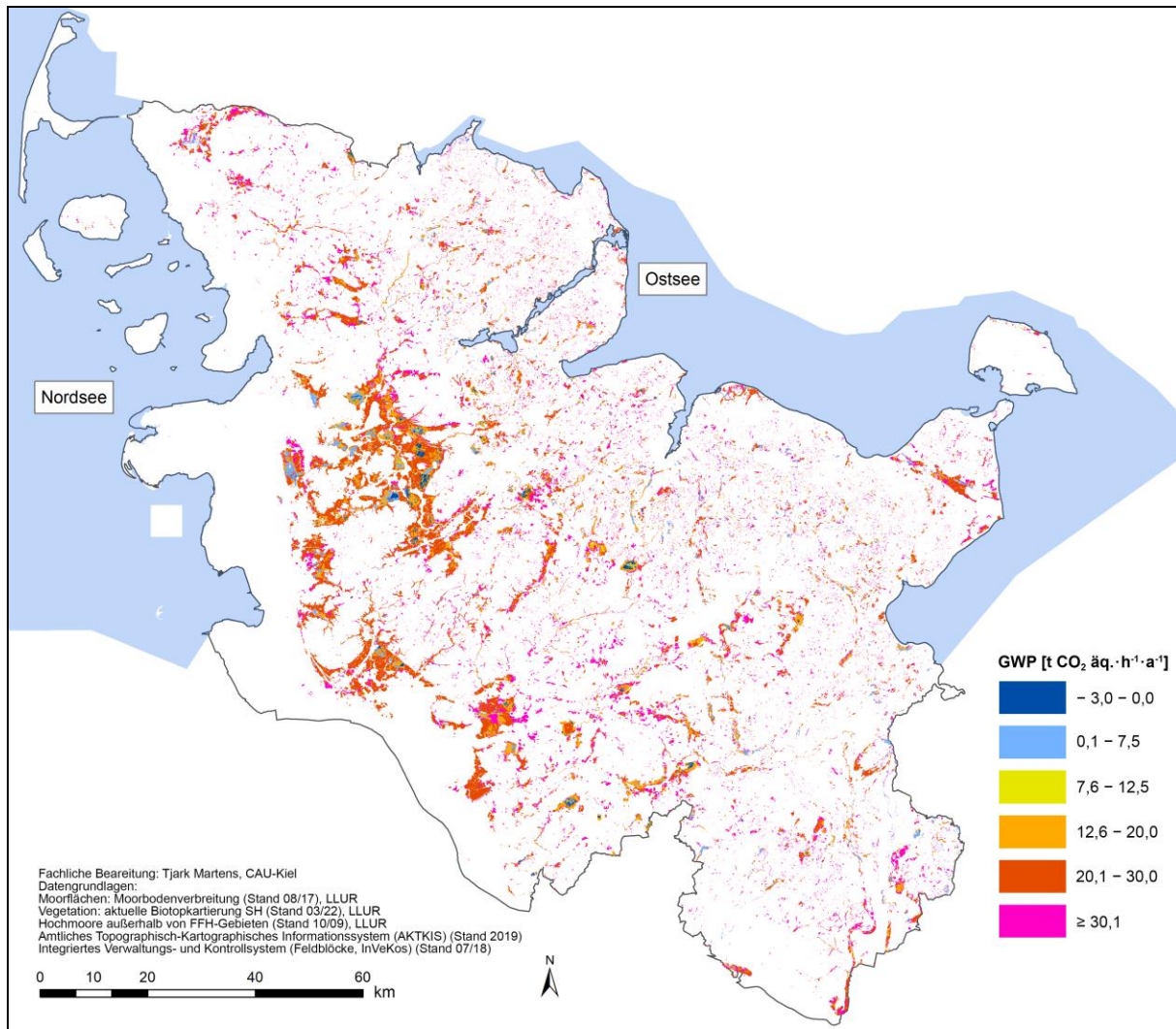


Abbildung 3.1: Übersicht über die Treibhausgas (THG)-Emissionen aus Moorböden und weiteren kohlenstoffreichen Böden Schleswig-Holsteins. Die THG-Emissionen wurden in sechs Kategorien des Treibhauspotenzials (Global Warming Potential – GWP) eingeteilt.

Der hier gewählte Ansatz zur Beurteilung der Ökosysteme basiert auf Biotoptypen und ist weitgehend kompatibel mit der Methodik der Roten Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands (Finck et al. 2017). Damit sollte es möglich sein, zumindest für die moorreichen norddeutschen Bundesländer den hier gewählten Ansatz zur Ermittlung der Relevanz von Moorböden und weiteren kohlenstoffreichen Böden unter Einbeziehung der Bedeutung der botanischen Artenvielfalt zu verwenden. Zur Gegenüberstellung der Bedeutung von Moorböden für den Klimaschutz und für den Naturschutz wurde für jeden Biotoptyp dessen NBV anhand einer vierstufigen Skala (Klassen 1 – 4) definiert. Dieser Wert orientiert sich zunächst an rechtlichen Schutzkategorien der europäischen FFH-Richtlinie und des § 30 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG; „gesetzlich geschützte Biotope“). Obwohl in der vorliegenden Studie alle Biotoptypen, die diese Definitionen erfüllen, einen hohen Schutzstatus erhalten, ist festzuhalten, dass die Einheiten mit FFH-Status alle auf meso-oligotrophe Standortbedingungen angewiesen sind. Man kann deshalb davon ausgehen, dass in deren Pflanzenbeständen potenziell die meisten charakteristischen Moorarten vorkommen

3. Studie II:

(Hammerich et al. 2022). Auf der anderen Seite können alle Biotoptypen ohne diesen Status als eutroph eingestuft werden. Die naturschutzfachliche Beurteilung von Biotoptypen ohne rechtlichen Schutzstatus erfolgte nach dem potenziellen Vorkommen eutraphenter (an nährstoffreiche Standorte gebundener) Nässe- bzw. Feuchtezeiger und der Standardliste der Biotoptypen von SH (LLUR 2022). Zur Orientierung dienten hier die bereits erwähnten einschlägigen regionalen Übersichtswerke (Dierßen et al. 1988; Scholle, Schrautzer 1993; Schrautzer, Wiebe 1993; Wiebe 1998; Schrautzer 2004).

3.6 Ergebnisse

3.6.1 THG-Emissionen

Tabelle 3.2: Ergebnisse der Bilanzierung des naturschutzfachlichen Werts der botanischen Artenvielfalt (NBV) und der Treibhausgas (THG)-Emissionen der Moorböden und weiteren kohlenstoffreichen Böden Schleswig-Holsteins. Die Biotoptypen sind in übergeordneten Klassen aggregiert dargestellt. Ihre exakte Aufteilung und Zuordnung ist Zusatztable 1 zu entnehmen.

Biotoptyp (übergeordnete Klasse)	Vegetationseinheiten	NBV- Klassen*	Fläche [ha]	Flächen anteile [%]	THG- Emissionen [tCO ₂ äq. a ⁻¹]	THG- Anteile [%]
Acker	Alle Ackerflächen	4	13.647	8,5	518.233	13,4
Grünland	Kleinseggenrasen	1	472	0,3	2.413	0,1
	Artenreiches Feuchtgrünland	2	5.037	3,1	73.042	1,9
	Frisches bis feuchtes Grünland	3	8.190	5,1	159.707	4,1
	Artenarmes bis mäßig artenreiches Grünland	4	90.861	56,5	2.312.344	59,9
	Zwischensumme Grünland		104.560	65,0	2.547.506	66,0
Hochmoorstadien	Naturnahe Hochmoorstadien	1	1.891	1,2	- 3.579	0,1
	Hochmoor- Regenerationsstadien	2	1.397	0,9	2.057	0,1
	Hochmoor- Degradationsstadien	3	8.327	5,2	149.894	3,9
	Zwischensumme Hochmoorstadien		11.639	7,2	148.372	3,8
Röhrichte/ Großseggenriede/ Hochstaudenriede	Schilf-, Rohrkolbenröhricht, Sumpfreitgrasried	1	3.312	2,1	21.802	0,6
	Weitere Röhrichte, Großseggen-, Hochstaudenriede	2	6.160	3,8	69.670	1,8
	Zwischensumme Röhrichte		9.472	5,9	91.472	2,4

3. Studie II:

	Großseggenriede/ Hochstaudenriede					
Wälder	Typische Bruchwälder, Quellwälder, Moorwälder	1	4.120	2,6	29.171	0,8
	Weitere Bruchwälder	2	213	0,1	1.594	0
	Feucht-, Sumpfwälder mit typischen Baumarten	3	2.893	1,8	88.240	2,3
	Weitere Feucht-, Sumpfwälder	4	7.644	4,8	233.130	6,0
	Zwischensumme Wälder		14.870	9,2	352.135	9,1
Weitere Einheiten	Gewässer, Bebauung, sonstige Einheiten	4	6.609	4,1	201.399	5,2
		Summe	160.797		3.859.117	
NBV = Naturschutzwert der botanischen Artenvielfalt, THG = Treibhausgas * NBV-Klassen: 1 = sehr hoher Wert der botanischen Vielfalt, 2 = hoher Wert der botanischen Vielfalt, 3 = mäßiger Wert der botanischen Vielfalt, 4 = geringer Wert der botanischen Vielfalt						

Die THG-Emissionen aus ca. 160.000 ha kohlenstoffreichen Böden in SH betragen insgesamt ca. 3.900.000 t CO₂ äq. · a⁻¹ (Abbildung 3.5 bzw. Tabelle 3.2). Die größte Quelle von THG-Emissionen ist dabei das artenarme bis mäßig artenreiche Grünland mit ca. 2.300.000 t CO₂ äq. · a⁻¹ (für die prozentuale Verteilung der THG-Emissionen aus kohlenstoffreichen Böden auf die einzelnen aggregierten Biotoptypen siehe Abbildung 3.2). Dieser Grünlandtyp ist sowohl auf Moorböden wie auch auf anmoorigen Standorten zu finden. Insgesamt ist das artenarme bis mäßig artenreiche Grünland auf ca. 91.000 ha der Fläche vertreten, das entspricht etwa 56 % der gesamten Kulisse. Eine weitere große Emissionsquelle aus der Landwirtschaft sind die Ackerflächen (Tabelle 3.2). Diese emittieren ca. 520.000 t CO₂ äq. · a⁻¹ von ca. 14.000 ha Fläche (8 % der Gesamtkulisse). Neben der landwirtschaftlichen Nutzung tragen auch die durch die Forstwirtschaft genutzten entwässerten Wälder auf Moorböden auf einer Fläche von ca. 11.000 ha (7 %) mit insgesamt ca. 320.000 t CO₂ äq. · a⁻¹ (8 %) zur Gesamtbilanz bei (Feucht- und Sumpfwälder mit typischen Baumarten sowie weitere Feucht- und Sumpfwälder; Tabelle 3.2).

3. Studie II:

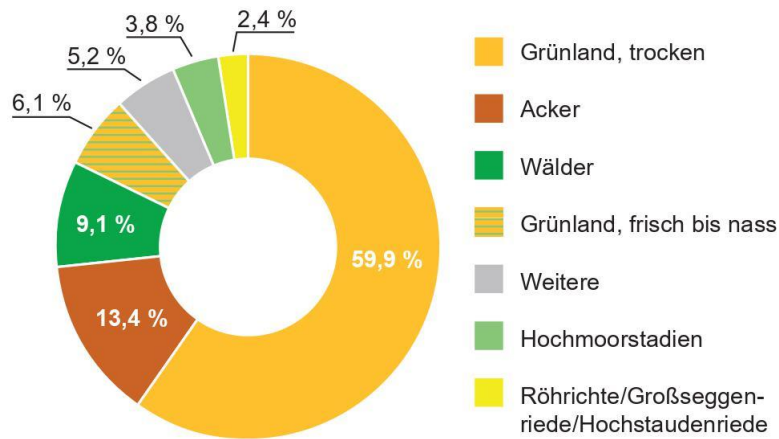


Abbildung 3.2: Prozentuale Verteilung der Treibhausgas (THG)-Emissionen aus Moorböden und weiteren kohlenstoffreichen Böden (160.797 ha) in Schleswig-Holstein. Dargestellt sind die Biotoptypen (Grünland trocken, Acker, Wälder, Grünland frisch bis nass, weitere Biotoptypen, Hochmoorstadien, Röhrichte/Großseggenriede/Hochstaudenriede).

Die höchsten Emissionen von nicht genutzten Flächen resultieren aus degradierten Hochmooren. Hier werden auf einer Fläche von ca. 8.300 ha (5 %) ca. 150.000 t CO₂ äq. · a⁻¹ (4 %) freigesetzt (Hochmoor-Degradationsstadien, Tabelle 3.2). Ein Grund hierfür ist das relativ große Vorkommen degradierter Hochmoore auf nicht genutzten Flächen. Nicht genutzte Hochmoorflächen sind häufig in Naturschutzgebieten zu finden, wo Vernässungsmaßnahmen oft noch nicht umgesetzt wurden.

Im Gegensatz zu den genannten THG-Quellen existieren auch THG-Senken. Die naturnahen Hochmoorstadien nehmen in SH eine Fläche von ca. 1.900 ha (1,2 %) ein. Auf diesen Flächen werden im Jahr ca. 3.600 t CO₂ äq. · a⁻¹ potenziell gebunden (Tabelle 3.2).

3.6.2 Naturschutzwert der botanischen Artenvielfalt

Nur 6 % (9.786 ha) der landesweiten Moorfläche wurden in die höchste NBV-Klasse 1 eingeordnet (Abbildung 3.3). An diesen Standorten befinden sich die Wasserstände noch überwiegend nahe der Bodenoberfläche. Dabei nehmen den größten Flächenanteil typische Bruchwälder, Quellwälder und Moorwälder ein (ca. 4.100 ha; Tabelle 3.2). Bei den oligotrophen Standorten dieser Kategorie handelt es sich nasse Hochmoorstadien mit typischer Vegetation (ca. 1.900 ha naturnahe Hochmoorstadien; Tabelle 3.2). Mesotrophe Standorte mit typischen Vegetationseinheiten der Niedermoore wurden nur auf einer Fläche von 472 ha (ca. 0,1 % Kleinseggenrasen; Tabelle 3.2) nachgewiesen.

3. Studie II:

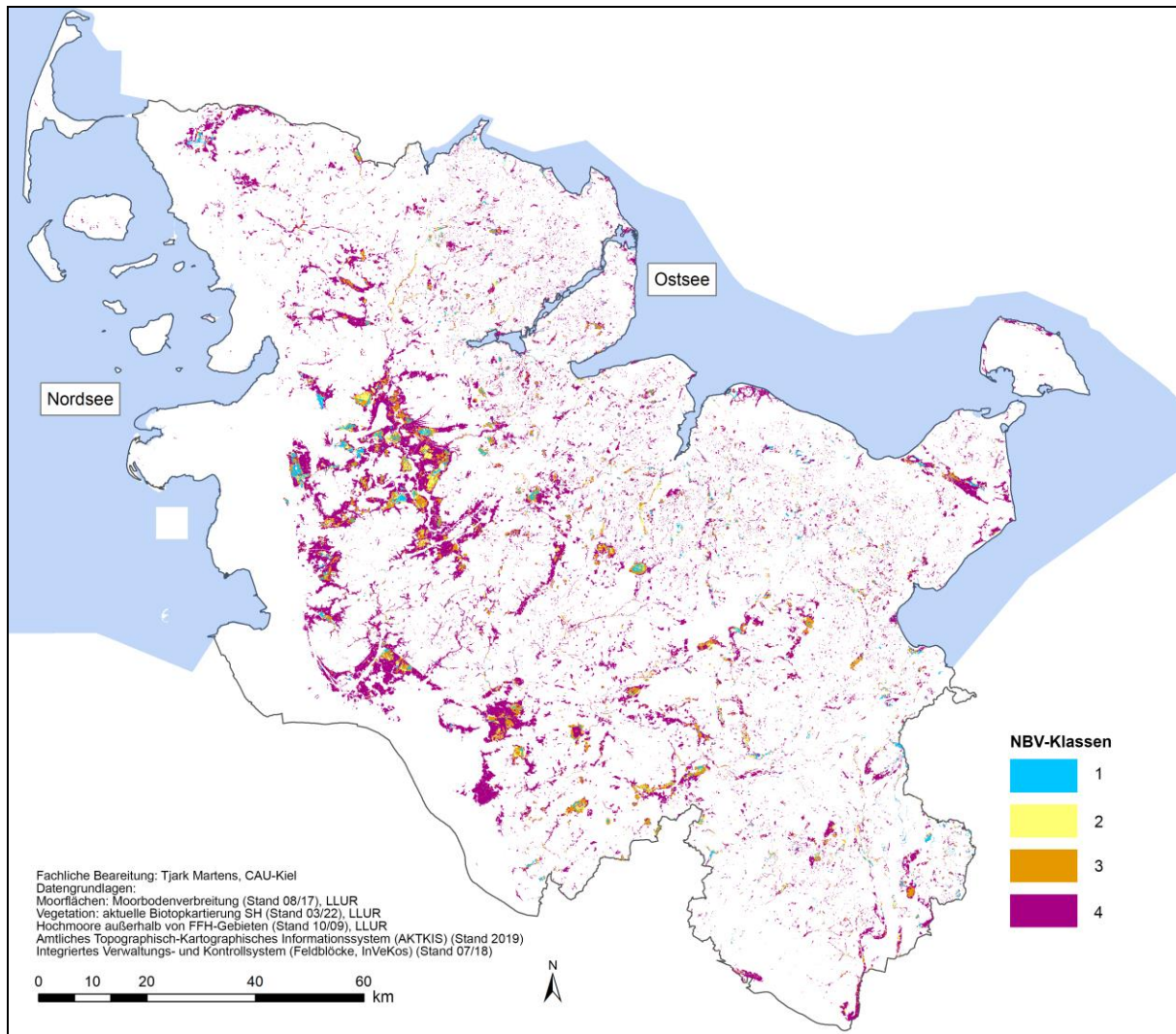


Abbildung 3.3: Übersicht über den naturschutzfachlichen Wert der botanischen Artenvielfalt (NBV), angegeben in einer vierstufigen Skala für Moorböden und weitere kohlenstoffreiche Böden Schleswig-Holsteins (NBV-Klassen: 1= sehr hoher Wert der botanischen Artenvielfalt, 2= hoher Wert der botanischen Artenvielfalt, 3= mäßiger Wert der botanischen Artenvielfalt, 4= geringer Wert der botanischen Artenvielfalt).

Weitere 6,7 % (10.823 ha) der Landesfläche erhielten die NBV-Klasse 2 (Abbildung 3.3). Dabei handelt es sich um mäßig entwässerte Systeme wie z. B. artenreiches Feuchtgrünland (ca. 5.000 ha), brachliegende eutrophe Hochstaudenriede, Großseggenriede oder Röhrichte (ca. 6.100 ha; Tabelle 3.2). Der weitaus größte Anteil der landesweiten Moorfläche (ca. 80 % bzw. ca. 125.000 ha) besteht aus Ökosystemen mit mäßiger bis geringer botanischer Artenvielfalt (NBV-Klassen 3 und 4). Davon entfällt mit ca. 91.000 ha der größte Teil auf artenarme bis mäßig artenreiche Grünlandflächen und immerhin noch ca. 14.000 ha auf Ackerflächen (Tabelle 3.2). Stark entwässerte, bewaldete Moore nehmen ca. 7.600 ha ein (Weitere Feucht-, Sumpfwälder; Tabelle 3.2).

In Abbildung 3.4 werden Handlungsnotwendigkeiten unter den Gesichtspunkten des botanischen Arten- und Klimaschutzes miteinander in Verbindung gesetzt. Dabei wurden die THG-Emissionsklassen in vier Gruppen zusammengefasst. Anschließend wurde der Handlungsbedarf in drei Kategorien eingeteilt (Grün = geringer Handlungsbedarf, ggf.

3. Studie II:

Pflegemaßnahmen oder Wildnis; Gelb = hoher Handlungsbedarf; Orange = sehr hoher Handlungsbedarf). Die Ergebnisse zeigen, dass sich in der Klasse mit geringem Handlungsbedarf die aus Sicht der botanischen Artenvielfalt wertvollsten Ökosysteme befinden. Sie weisen gleichzeitig niedrige THG-Freisetzungsraten auf. Zu dieser Klasse können 7 % der Gesamtfläche kohlenstoffreicher Böden gezählt werden. Die Klasse mit hohem Handlungsbedarf umfasst die mäßig stark emittierenden Flächen mit noch gutem bis mäßigem ökologischen Zustand. In diese Kategorie fallen 17 % der gesamten Fläche kohlenstoffreicher Böden. Die Klasse mit sehr hohem Handlungsbedarf weist die am stärksten emittierenden und aus naturschutzfachlicher Sicht wertlosesten Flächen auf. In diese Kategorie fallen 76 % der Gesamtfläche kohlenstoffreicher Böden.

THG-Klassen						
NBV-Klassen*		1 < 5 t CO ₂ äq. ha ⁻¹ a ⁻¹	2 5 – < 10 t CO ₂ äq. ha ⁻¹ a ⁻¹	3 10 – < 20 t CO ₂ äq. ha ⁻¹ a ⁻¹	4 > 20 t CO ₂ äq. ha ⁻¹ a ⁻¹	Σ
	1	1.891 ha (1 %)	7.904 ha (5 %)			9.795 ha (6 %)
	2	1.632 ha (1 %)		11.197 ha (7 %)		12.829 ha (8 %)
	3			16.517 ha (10 %)	2.893 ha (2 %)	19.410 ha (12 %)
	4				118.761 (74 %)	118.761 ha (74 %)
	Σ	3.523 ha (2 %)	7.904 ha (5 %)	27.714 ha (17 %)	121.654 ha (76 %)	160.797 ha

Abbildung 3.4: Handlungsbedarf für Moorböden und weitere kohlenstoffreiche Böden Schleswig-Holsteins. Es sind der naturschutzfachliche Wert der botanischen Artenvielfalt (NBV) und die jährlichen Treibhaus(THG)-Emissionen dargestellt. Die Einteilung des Handlungsbedarfs gliedert sich in drei Kategorien: Grün= geringer Handlungsbedarf/wenig Pflegemaßnahmen, Gelb= hoher Handlungsbedarf, Orange= sehr hoher Handlungsbedarf.

3.7 Diskussion

Für das Bundesland SH wurden die THG-Emissionen der kohlenstoffreichen Böden und der NBV der Flächen ermittelt. Diese Ergebnisse wurden genutzt, um wichtige Handlungsfelder für den Moor- und Klimaschutz herauszuarbeiten. Im Folgenden sollen unterschiedliche Bilanzierungsansätze zur Beurteilung der Klimarelevanz kohlenstoffreicher Böden einander gegenübergestellt werden.

3. Studie II:

3.7.1 THG-Emissionen

Die THG-Emissionen aus kohlenstoffreichen Böden in SH wurden von verschiedenen Autoren (Tabelle 3.3) berechnet. Die Studien unterscheiden sich voneinander hinsichtlich ihrer Bezugsräume (Moorböden, kohlenstoffreiche Böden), den damit verknüpften Flächenkulissen sowie den verwendeten Bilanzierungsansätzen. Auf den ersten Blick scheinen sich die Ergebnisse der vorliegenden Studie, die auf dem GEST-Modell basierende jährliche Bilanzierung der gesamten THG-Emissionen berücksichtigt, deutlich von den Ergebnissen zu unterscheiden, die mit der Methode von Tiemeyer et al. (2020) auf Grundlage von Emissionsfaktoren für Landnutzungskategorien erzielt wurden. Für die vorliegende Studie in SH wurden die Ergebnisse des nationalen Treibhausgasinventars nicht direkt verwendet, sondern es wurden – um flächenmäßig miteinander vergleichbare Ergebnisse zu erzielen – die Emissionsfaktoren von Tiemeyer et al. (2020) auf die vorliegenden Nutzungstypen übertragen. Die Differenzen lassen sich folgendermaßen erklären: Beim GEST-Modell werden die CO₂- und Methan (CH₄)-Emissionen für die Berechnung des GWP herangezogen, während die Bilanzierung von Tiemeyer et al. (2020) zusätzlich die Lachgas(N₂O)-Emissionen einbezieht. Allein dieser Aspekt würde nach unseren, mit den Angaben bei Tiemeyer et al. (2020) durchgeführten Abschätzungen zu einer Erhöhung des GWP um ca. 600.000 t CO₂ äq. · a⁻¹ führen. Zudem unterscheiden Tiemeyer et al. (2020) bei den THG-Emissionen von Grünland-Ökosystemen im Gegensatz zum GEST-Modell nicht zwischen stark und weniger stark emittierenden Systemen. Hinzu kommt, dass die von Tiemeyer et al. (2020) verwendeten Emissionsfaktoren für das intensiv genutzte Grünland höher liegen als die entsprechende Einheit im GEST-Modell. Berücksichtigt man diese Unterschiede, so weichen die Endergebnisse beider Bilanzierungen zumindest bezüglich der Größenordnung nur unwesentlich voneinander ab. Beide Arbeiten verdeutlichen den hohen Bedarf zur Reduktion der THG-Emissionen. Der Vorteil der Vorgehensweise der vorliegenden Studie besteht darin, dass auf der Grundlage von Biotoptypen die naturschutzfachliche Beurteilung der Moorökosysteme auf regionaler Ebene vorgenommen werden kann. Damit lassen sich räumlich explizit die Belange des Naturschutzes mit jenen des Klimaschutzes abgleichen.

3. Studie II:

Tabelle 3.3: Übersicht über die Bilanzierung der Flächen von Moorböden und weiteren kohlenstoffreichen Böden Schleswig-Holsteins sowie der Mengen dazugehöriger Treibhausgas(THG)-Emissionen.

Studie	Bezugsraum in SH	Verwendete Kriterien	Fläche [ha]	Summe THG-Emissionen [t CO ₂ äq. · a ⁻¹]	Anteil an gesamten THG-Emissionen von SH [%]
Jensen et al. (2010)	Moorböden	Biotopkartierung 1987 – 1998	145.500	2.459.373	10,3
Martens et al. (2022)	Moorböden	Biotopkartierung 2016 – 2021, InVeKoS, ATKIS-Datensatz	128.116	2.929.095	12,3
Vorliegende Studie	Kohlenstoffreiche Böden	Biotopkartierung 2016 – 2021, InVeKoS, ATKIS-Datensatz	160.797	3.859.117	16,1
Tiemeyer et al. (2020)*/nationale Berichterstattung	Kohlenstoffreiche Böden	ATKIS-Datensatz	160.943	4.969.528	20,8
* Für die Berechnung nach Tiemeyer et al. (2020) wurden für die vorliegende Studie die darin veröffentlichten Emissionsfaktoren verwendet und nicht die Ergebnisse der nationalen Berichterstattung (ein Vergleich der Ergebnisse im Bezugsraum war auf diese Weise möglich). ATKIS = Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem, InVeKoS = Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem, SH = Schleswig-Holstein, THG = Treibhausgas					

THG-Emissionen aus kohlenstoffreichen Böden tragen in SH mit ca. 16 % zu den gesamten Emissionen des Landes bei (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2020). Für SH sowie für die Bundesrepublik Deutschland existieren verschiedene Strategien zur Reduktion von THG-Emissionen aus kohlenstoffreichen Böden (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2020; BMUV 2022). Um die in diesen Strategien genannten Ziele zu erreichen bzw. um Umsetzungsschwerpunkte zu setzen, ist die Erstellung von Flächenbilanzen für großräumige Planungsansätze unabdingbar.

Größte Quelle für THG-Emissionen ist das artenarme und intensiv genutzte Grünland. Diese Vegetationseinheit nimmt in der Kulisse der kohlenstoffreichen Böden in SH die größte Fläche ein. Weitere starke Quellen von THG-Emissionen sind die Ackerflächen. Auffällig ist, dass die Fläche der Moorböden ca. 4-mal so groß ist wie jene der weiteren kohlenstoffreichen Böden. Daraus wird deutlich, dass auch Anmoore und Moorfolgeböden mit ca. 1.000.000 t CO₂ äq. · a⁻¹ eine große Rolle beim Ausstoß von THG-Emissionen spielen. Dies liegt v. a. an der überwiegend intensiven Nutzung dieser Böden.

In Martens et al. (2022) wurden für Moorböden i. e. S. Szenarien für Einsparungspotenziale vorgestellt. Die hierfür erforderlichen Maßnahmen sollten vorrangig auf die Anhebung des Wasserstands bis auf ein naturnahes Niveau zielen, denn der Wasserstand ist nachweislich der wichtigste Faktor, der die Höhe von THG-Emissionen bestimmt (Evans et al. 2021). So

3. Studie II:

würde z. B. eine moderate Vernässung aller intensiv genutzten Flächen zu Feucht- oder Nassgrünland Einsparungspotentiale von $> 900.000 \text{ t CO}_2 \text{ äq.} \cdot \text{a}^{-1}$ zur Folge haben. Bei diesem Szenario wären die vom Land SH gesetzten Ziele von $700.000 \text{ t CO}_2 \text{ äq.} \cdot \text{a}^{-1}$ bereits erreicht (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2020). Auch die Umwandlung aller Ackerflächen in Grünlandnutzung wäre sinnvoll. Ein weiterer Aspekt wäre die Vernässung aller nicht genutzter, mehr oder weniger stark entwässerter Nieder- und Hochmoorböden. Dabei könnte eine Fläche von ca. 12.000 ha ohne die Aufgabe einer landwirtschaftlichen Nutzung vernässt werden. In der Studie von Martens et al. (2022) wird auch beschrieben, wie sich die Nutzbarkeit und der NBV vernässter Flächen verändern könnte. Es ist davon auszugehen, dass sich hierdurch die Nutzungsintensität verringert und dass sich eine an nasse Bedingungen angepasste Vegetation entwickelt. Bereits ungenutzte Flächen sollten nach Möglichkeit bis hin zu einem naturnahen hydrologischen Regime vernässt werden.

Aus den Ergebnissen der THG-Emissionen ergeben sich für die kohlenstoffreichen Böden von SH THG-Emissionen von durchschnittlich $23.600 \text{ t CO}_2 \text{ äq.} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Im Vergleich dazu werden durchschnittlich aus den Moorböden Brandenburgs $25.000 \text{ t CO}_2 \text{ äq.} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ und in Mecklenburg-Vorpommern $20.800 \text{ t CO}_2 \text{ äq.} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ freigesetzt (Hirschelmann et al. 2020; Reichelt 2021).

3.7.2 Naturschutzwert der botanischen Artenvielfalt

In SH haben die kohlenstoffreichen Böden ihre positiven Ökosystemleistungen weitestgehend verloren (Martens et al. 2022). Intensiv genutzte Grünlandbestände dominieren die Landschaft und auf nur noch 6 % der betrachteten Fläche sind Vegetationsbestände mit der höchsten NBV-Klasse vorhanden. Artenreiche Kleinseggenrasen, naturnahe Hochmoorstadien oder artenreiche Feuchtwiesen sind in der Kulturlandschaft fast vollständig verschwunden und werden nur noch vereinzelt durch Bemühungen des Naturschutzes erhalten. Dennoch haben gerade diese Maßnahmen für die Erhaltung der Biodiversität eine fundamentale Bedeutung (Schrautzer et al. 2013; Seer, Schrautzer 2014; Lamers et al. 2015). Als weiteres Beispiel für die positiven Effekte von Naturschutzmaßnahmen auf die Klimarelevanz können Hochmoorvernässungsprojekte angesehen werden. Aktuell befinden sich ca. 2.000 ha vernässte Hochmoorflächen in verschiedenen Qualitätsstufen (torfmoosreich bis vegetationsarm) in SH. Der größte Teil der Hochmoorstadien ist jedoch immer noch den degradierten Sukzessionsstadien zuzuordnen und unterstreicht auch hier den hohen Handlungsbedarf.

Auch die bewaldeten kohlenstoffreichen Böden von SH sind unter Naturschutzgesichtspunkten in einem schlechten Zustand (Schrautzer et al. 2021). Da es sich überwiegend um eutrophe Ökosysteme handelt, sind Vernässungsmaßnahmen bewaldeter Flächen – ein ausreichendes Wasserdargebot vorausgesetzt – bezüglich der biotischen

3. Studie II:

Entwicklungspotenziale wahrscheinlich erfolgversprechender als Maßnahmen, die von der Vernässung stark degradierter Acker- und Grünlandflächen ausgehen.

3.8 Fazit

SH ist ein gutes Beispiel für eine intensiv genutzte Kulturlandschaft mit den v. a. auf organischen Böden auftretenden Problemen. Dazu gehören u. a. die Freisetzung großer Mengen THG wie auch der Rückgang und Verlust der Biodiversität. Die Haupttreiber dieser negativen Entwicklungen sind landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen (Acker- und Grünland) auf 76 % der Kulisse. Hier besteht aus Klimaschutz- und Biodiversitätsgesichtspunkten ein sehr hoher Handlungsbedarf und somit finden sich hier auch die größten Potenziale zur Verbesserung des Zustands der kohlenstoffreichen Böden. Es wird außerdem deutlich, dass auf weiteren 17 % der Kulisse ein ebenfalls hoher Handlungsbedarf besteht. Nur bei einem kleinen Teil der kohlenstoffreichen Böden von 2 % der Kulisse besteht ein geringer Handlungsbedarf, wobei auch bei diesen Flächen Pflegemaßnahmen unabdingbar sind. Außerdem ist allen Akteuren mittlerweile klar, dass für das Erreichen der bundes- und landesweiten Klima- und Biodiversitätsziele (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2020; BMUV 2022) zeitnah und konsequent gehandelt werden muss. Die Ergebnisse zeigen neben den Vegetationseinheiten auch die Verbreitungsschwerpunkte von Flächen, die für den Klimaschutz und den botanischen Artenschutz von hohem Interesse sind, bzw. von Flächen, die einen hohen Handlungsbedarf aufweisen. Auf Grundlage der vorliegenden Ergebnisse könnten Schwerpunkträume für Maßnahmen ermittelt werden.

3.9 Literatur

Ad-hoc-AG Boden/Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart. Stuttgart: 438 S.

AdV/Arbeitsgemeinschaft der Vermessungsverwaltungen der Länder der Bundesrepublik Deutschland (2003): ATKIS-Objektkartenkatalog Basis DLM. AdV: 438 S.

Bartelheimer M., Poschlod P. (2016): Functional characterizations of Ellenberg indicator values – A review on ecophysiological determinants. Functional Ecology 30(4): 506 – 516. DOI: 10.1111/1365-2435.12531

Berglund Ö., Berglund K. (2011): Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. Soil Biology and Biochemistry 43(5): 923 – 931. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.01.002

BMUV/Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (Hrsg.) (2022): Nationale Moorschutzstrategie. BMUV. Bonn: 57 S.

3. Studie II:

Couwenberg J., Augustin J. et al. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Endbericht. Institut für Dauerhaft Umweltgerechte Entwicklung von Naturräumen der Erde (DUENE) e. V. Greifswald: 33 S.

Couwenberg J., Fritz C. (2012): Towards developing IPCC methane “emission factors” for peatlands (organic soils). *Mires and Peat* 10(3): 1 – 17.

Couwenberg J., Thiele A. et al. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologica* 674(1): 67 – 89. DOI: 10.1007/s10750-011-0729-x

Dierßen K., Glahn H. von et al. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege 6: 157 S.

Dunn C., Jones T.G. et al. (2016): Plant species effects on the carbon storage capabilities of a blanket bog complex. *Wetlands* 36(1): 47 – 58. DOI: 10.1007/s13157-015-0714-7

European Commission (2007): Interpretation manual of European Union habitats. EUR 27. European Commission, DG Environment. Brüssel: 142 S.

Evans C.D., Peacock M. et al. (2021): Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature* 593(7.860): 548 – 552. DOI: 10.1038/s41586-021-03523-1

Finck P., Heinze S. et al. (2017). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 3., fortgeschr. Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 637 S.

Goud E.M., Moore T.R., Roulet N.T. (2017): Predicting peatland carbon fluxes from non-destructive plant traits. *Functional Ecology* 31(9): 1.824 – 1.833. DOI: 10.1111/1365-2435.12891

Gray A., Levy P.E. et al. (2013): Methane indicator values for peatlands: A comparison of species and functional groups. *Global Change Biology* 19(4): 1.141 – 1.150. DOI: 10.1111/gcb.12120

Hammerich J., Dammann C. et al. (2022): Assessing mire-specific biodiversity with an indicator based approach. *Mires and Peat* 28(32): 1 – 29. DOI: 10.19189/MaP.2021.SJ.StA.2205

Hirschelmann S., Tanneberger F. et al. (2020): Moore in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext nationaler und internationaler Klimaschutzziele – Zustand und Entwicklungspotenzial. *Faktensammlung. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe* 03/2020: 33 S.

3. Studie II:

IPCC/Intergovernmental Panel on Climate Change (2014): 2013 supplement to the 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Wetlands. IPCC. Genf: 354 S.

Jensen R., Couwenberg J., Trepel M. (2010): Bilanzierung der Klimawirkung von Moorböden in Schleswig-Holstein. Telma 40: 215 – 228. DOI: 10.23689/fidgeo-3008

Joosten H., Clarke D. (2002): Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group and International Peat Society. Totnes, Devon 304 S.

Karu H., Pensa M. et al. (2014): Carbon fluxes in forested bog margins along a human impact gradient: Could vegetation structure be used as an indicator of peat carbon emissions? Wetlands Ecology and Management 22: 399 – 417. DOI: 10.1007/s11273-014-9339-5

Lamers L.P., Vile M.A. et al. (2015): Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: From trial and error to an evidence-based approach. Biological Reviews 90(1): 182 – 203. DOI: 10.1111/brv.12102

Liu W., Grootjans A.P. et al. (2020): Estimation of greenhouse gas emission reductions based on vegetation changes after rewetting in Drentsche Aa brook valley. Mires and Peat 26(2): 1 – 14. DOI: 10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1767

LLUR/Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2015): Moore in Schleswig-Holstein: Geschichte – Bedeutung – Schutz. LLUR. Flintbek: 161 S.

LLUR/Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2020): Karte der mittleren jährlichen Niederschlagsverteilung in Schleswig-Holstein (Periode 1991 bis 2020). LLUR. Flintbek: 1 S. ((https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/H/hydrologie_und_niederschlag/Downloads/Niederschlagswasser_karteLangMittel.html))

LLUR/Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (Hrsg.) (2022): Kartieranleitung und Standardliste der Biotoptypen Schleswig-Holsteins. LLUR. Flintbek: 236 S.

Martens T., Burbaum B. et al. (2022): Climate protection and nature conservation in peatland areas: How does this match with present day agricultural practice? Mires and Peat 28(18): 1 – 15. DOI: 10.19189/MaP.2021.OMB.StA.2289

3. Studie II:

Mucina L., Bültmann H. et al. (2016): Vegetation of Europe: Hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science* 19(S1): 3 – 264. DOI: 10.1111/avsc.12257

Reichelt F. (2015) Evaluierung des GEST-Modells zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen aus Mooren. Masterarbeit. Universität Greifswald. Greifswald: 47 S.

Reichelt F. (2021): Treibhausgas-Emissionen aus organischen Böden in Brandenburg. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 02/2021: 11 S.

Schleswig-Holsteinischer Landtag (2020): Biologischer Klimaschutz durch Moorschutz und Neuwaldbildung. Bericht der Landesregierung. Drucksache 19/2326. Schleswig-Holsteinischer Landtag. Kiel: 19 S.

Scholle D., Schrautzer J. (1993): Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 2: 87 – 98.

Schrautzer J. (2004): Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt. *Mitteilungen der AG-Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 63: 350 S.

Schrautzer J., Martens T. et al. (2021): Waldmoore in Schleswig-Holstein. Aktueller Zustand und Entwicklungsmöglichkeiten. Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein. Molfsee: 45 S.

Schrautzer J., Sival F. et al. (2013): Characterizing and evaluating pathways of fen degradation and restoration. *Ecological Indicators* 25(1 – 2): 108 – 120. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.08.018

Schrautzer J., Wiebe C. (1993): Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein. *Phytocoenologia* 22(1): 105 – 144. DOI: 10.1127/phyto/22/1993/105

Seer F.K., Schrautzer J. (2014): Status, future prospects, and management recommendations for alkaline fens in an agricultural landscape: A comprehensive survey. *Journal for Nature Conservation* 22(4): 358 – 368. DOI: 10.1016/j.jnc.2014.03.003

Strack M., Mwakanyamale K.E. et al. (2017): Effect of plant functional type on methane dynamics in a restored minerotrophic peatland. *Plant and Soil* 410(1 – 2): 231 – 246. DOI: 10.1007/s11104-016-2999-6

Tiemeyer B., Freibauer A. et al. (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological indicators* 109: e105838. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105838

3. Studie II:

Wiebe C. (1998): Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 56: 156 S.

3. Studie II:

3.10 Zusatzmaterial

Zusatztable 1: Zuordnung der Biotoptypen zu den GEST-Einheiten (Greenhouse Gas Emissions Site Types) für Moore und weitere kohlenstoffreiche Böden in Schleswig-Holstein. Den Biotopcodes des Landes sind Biotoptypen und GEST-Einheiten zugeordnet. Für jede Einheit werden Wasserstufe, die Klasse des Naturschutzwertes der botanischen Artenvielfalt (NBV-Klasse), das Global Warming Potential (GWP), die Treibhausgas (THG)-Emissionen (pro Jahr und anteilig in %), der Schutzstatus, der Vegetationstyp und die Fläche (ha und anteilig in %) angegeben.

Biotopcode (LLUR 2022)	Biotoptyp	Zugeordneter GEST-Typ	Wasserstufe*	NBV- Klasse* *	GWP [t CO ₂ äq. ha ⁻¹ a ⁻¹]	THG- Emissionen [t CO ₂ äq. a ⁻¹]	THG- Emissionen [%]	Schutz- status** *	Vegetationstyp	Fläche [ha]	Fläche [%]
Wälder											
WBe, WBw, WBP	Bruchwälder, typische Baumarten	Swamp forest		1	7,5	26.585,79	0,69	§ 30	Alnion	3.544,77	2,20
WBb, WBg, WBm, WBn, WBP, WBt, WBx, WBy, WBz	Bruchwälder, gebietsfremde Baumarten	Swamp forest		2	7,5	1.593,74	0,04	§ 30	Alnion	212,50	0,13
WQe	Bruchwälder, quellig	Spring forest		1	5,0	1.411,88	0,04	§ 30	Alnion	282,38	0,18
MW	Moorwälder	<i>Sphagnum</i> hollows		1	4,0	1.173,40	0,03	91D0	Betuletum	293,35	0,18
WTb, WTe, WTw	Feuchtwald, bewaldete Moorstandorte, typische Baumarten	Further forests		3	30,5	59.522,91	1,54		K. A.	1.951,57	1,21
WTm, Wtn, Wtp, WTx, WTy	Feuchtwald, bewaldete Moorstandorte, gebietsfremde Baumarten	Further forests		4	30,5	17.891,89	0,46		K. A.	586,62	0,36
WEe, WEg, WEm, WEn, WEp, WEs, WEt, WEw, WEx, WEy, WEz	Sumpfwald, Mineralböden, typische Baumarten	Further forests		3	30,5	28.717,28	0,74		K. A.	941,55	0,59
RPa, RPr, unbekannt, WA,	Andere Wälder, grundwasserfern	Further forests		4	30,5	215.237,94	5,58		K. A.	7.056,98	4,39

3. Studie II:

WF, WG, WL, WM, WO, WP											
Grünland											
NSa	Basenarme, sehr nasse Kleinseggenrasen	Wet small sedges, tall sedges	5~, 5+, (5+/4+)	1	7,0	1.614,76	0,04	7140, 7230, § 30	Caricion lasiocarpae	230,68	0,14
NSb	Basenreiche, sehr nasse Kleinseggenrasen	Wet small sedges, tall sedges	5~, 5+, (5+/4+)	1	7,0	44,38	0,00	7140, 7230, § 30	Caricion davallianae	6,34	0,00
GNa	Basenarme Pfeifengras-Wiesen, Kleinseggenrasen	Wet small sedges (base- poor)	5+, (4+)	1	3,0	594,55	0,02	6410, 7140, § 30	Molinion, Caricion nigrae	198,18	0,12
GNb	Basenreiche Pfeifengras-Wiesen, Kleinseggenrasen	Wet small sedges (base- rich)	5+ (4+)	1	3,0	36,05	0,00	6410, 7230, § 30	Molinion, Caricion davallianae	12,02	0,01
GFc	Artenreiche Sumpfdotterblumen wiesen	Very moist grassland	4+, 4~	1	5,0	123,64	0,00	§ 30	Calthion	24,73	0,02
GFf, GFr, Gmf, GN, GNa, GNh, GNm, GNp, GNr	Eutrophes, mäßig artenreiches Feucht-, Nassgrünland	Moist to very moist grassland	4+/3+	2	14,5	73.042,37	1,89		Calthion, Lolio- Potentillion	5.037,40	3,13
GMM, GMt, GYf, GYj, GYn	Frisches bis feuchtes Grünland, Moorstandorte	Moist grassland	3+/2+, 3+	3	19,5	159.706,57	4,14	§ 30	Cynosurion, Lolio- Potentillion	8.190,08	5,09
GMM, Gmt, GYf, GYj, GYn	Frisches bis feuchtes Grünland, Anmoorstandorte	Moist grassland on peaty soils	3+/2+, 3+	4	27,0	15.596,66	0,40		Cynosurion	577,65	0,36
GA, GYy, Landwirtschaft (ATKIS), DGL (InVeKoS)	Intensivgrünland, Moorstandorte	Dry to moderately dry grassland	2+	4	25,0	1.761.323,07	45,64		Cynosurion	70.452,9 2	43,81

3. Studie II:

GA, GYy, Landwirtschaft (ATKIS), DGL (InVeKoS)	Intensivgrünland, Anmoorstandorte	Dry to moderately dry grassland on peaty soils	3+, 3+/2+	4	27,0	535.424,51	13,87		Cynosurion	19.830,5 ₄	12,33
Äcker											
DK (InVeKoS), AA	Äcker, Moorstandorte	Dry to moist arable land	2+/2–	4	37,5	269.378,90	6,98		K. A.	7.183,44	4,47
A, AL (InVeKoS), AO	Äcker, Anmoorstandorte	Dry to moist croplands on peaty soils	2+/2–	4	38,5	248.854,37	6,45		K. A.	6.463,75	4,02
Hochmoorstadien											
MS	Naturnahe Moorstadien	<i>Sphagnum</i> hollows	5+	1	4,0	1.196,74	0,03	7120, 7140, 7150, § 30	Sphagnion magellanici, Rhynchosporion	299,19	0,19
MRb, MRe, MRg, MRm, MRs, MRw	Moorregenerationssadien, torfmoosreich	Very moist <i>Sphagnum</i> lawn	5+/4+, 4+	1	– 3,0	– 4.775,57	– 0,12	7120, 7140, § 30	Sphagnion magellanici, Rhynchosporion	1.591,86	0,99
MRj, MRT, MRY	Moorregenerationssadien, vegetationsarm	Very moist <i>Sphagnum</i> lawn	5+/4+, 4+	2	– 3,0	– 3.023,68	– 0,08	7120, 7140, § 30	K. A.	1.007,89	0,63
MH, TF, TH	Moorheiden	Moist bog heath	3+	2	12,5	4.872,66	0,13	7120, § 30	Ericion tetralicis	389,81	0,24
MDb	Trockener sekundärer Moorwald	Moist to very moist <i>Molinia</i> meadows		3	18,0	82.453,69	2,14	7120, § 30	K. A.	4.580,76	2,85
MD, Biotop (ATKIS)	Feuchte bis nasse Pfeifengras-Stadien	Moist to very moist <i>Molinia</i> meadows	4+/3+	3	18,0	67.440,18	1,75	7120, § 30	K. A.	3.746,68	2,33
Röhrichte, Großseggen-, Hochstaudenriede											

3. Studie II:

NRa, NRc, NRs	Schilf-, Rohrkolbenröhrichte	Wet reeds	(5~), 5+, (5+/4+)	1	6,5	17.990,15	0,47	7140, 7210, § 30	Phragmition	2.767,72	1,72
NR, NRg, NRr, NRy	Rohrglanzgras-, Wasserschwadenrö hrichte	Wet reeds	(5~), 5+, (5+/4+)	2	6,5	6.313,10	0,16	§ 30	Phragmition	971,25	0,60
NSc	Sumpfreitgrasriede	Wet reeds	5~, 5+, (5+/4+)	1	7,0	3.812,04	0,10	7140, 7230, § 30	Caricion lasiocarpae, Magnocaricion	544,58	0,34
NS, NSf, NSj, NSr, NSy, NSS	Großseggenriede	Wet reeds	5~, 5+, (5+/4+)	2	7,0	14.054,69655	0,36	§ 30	Magnocaricion	2.007,81	1,25
RH, Biotop (ATKIS)	Feuchte bis nasse Hochstaudenfluren	Very moist meadows, forbs	(5+/4+), 4+, (4+/3+)	2	15,5	49.302,56521	1,28	§ 30	Filipendulion	3.180,81	1,98
F, Gewässer (ATKIS)	Gewässer	Ditches		4	51,0	98.498,62711	2,55		K. A.	1.931,35	1,20
MA, RO	Moorboden, vegetationsfrei	Moist bare peat	3~/3+	2	9,0	207,6868936	0,01		K. A.	23,08	0,01
H, K, NHs, S, TB, TR, XH, YQ	Andere	Others			22,0	102.899,9358	2,67		K. A.	4.677,27	2,91

K. A. = keine Angabe, Abkürzungen der Biotopcodes: siehe LLUR (2022)

* Wasserstufe: 2+ = Wasserstand Jahresmedian 45 – 80 cm unter Flur, 2- = Wasserstand Jahresmedian > 80 cm unter Flur 3+ = Wasserstand Jahresmedian 20 – 45 cm unter Flur, 3~ = Wasserstand Jahresmedian 20 – 45 cm unter Flur stark schwankend, 4+ = Wasserstand Jahresmedian 0 – 20 cm unter Flur, 4~ = Wasserstand Jahresmedian 0 – 20 cm unter Flur stark schwankend; 5+ = 20 – 0 cm über Flur, 5~ = Wasserstand 20 – 0 cm über Flur stark schwankend; die Klammern geben an, bei welchen Wasserstufen die jeweilige GEST-Einheit neben dem Hauptvorkommen (ohne Klammern) noch vorkommen.

** NBV-Klasse: 1 = sehr hoher Wert der botanischen Artenvielfalt, 2 = hoher Wert der botanischen Artenvielfalt, 3 = mäßiger Wert der botanischen Artenvielfalt, 4 = geringer Wert der botanischen Artenvielfalt

*** Schutzstatus: § 30 = gesetzlich geschütztes Biotop gem. § 30 Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG); FFH-Lebensraumtypen: 6410 = Pfeifengraswiesen, 7120 = Renaturierungsfähige degradierte Hochmoore, 7140 = Übergangs- und Schwingrasenmoore, 7150 = Torfmoor-Schlenken mit Schnabelbinsen-Gesellschaften, 7210 = Sümpfe und Röhrichte mit Schneide, 7230 = Kalkreiche Niedermoore, 91D0 = Moorwälder

4. Studie III

Change of greenhouse gas emissions and botanical diversity of peatlands during the last century. A regional study from northern Germany

Martens, Tjark^{1,2}, Schrautzer, Joachim¹

¹ Christian-Albrechts-University Kiel, Institute for Ecosystem Research, Germany

² University of Applied Sciences Kiel, Faculty of Agriculture, Germany

Mail: jschrautzer@ecology.uni-kiel.de

Corresponding author:

Master of Science Tjark Martens

Gruener Kamp 11

24783 Osterroenfeld

Germany

Mail: tjark.martens@fh-kiel.de

4.1 Abstract

Significant efforts are underway to restore the ecosystem services of peatlands. In this study, map tiles (1:25,000) from the 1930s in Northern Germany were analysed to determine how the release of GHG emissions and the ecological state of peatlands have changed over the past century. In the 1930s, species-rich, moderately used grassland ecosystems were dominant. Today, species-poor stands and abandoned areas characterise peatlands, indicating a change in land use intensity and a decline in biodiversity. In bog areas, restoration measures in recent decades have resulted in positive developments. However, estimated GHG emission rates have increased considerably during this period. In the 1930s, estimated GHG emissions per ha ranged from 7.7 to 19.8 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹, whereas in recent years, they have risen from 21.6 to 32.2 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹. Distinct changes in land use on peatlands are required to achieve climate protection targets. Based on the results of re-surveys, strategies to reduce GHG emissions and improve botanical diversity have been recommended.

Keywords: Organic soils; Long-term vegetation development; Greenhouse gas emissions; Land use change; Restoration targets

4.2 Introduction

Under natural conditions peatlands provide important ecosystem services. For example, they contribute to climate regulation through their ability to store large quantities of carbon. Thus, about 30% of global soil carbon is sequestered on just 3% of the global land area which is covered by peatlands (Scharlemann et al. 2014, Lamers et al. 2015, Joosten et al. 2016). Furthermore, peatlands have a high water storage and nutrient retention capacity and therefore contribute to regulate ecological processes at landscape level (Kieckbusch & Schrautzer 2007, Hoffmann et al. 2012, Walton et al. 2020). Moreover, they are habitat for specific plant and animal communities (Warner & Asada 2006: Biological diversity of peatlands in Canada, Aquatic Science Minayeva et al. 2017). However, in recent decades, ecosystem services of peatlands in cultural landscapes of Central Europe have deteriorated severely due to increasing human impact as land use intensification, drainage and peat extraction as well as abandonment of species-rich semi-natural systems, resulting in a marked decline in botanical diversity, high nutrient surpluses and greenhouse gas emissions (Jensen & Schrautzer 1999, Joosten & Clarke 2002, Kimmel & Mander 2011, Lamers et al. 2015, Hancock et al. 2017, Joosten et al. 2017, Tanneberger et al. 2021a, Kreyling et al. 2021). This is why environmental policies at global, national and regional scales are increasingly focussing on the restoration of degraded peatlands (IPCC 2006, BMUV 2022). Consequently, several European countries have approved national strategies for peatlands that outline conservation goals and management concepts to achieve them (Federal Agency for Nature Conservation 2020, Nordbeck & Hogl 2023). A key objective of peatland restoration in Europe is contributing to the European Green Deal, aimed at reducing CO₂-emissions by 55% until 2030 and achieving net-zero emissions by 2050, in accordance with the Paris Agreement (Dupont et al. 2023). The European Nature Restoration Law requires that EU countries restore at least 30% of drained peatlands by 2030, with a quarter of this area requiring rewetting (EU Parliament 2024). For instance, the German Climate Protection Plan in a first step aims at reducing 5 Mt CO₂-equivalents until 2030, corresponding to almost 10% of the current total greenhouse gases emissions from German peatlands (BMUV 2022).

Despite a consensus on the need to improve peatland conditions to meet the political goals, uncertainty about concrete guiding principles at the landscape level that consider both regulatory services and biodiversity remain. Tanneberger et al. 2021b proposed general approaches for reducing greenhouse gas (GHG) emissions in Germany in line with the Green Deal and the global IPCC trajectories (2018). Regional approaches for GHG reduction strategies have been published for the German states Brandenburg (Reichelt 2019), Mecklenburg-Western Pomerania (Hirschelmann et al. 2020) and Schleswig-Holstein (SH) (Martens et al. 2022). However, none of these studies considered botanical diversity for evaluating the quality of peatlands. Martens et al. (2024) attempted it in the peatlands of the

4. Studie III

German state SH. The aforementioned studies use contemporary information to derive theoretical pathways to improve ecosystem services of peatland ecosystems.

The comparison of current with historical data can broaden knowledge regarding suitable management options for degraded peatlands in the future as the historical information allows for deriving area-specific development potentials (Antrop 1997, Falcucci et al. 2007, Hedel et al. 2017, Schulp et al. 2019, Hunjing et al. 2021, Tanneberger et al. 2021a). This approach aligns with the European Nature Restoration Act, which explicitly requires that national restoration plans consider historical records of ecologically valuable habitats (EU Council 2024). In this study, map tiles (1:25,000) from the 1930s in northern Germany were analysed to determine how the release of greenhouse gas emissions and the ecological status of peatlands have changed over the past century.

Our regional re-survey analysis in SH, Germany, was based on eight map tiles from the 1930s. These maps present the area-wide vegetation types differentiated by a phytosociological classification concept for Northern Germany by Tüxen (1937). Data from the current biotope mapping in SH were used to document the present state (LLUR 2022). SH has set ambitious targets for climate and botanical diversity protection, particularly in peatlands. By 2030, 700.000 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹ has to be sequestered from peatlands (MELUND 2020) and the biodiversity strategy sets clear targets for restoring peatland habitats as typical ecosystems in the state (MELUND 2021).

The study attempts to address the following:

- What methodological processes are necessary to compare the historical and current peatland nature conservation states, botanical diversity and GHG emissions?
- What are the main successional trajectories of vegetation development, and how can they be explained?
- Can the historical peatland state of the 1930s be used as a model for achieving politically driven reductions of GHG emissions and botanical diversity?
- Do the results provide insights for a future, well-balanced peatland strategy in cultural landscapes?

4. Studie III

4.3 Data and methods

4.3.1 Study area

The study was conducted in SH (Figure 1), Germany's northernmost federal state. SH experiences a suboceanic climate with an average annual precipitation of 800–900 mm in the northwest and 550–700 mm in the southeast (LLUR 2021). The state features a distinctive geomorphology shaped by the Saalian (200,000 – 125.000 B.C.) and Weichselian (115,000 – 10,000 B.C.) glaciations. The hilly eastern uplands and flat western marshlands primarily comprise nutrient-rich loamy soils, while the central area, known as 'Geest', is characterised by nutrient-poor sandy soils (LLUR 2019). These regionally diverse climate conditions and the heterogeneous geomorphology of SH have resulted in the development of approximately 160.000 ha (around 10% of the land surface) of peatlands (LLUR 2015), including raised bogs, terrestrialisation, inundation, and paludification fens (Schrautzer et al. 2016, Trepel et al. 2017). Percolation fens are rare and among to most endangered peatland types in the state (Seer & Schrautzer 2014). A peatland area is characterised by soils with an organic layer of at least 10 cm and an organic matter content of at least 12 %, corresponding to the IPCC definition for carbon-rich soils (IPCC 2006).

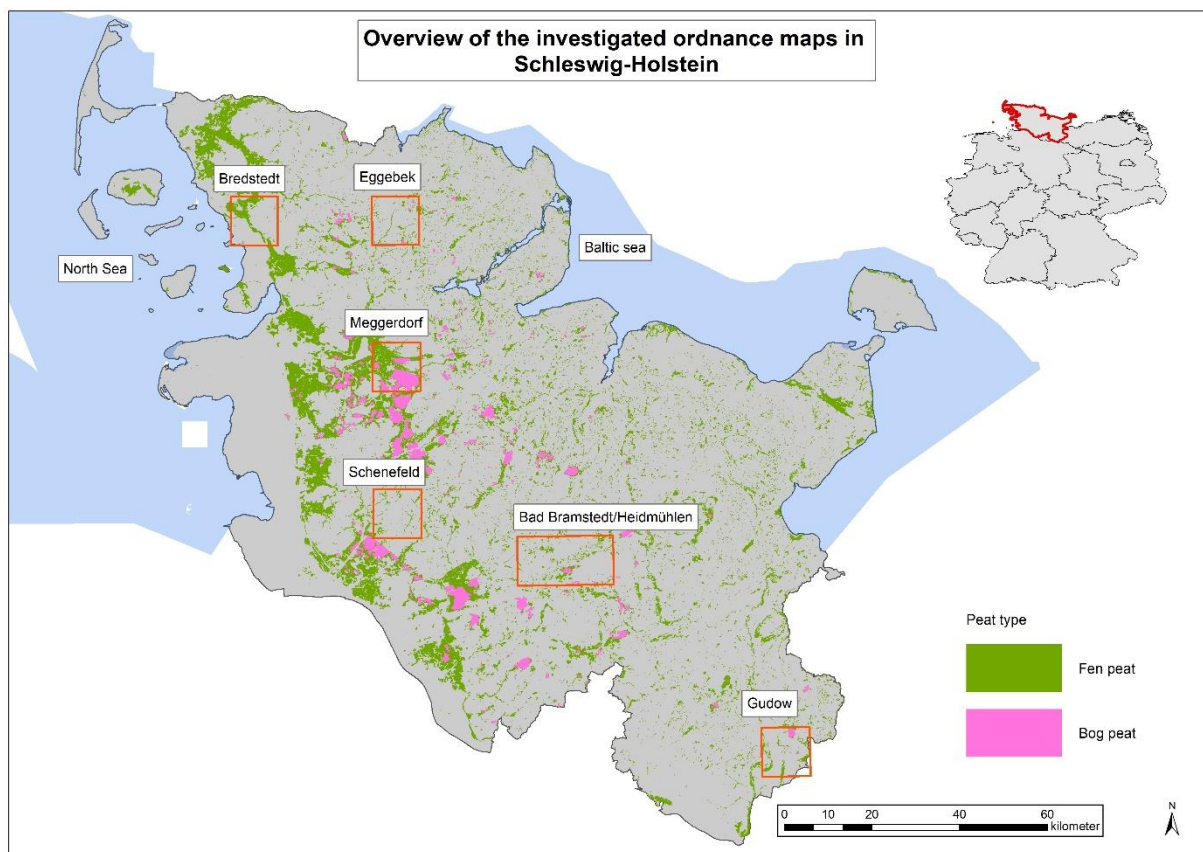


Figure 4.1: Position of the investigated map tiles in the federal state of Schleswig-Holstein. The peatland distribution of fen (green) and bog (pink) peat is shown for the whole state (LLUR 2015).

4. Studie III

4.3.2 Map material

For historical and current evaluation, the present distribution of peatlands (Database: LLUR 2015) was used to ensure that the investigated area was consistent between the time points. Eight map tiles (scale 1:25,000) from the 1930s, which were mapped fully phytosociological, were selected (Appendix D shows the map tile Meggerdorf as an example for the historical dataset) to document the statewide variety of peatland types in the study area. These map tiles show the results of vegetation mapping from the 1930s. The mapping was carried out by Dr. Christian-Wilhelm Christiansen (1885-1966) and Prof. Dr. Ernst-Wilhelm Raabe (1913-1982). The vegetation concept of Tüxen 1937 served as the basis. The map material is available in the geobotanical archive of the Institute for Ecosystem Research at the CAU Kiel.

The same peatland distribution was used for the evaluation in the 1930s and also in 2022 (LLUR 2015). It can be assumed that the peatland distribution differs between the two points in time examined, so the current peatland distribution was used to compare the data. In addition, there are no information on historical peatland distribution available. The map tiles differ in total peatland area, as well as their proportion of fen and bog peat (Table 1, Figure 1). The largest proportion of peatlands appears in the map tiles “Meggerdorf”, located in a central lowland of SH, representing bog peatlands combined with paludification fens. The other areas are dominated by different fen peatlands, primarily shaped by terrestrialisation fens or river valleys with complexes of inundation and percolation fens. These are located in the Geest region of central SH (Schenefeld, Bad Bramstedt/Heidmühlen), the eastern hilly region (Gudow), or represent transitions between the landscapes (Bredstedt, Eggebek).

The historic vegetation information are complete for the map tiles. The results of the newest biotope mapping do mostly not completely cover this area (LLUR 2022). However, there are further datasets that allow a comprehensive assessment. The datasets of Martens et al. 2022, 2024 were used to fill the data gaps.

4. Studie III

Table 4.1: Selected map tiles, their assignment to Geographical regions, and areas of different peatland types.

Map tile	Bredstedt	Eggebek	Meggerdorf	Schenefeld	Bad Bramstedt/ Heidmühlen	Gudow
Geographical region	Geest/Marsh	Eastern hilly region/Geest	Eider- Treene- lowland (Geest)	Geest	Geest	Eastern hilly region
Peatland area (total) ha	157	1,123	5,141	913	2,847	1,942
Fen peatland ha	157	975	2,806	906	2,429	1,611
Bog peatland ha	0	148	2,335	7	418	331

4.3.3 Calculation of GHG emissions and evaluation of the nature conservation value (NCV)

Martens et al. (2022, 2024) calculated the current GHG balance of peatlands in SH, and the results of these investigations were compared with historical data. The studies are methodically based on the **Greenhouse Gas Emission Site Type** model (GEST) proposed by Couwenberg et al. (2008, 2011). Reichelt (2015) and Hirschelmann et al. (2020) extended the list of types. The calculation of GHG emissions per area was possible by assigning each type from the current biotope mapping to the GEST units (Martens et al. op. cit.).

Several studies have dealt with deriving GHG emissions from vegetation or biotope types on a regional scale (Hirschelmann et al. 2020, Reichelt 2021) using the GEST approach. The model is based on the occurrence of vegetation types with corresponding site factors, such as hydrology, as the main key factor for the GHG balance of a peatland site (Berglund & Berglund 2011, Bartelheimer & Poschlod 2016, Tiemeyer et al. 2020, Evans et al. 2021).

For evaluating the NCV, the biotope types were assigned to four quality classes (Martens et al. 2024). The quality classes were based on legal protection categories of the European Habitats Directive and Section 30 of the Federal Nature Conservation Act (BNatSchG; "legally protected biotopes"). The nature conservation assessment of biotope types without legal protection status was oriented towards the potential occurrence of wetlands, indicator species (Hammerich et al. 2022) and the list of SH biotope types (LLUR 2022). Regional geobotanical overviews were used to confirm the assignments (Dierßen et al. 1988; Scholle & Schrautzer 1993; Schrautzer & Wiebe 1993; Wiebe 1998; Schrautzer 2004).

4. Studie III

4.3.4 Standardisation of vegetation units (VUs)

Due to differing classification concepts at various hierarchical levels, comparing historical and current vegetation required standardisation (Figure 2). Historical vegetation was recorded according to Tüxen's phytosociological classification of vegetation in Northern Germany (Tüxen 1937). This classification, differentiating vegetation types down to the level of sub-associations, is highly detailed and has not been repeated at the scale of map tiles to date. Therefore, we first assigned the old vegetation types to the units defined by Mucina et al. (2016), which are differentiated at higher hierarchical levels, such as alliances, orders and classes, to allow for a comparison with current vegetation composition on a regional scale.

Results from biotope mapping and other state-wide vegetation data document the current vegetation structure (Martens et al. 2022; the complete list of biotopes is provided in Appendix A). The current biotope-mapping concept primarily focuses on differentiating plant species composition and vegetation structure (LLUR 2022), making most biotope types assignable to the vegetation types proposed by Mucina et al. (op.cit.). In the next step, these types were aggregated into VUs, intended to be homogeneous in terms of species composition and ecological conditions. For peatlands on mesotrophic and eutrophic sites, Schrautzer (2004) carried out this process. Unfortunately, Tüxen's 1937 classification did not consider degradation stages for oligotrophic bog ecosystems. In this case, only inferring past species compositions and site conditions based on the labelled types in the map legend was possible.

We analysed species composition and site conditions of the same vegetation types from synthetic vegetation tables (Appendix B) to verify the comparability of historical and current data. The comparison was based on the proportion of phytosociological groups and the mean Ellenberg indicator values (Ellenberg & Leuschner 2010). Results showed that the species composition among the compared types was largely similar (Appendix B).

In the final step, we assigned the VUs to the GEST model, which allows for the calculation of GHG emissions on a regional scale (Appendix A). Besides comparing vegetation composition, this process involved adjusting water classes developed by Schrautzer (2004) to that proposed by Joosten et al. (2015), which are used to characterise the hydrology of the GEST types. To confirm the Europe-wide validity of the data, VUs were assigned to the types of the European Nature Information System (Moss 2008, Chytrý et al. 2020).

4. Studie III

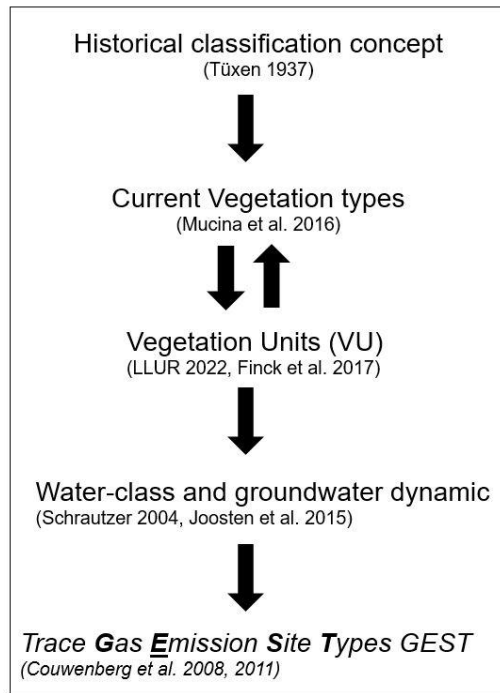


Figure 4.3: Methodological approach for the standardisation of vegetation units (VU). The arrows illustrate the direction of transformation. The sources for the respective steps are given in brackets.

Table 2. Vegetation Units (VU) of the investigated map tiles. The water classes (WCL) according to Joosten et al. 2015, Nature Conservation Value (NCV) according to Martens et al. 2024 and the Global Warming Potential (GWP) according to Martens et al. 2024 are given for each unit. VU 8 and VU 9 are aggregated because historic information are missing.

Vegetation Unit	Description	WCL	NCV	GWP t CO ₂ eq. ha ⁻¹ a ⁻¹
VU 1	reeds and tall sedge reeds	5+	2	6.5
VU 2	fens and fen meadows (base-poor)	5+/4+	1	3
VU 3	fens and fen meadows (base-rich)	5+/4+	1	3
VU 4	wet meadows	4+	1	5
VU 5	abandoned wet grasslands	4+	2	15.5
VU 6	wet pastures	4+/3+	2	19.5
VU 7	species-poor grasslands	3+/2+	4	25 to 38.5
VU 8-9	raised bog remnants and bog regeneration sites	5+	1-2	-3 to 4
VU 10	Wet bog heath	5+/4+	1-2	4
VU 11	degenerated raised bogs with <i>Molinia caerulea</i> or <i>Erica tetralix</i>	3+	3	18

4.4 Results

4.4.1 Vegetation development

Several trends in vegetation development are apparent across all map tiles (Table 2). First, a dramatic decline in mesotrophic fens and fen meadows (VU 2, VU 3) has occurred, accounting for approximately 78% reduction to a total loss in Schenefeld. The total area of these VU in the studied maps decreased from 711 ha in the 1930s to just 57 ha at present. In the 1930s, most

4. Studie III

mesotrophic fens were base-poor (656 ha) compared to base-rich fens (55 ha). Currently, base-rich fens cover no more than five hectares.

Historically, species-rich wet grasslands (VU 4) were widespread across all maps, with the highest proportions (58% of the peatland area) in Eggebek. The lowest proportions were found in the Bredstedt (18% of the peatland area) and Schenefeld (22% of the peatland area), a part of the Geest region in SH. However, wet grasslands with this species composition and structure have largely disappeared, with only a few remnants. Today, they cover 16 ha, down from 4833 ha in the 1930s across all maps.

Abandoned wet grasslands (VU 5) were not present in the vegetation in the 1930s but now occupy 260 ha, accounting for 4% of the land cover in the studied maps. Additionally, there has been an increase in the area (5% / 250 ha in Meggerdorf) with reeds and tall sedge reeds (VU 1).

Wet pastures (VU 6) were more frequent in the past, with proportions varying between the map tiles. These areas once covered up to 43% of the land, particularly in the Geest region of SH. Today, they cover only 1% (74 ha) or less of the total investigated area.

Species-poor grasslands (VU 7) now dominate almost all maps, with area shares ranging from 46% to 75%. Only in Bredstedt, the proportion of this grassland type is relatively low (22.5%). In Bredstedt and Schenefeld, species-poor grasslands had higher shares (24.6% and 23.4%, respectively) in the 1930s. Today, 6873 ha are classified as VU 7, making it the most widespread VU.

Raised bog remnants and bog regeneration sites (VU 8, VU 9) were not recorded in the 1930s. Today, these bog sites with the highest water tables occur in almost all maps, with the highest area percentage in Meggerdorf (8.3%), corresponding to more than 400 ha. Historically, bog sites with the highest water tables were wet bog heaths (VU 10), covering only a small area in all maps. In the 1930s, degenerated bogs (VU 11) were more common covering up to 20% of the map tiles. Today, areas with this VU cover more than 10% of the studied area, indicating a high potential for further restoration.

4. Studie III

Table 4.2: Area shares (%) of selected vegetation units (VUs) related to the entire peatland area of the investigated map tiles at both points in time. GWP = Global Warming Potential (t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹)

	GWP	Bredstedt	Eggebek	Meggerdorf	Schenefeld	Bad Bramstedt/ Heidmühlen	Gudow
VU 1 1930	6.5/7	0.3	0.8	1.7	0	0	1.0
VU 1 2022	6.5/7	0.7	3.1	5.1	2.2	0.8	1.9
VU 2/3 1930	3	0	6.1	8.9	3.5	4.3	1.6
VU 2/3 2022	3	0	1.4	0.4	0	0.5	0.3
VU 4 1930	5	18	58.1	43.5	21.9	28.5	46.6
VU 4 2022	5	0.03	0	0	0.2	0.5	0.02
VU 5 1930	15.5	0	0	0	0	0	0
VU 5 2022	15.5	0.3	3.5	2.3	1.1	1.1	3.1
VU 6 1930	14.5	11.6	1.5	10.4	43.1	0.1	0
VU 6 2022	14.5	0	0.3	1.1	0	0.1	0.7
VU 7 1930	19.5	24.6	4.2	0.4	23.4	7.0	8.7
VU 7 2022	19.5-27	22.5	75.4	62.1	73.8	48.5	46.2
VU 8/9 1930	-3/4	0	0	0	0	0	0.1
VU 8/9 2022	-3/4	0.14	3.4	8.3	0	2.0	2.2
VU 10 1930	4	0	< 0.1	1.6	0	< 0.1	0
VU 10 2022	4	0	0	0	0	0	0
VU 11 1930	18	9.8	16.7	8.5	2.7	20.6	16
VU 11 2022	18	0	6.4	4.6	0.5	12.2	11.5

4.4.2 GHG emissions

The patterns of annual GHG emissions from peatlands have changed considerably between the two periods (Table 3,). In the 1930s, emissions per ha ranged from 7 to 20 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹, whereas current values range from 22 to 32 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹. Total emissions in the 1930s were 121.155 t CO₂ eq. a⁻¹, compared to 294.698 t CO₂ eq. a⁻¹ in 2022, almost a 2.5-fold increase. These changes outweigh the increase in peatlands with low GHG emissions in recent times, such as areas with reeds and tall sedge reeds (VU 1) or very wet bog sites (VU 8 and 9). There is a significant relationship between historical GHG emissions and their increases until today, as the increase is higher with low initial emissions compared with high values. This

4. Studie III

suggests that, at present, the land use intensity of peatlands is more similar than in the 1930s and independent of the regional landscape-ecological conditions.

Table 4.3: GHG emissions from organic soils in the investigated ordnance maps in the 1930s and 2022. Total and emissions per ha are shown for each investigation area

Map tiles	Bredstedt	Eggebek	Meggerdorf	Schenefeld	Bad Bramstedt/ Heidmühlen	Gudow
Total emissions (t CO ₂ eq. a ⁻¹) 1930s	3,037	10,778	39,318	7,765	37,270	22,985
Emissions (t CO ₂ eq. ha ⁻¹ a ⁻¹) 1930s	19.8	10.5	7.7	10.2	13.48	14.7
Total emissions (t CO ₂ eq. a ⁻¹) 2022	5,064	27,229	110,801	25,905	83,875	41,821
Emissions (t CO ₂ eq. ha ⁻¹ a ⁻¹) 2022	32.2	24.3	21.6	28.4	29.5	25.6

4.5 Discussion

4.5.1 Representativeness of data and methodological strategy

The selected historical maps encompass all geographical regions of the federal state, excluding the marshland near the North Sea. However, we ensured the inclusion of almost all mire types characteristic and widespread in SH, ranging from raised bogs to silting and marshy fens and complex peatland ecosystems in river valleys. Overall, peatlands in the investigated historical maps correspond to 7.5% of the statewide peatland area. The historical parameters selected for the study are, therefore, representative of SH. It is important to note that the 1930s represent only a section of the land use history of peatlands in SH (Drews et al. 2000, Schrautzer 2004). The regional publication of Raabe in 1955 documented the extinction of several mire-specific species in the state between 1850 and 1950. This indicates that the vegetation structure was already subject to continuous land use and human-induced climate changes at the beginning of the Industrial Revolution in the mid of the 19th century.

To ensure the comparability of historical vegetation types with present vegetation maps, transformation processes were necessary. This procedure inevitably resulted in some loss of information regarding species composition and site conditions. Nevertheless, we are convinced that the reduction to standardised VUs provides sufficiently accurate information for the requirements of this study in terms of climate relevance and nature conservation value of these systems. For example, the aggregation of several fen units, which are differentiated by

4. Studie III

the dominance of one species to fens or fen meadows (VU 2,3), allows the characterisation of the most endangered and species-rich peatland ecosystems (FFH 7140, 7230) in the state. Both VUs characterise wet, mesotrophic fen sites with a high proportion of light-demanding species of the class Scheuchzerio-Caricetea. Furthermore, both types characterise more intensively used grasslands and have a high indicator value for species richness and system hydrology, crucial for their assignment to GEST units (Couwenberg et al. 2008, 2011).

Due to the lack of site-related ecological data in the 1930s and to verify the comparability between historical and current VUs, Ellenberg indicator values were used (Ellenberg & Leuschner 2010). The results showed no obvious differences between the historical and current site conditions, and thus, the definition of "historical" GEST units is unnecessary. A more detailed statistical analysis would be possible if original vegetation plots of the past were available.

Even if each German federal state has its own classification of biotope types, and these differ, the distinction between near-natural biotope types, concerning the FFH guidelines on the one hand and more or less intensively used biotope types of peatland ecosystems, on the other hand, is present in all regional approaches. Furthermore, the nationwide list of German biotopes (Finck et al. 2017) provides a good orientation to adjust regional lists to define suitable common units for the areal documentation of ecosystem services. It is uncertain to what extent the results are generalisable to other European countries. The assignment of VUs to the types in the currently accepted Europe-wide vegetation classification system (Mucina et al. 2016) and the European Nature Information System (EUNIS, Chytrý et al. 2020) forms the basis for such a process.

Several studies have dealt with deriving GHG emissions from vegetation or biotope types on a regional scale (Hirschelmann et al. 2020, Reichelt 2021) using the GEST approach. The model is based on the occurrence of vegetation types with corresponding site factors, such as hydrology, as the main key factor for the GHG balance of a peatland site (Berglund & Berglund 2011, Bartelheimer & Poschlod 2016, Evans et al. 2021). Therefore, the water level class derived from the vegetation has often been used as a proxy for GHG emissions. (Couwenberg & Fritz 2012, Gray et al. 2012, Karu et al. 2014, Dunn et al. 2016, Goud et al. 2017, Strack et al. 2017, Liu et al. 2020). Due to the exclusion of nitrous oxide emission from calculating the GWP, the GEST approach is conservative. This is in contrast with the nationwide concept of Tiemeyer et al. (2020), where nitrous oxide is included in the GWP, and land use categories are applied to transform GWP to the entire peatland area of Germany.

4. Studie III

4.5.2 Long-term successional trajectories of vegetation development

The results of the study confirm successional trends in vegetation in peatlands of Central Europe (Swindles et al. 2019, Tanneberger et al. 2021a, Zak & McInnes 2022). Additionally, they show the widespread areal changes on a regional scale. Over the past century, almost all fen biotypes with mire-specific species have been lost. The remaining relicts are highly endangered and suffer from drainage and eutrophication due to land use intensification (Klimkowska et al. 2010; Seer & Schrautzer 2014; Lamers et al. 2015; van Diggelen et al. 2015; Klimkowska et al. 2019; Grootjans et al. 2021; Kreyling et al. 2021). Furthermore, some former fen meadows have likely transitioned to reeds and tall-sedge reeds due to abandonment (Kotowski et al. 2006; Peintinger & Bergamini 2006; Schrautzer et al. 2013), partly explaining the modest increase in the proportion of these tall-growing wet biotopes. The increase in reeds and tall sedge reeds is due to the successful rewetting of peatlands, especially on bog peat. This is particularly evident in the "Meggerdorf" area, where reedbed proportions on previously intensely used bog grassland have increased after rewetting measures. Under such highly productive conditions, this initial development is typical before bog-specific species can potentially be established in the long term (Rosinski et al. 2021).

In the 1930s, species-rich wet grassland (VU 4) was a characteristic, widespread landscape component of fen peatlands. Today, these vegetation types have almost completely disappeared from the study area, with the only records in the Bad Bramstedt/Heidmühlen map with 0.1% of the total area. The reasons for this development are similar to those for fen meadows described above. However, some remaining species-rich wet grasslands could be designated as "Abandoned wet grasslands (VU 5)", characterised by the dominance of tall-growing sedges. This type does not differ between long-term abandoned species-poor and more species-rich sites, which are extensively managed as part of restoration measures (one cut per year or low-intensity grazing). The main difference between the remaining present and the historical wet meadows is the frequency of mowing (at least twice per year in the past), while frequent cuts are a prerequisite to limit the competitive strength of the tall-growing species mentioned above (Rosenthal 2003; Schrautzer & Jensen 2006).

Also, the currently low area shares of wet pastures (VU 6), along with their lower species richness compared to wet meadows, document the decline of botanical diversity in peatlands over the past decades. This vegetation unit has also become rare due to the dominance of even more degraded, species-poor grasslands. The result is that wet pastures, which are to be regarded as a degradation state of the former wet meadows (VU4) being listed as a protected biotope according to regional and national nature conservation laws. This observation confirms the continuously changing evaluation approaches in nature conservation over time ("shifting baseline syndrome" [SBS] – Soga et al. 2018; Jones et al. 2020).

However, the greatest change in vegetation structure since the 1930s is the increase in intensively used, species-poor grassland (VU 7) found at all investigated sites. In the 1930s,

4. Studie III

even the most intensively used areas included significant components of species-rich wet grasslands or floodplain grasslands (original plot data were not used in this analysis), whereas, according to the current definition, species-poor grasslands did not exist a hundred years ago. The most significant intensification of grassland use for dairy farming has occurred in the "Meggerdorf" area, with an increase in the proportion of species-poor grasslands (VU 7) from 0.4% to 62.1% since the 1930s.

The increase in bog-specific biotope types in almost all study areas has been attributed to comprehensive restoration measures undertaken in SH since the 1970s, within the scope of different state funding programs (Bretschneider 2015). The establishment of characteristic bog species, including peat-forming mosses such as *Sphagnum medii*, could only occur in areas that were never used as highly productive grassland. Most of these areas comprise vegetation stands dominated by *Molinia caerulea* and dwarf shrubs, such as *Calluna vulgaris*.

Overall, the results of this study confirm that restoration success is highly dependent on the initial ecosystem state, consistent with findings from several other studies on bogs (Jahiaainen et al. 2002; Bönsel & Sonneck 2012; Hancock et al. 2018; Frei et al. 2021). Furthermore, the process is generally slow and the establishment of target species requires at least several decades, evident from several rewetted bogs of Schleswig-Holstein (summarised in LLUR, 2015).

4.5.3 Development of GHG emissions on a landscape level

The GHG emissions of the study areas have sharply increased over the past century. In the 1930s, the average annual GHG emissions were approximately 13 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹, whereas in 2022, the value increased to 25 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹. Moreover, considering the total GHG emissions of peatlands in all map tiles (121.153 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹ in the past versus 294.695 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹), the annual emissions have more than doubled. However, the emissions from fen and bog peat developed in different ways. In the 1930s, the mean values were comparable but reached 28 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹ and 21 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹ for fen peat and bog peat, respectively, in 2022. The higher emissions from fens are due to the current intensive use of these areas as grasslands for forage production (Martens et al. 2024). Although some previously intensively used grasslands have been converted into low-intensity systems without rewetting measures, these systems are only marginally suitable for achieving climate goals (Buschmann et al., 2024). In contrast, the substantially lower GHG emissions from bog peats are due to rewetting measures already implemented. The measures have a clear positive effect on the GHG balance. High proportions of intensively used grasslands on peaty soils and some existing croplands contribute to the existing high annual emissions of the study area. Furthermore, the significant relationship between the historical emissions per hectare and the extent of their increases until today, indicate a current equalisation of land use intensity at the regional scale, which aligns with the results of other studies (Gossner et al. 2016, Liu et al. 2018, Uchida et al. 2018).

4. Studie III

4.5.4 Consequences of peatland restoration

One essential question to be addressed is the extent to which the historical peatland status can be used as a model for the future. Concerning raised bogs on regional scales the answer is negative as in the 1930s near natural vegetation units of raised bogs were not recorded. Due to increased nature conservation and restoration efforts the area of these vegetation units has increased with positive effects on botanical diversity and climate relevance (Huth et al. 2021). Nevertheless, there is potential for further restoration, as indicated by Martens et al. (2022, 2024) for bog peatlands in SH. Fen ecosystems have undergone a different development since the 1930s. The results indicate a strong need to conserve and develop typical species of fen meadows and wet meadows. The most important prerequisites for a positive development in this respect are an increase in water tables close to the surface, as well as continuous mowing, probably similar to that in the 1930s. In this case, the historical wet grassland use is a chance to enhance the establishment of target species even if the potential for a successful restoration is restricted and depending on the initial state of the system (Klimkowska et al. 2010, Kreyling et al. 2021). However, if the predominant restoration goal relates to the reduction of greenhouse gases the development of reeds and tall-sedge reeds (VU 1) by complete rewetting in combination with abandonment would be the optimal solution, especially because this strategy would potentially lead to carbon-storing systems due to peat formation (Timmermann et al. 2006, Hammerich et al. 2024).

The significant difference between historical and current emissions at the scale of map tiles inevitably calls for a reduction beyond the effect of restoration measures in the remaining bogs. The calculation of current GHG emissions of peatlands for the whole state amounts to 3,86 Mt CO₂ eq. a⁻¹ (Martens et al. 2022). Assuming that the 2.5-fold increase in GHG emissions is representative of the development of the whole peatland area of SH (160.000 ha), the potential for reduction is 2.27 Mt CO₂ eq. a⁻¹ to restore to the historical status. This value is by far higher than the goal pursued by the state government until 2030 (0.7 Mt CO₂ eq. a⁻¹). Nevertheless, a substantial reduction in emissions would only be possible by restoring intensively used grasslands. If these were completely rewetted, the GHG emissions from peatlands could be reduced by approx. 1,400,000 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹ (Martens et al. 2022). The experience in recent years has shown that the implementation of such measures poses major challenges (Van Hardeveld et al. 2017, Tanneberger et al. 2021a, Tiemeyer et al. 2024). To achieve the climate targets of SH, peatlands have to undergo major changes by 2030. With the focus on intensively used fen grasslands, half of the area (approx. 35,000 ha) has to be rewetted. This suggests that previously unused rewetting potential must be exploited. This is applicable to fallow-raised bogs (potential for saving approx. 88,000 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹), or forested peatlands (potential for saving approx. 210,000 t CO₂ eq. ha⁻¹ a⁻¹; Martens et al. 2022).

Acknowledgements

The 'Stiftung Naturschutz Schleswig-Holstein' (Schleswig-Holstein Nature Conservation Foundation) and the 'Deutsche Bundesstiftung Umwelt' German Federal Environmental Foundation funded the projects of this study. Kirsten Rücker, Sebastian Openit have critically read the manuscript and provided valuable comments. We would like to thank Editage for English language editing. Furthermore, we would like to thank all the students involved in digitising the historical data.

4.7 References

Antrop, M. (1997) The concept of traditional landscapes as a base for landscape evaluation and planning. The example of Flanders Region. *Landscape and Urban Planning*, 38, 105-117. DOI: 10.1016/S0169-2046(97)00027-3

Bartelheimer, M., Poschlod, P. (2016) Functional characterizations of Ellenberg indicator values - a review on ecophysiological determinants. *Functional Ecology*, 30, 506–516. DOI: 10.1111/1365-2435.12531

Berglund, Ö., Berglund, K. (2011) Influence of water table level and soil properties on emissions of greenhouse gases from cultivated peat soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 923–931. DOI: 10.1016/j.soilbio.2011.01.002

Bretschneider, A. (2015) Protection of Peatland in Schleswig-Holstein. *Telma*, 5, 7-18. DOI: 10.23689/fidgeo-2924

BMUV (2022): National peatland protection plan. Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, Nuclear Safety and Consumer Protection. Online at: <https://www.bmuv.de/download/nationale-moorschutzstrategie-kabinettsbeschluss>. Accessed 21 June 2024

Bönsel, A., Sonneck, A-G. 2012 Development of ombrotrophic raised bogs in North-east Germany 17 years after the adoption of a protective program. *Wetlands Ecology and Management*, 20, 503-520. DOI: 10.1007/s11273-012-9272-4

Couwenberg, J. (2009) Methane emissions from peat soils. *Wetlands international*. 16pp. Online at: <https://www.wetlands.org/publication/methane-emission-from-peat-soils-organic-soils-histosols-facts-mrv-ability-emission-factors/>. Accessed 05 February 2025

Couwenberg, J., Augustin, J., Michaels, D., Wichtmann, W., Joosten, H. (2008) Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. *DUENE*, Greifswald, 33 pp. Online at: [http:// duene-greifswald.de/doc/gest.pdf](http://duene-greifswald.de/doc/gest.pdf). Accessed 26 June 2024

4. Studie III

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., et al. (2011) Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674, 67–89. DOI: 10.1007/s10750-011-0729-x

Chytrý, M., Tichý, L., Hennekens, S.M., Knollová, I., Janssen, J.A.M. (2020) EUNIS Habitat Classification: Expert system, characteristic species combinations and distribution maps of European habitats. *Applied Vegetation Science*, 23, 648-675. DOI: 10.1111/avsc.12519

Dierssen, K. (1988) Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins (Red List of the Plant Communities of Schleswig-Holstein). Schriftenreihe des Landesamtes für Naturschutz und Landschaftspflege (first edition), Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein, 159 pp.

Drews, H., Jacobsen, J., Trepel, M., Wolter, K. (2000) Moore in Schleswig-Holstein unter besonderer Berücksichtigung der Niedermoore. Verbreitung, Zustand und Bedeutung. *Telma* 30, 241-278.

Dupont, C., Moore, B., Boasson, E.L., Gravey, V., Jordan, A., et al. (2023) Three decades of EU climate policy: Racing toward climate neutrality? *WIREs Climate Change* Volume 15 Issue 1. DOI:10.1002/wcc.863

Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010) Zeigerwerte der Pflanzen Mitteleuropas (Additional capter). In: Ellenberg, H., Leuschner, C. (2010) *Vegetation Mitteleuropas und der Alpen*. Ulmer, Stuttgart, 110 pp.

EU council (2024) Nature restoration law: Council gives final green light. Online at: <https://www.consilium.europa.eu/en/press/press-releases/2024/06/17/nature-restoration-law-council-gives-final-green-light/> Assessed: 11 July 24

EU Parliament (2024): Nature restoration: Parliament adopts law to restore 20% of EU's land and sea. News European Parliament. Online at: <https://www.europarl.europa.eu/news/en/press-room/20240223IPR18078/nature-restoration-parliament-adopts-law-to-restore-20-of-eu-s-land-and-sea>. Accessed 21 June 2024

Evans, C.D., Paacock M., Baird, A.J., Artz, R.R.E., Burden, A. (2021) Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, 593, 548-552. DOI: 10.1038/s41586-021-03523-1

Falcucci, A., Maiorano, L., Boitani, L. (2007) Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. *Landscape Ecology*, 22, 617-631. DOI: 10.1007/s10980-006-9056-4

4. Studie III

Finck P., Heinze S., Raths, U., Riecken, U., Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 3., fortgeschr. Fassung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 156, 637 pp.

Frei, S., Holderegger, R., Bergamini, A. (2021) Thirty years later: How successful was the restoration of a raised bog in the Swiss Plateau? *Mires and Peat*, 20,27. DOI: 10.19189/MaP.2021.SNPG.StA.2193

Grootjans, A.P., Wolejko, L., de Mars, H., Smolders, A.J.P., van Dijk, G. (2021) On the hydrological relationship between Petrifying springs, Alkaline-fens, and Calcareous-spring-mires in the lowlands of North-West and Central Europe; consequences for restoration. *Mires Peat*, 27, 1–18, DOI: 10.19189/MaP.OMB.StA.2134

Gossner, M.M., Lewinsohn, T.M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S. et al. (2016) Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540. DOI: 10.1038/nature20575

Hammerich, J., Dammann, C., Schultz, C., Tanneberger, F., Zeitz, J., et al. (2022) Assessing mire-specific biodiversity with an indicator based approach. *Mires and Peat*, 28 (32), 29 pp. DOI: 10.19189/MaP.2021.SJStA.2205Hancock, M.H., Klein, D., Andersen, R., Cowie, N.R. (2018) Vegetation response to restoration management of a blanked bog damaged by drainage and afforestation. *Applied Vegetation Science*, 21 (2), 167-178. DOI: 10.1111/avsc.12367

Hammericch, J., Schulz, C., Probst, R., Lüdicke, T., Luthardt, V. (2024) Carbon content and other soil properties of near-surface peats before and after peatland restoration. *PeeJ*, 12, e17113. DOI: 10.7717/peerj.17113

Hedel R., Bernhardt-Römermann M., Grytnes J.-A., Jurasinski, G., Ewald, J. (2017) Resurvey of historical vegetation plots: a tool for understanding long-term dynamics of plant communities. *Applied Vegetation Science*, 20, 161-163. DOI: 10.1111/avsc.12307

Hirschelmann, S., Tanneberger, F., Wichmann, S., Reichelt, F., Hohlbein, M., et al (2020) Moore in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext nationaler und internationaler Klimaschutzziele - Zustand und Entwicklungspotenzial . DUENE, Greifswald, 33 pp. Online at: <https://greifswaldmoor.de/gmc-schriftenreihe.html>. Accessed 21 June 2024

Hoffmann, C.C., Heiberg, L., Audet, J., Schønfeld, B., Fuglsang, A. et al. (2012) Low phosphorus release but high nitrogen removal in two restored riparian wetlands inundated with agricultural drainage water. *Ecological Engineering*, 46, 75-87. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.039

4. Studie III

Hunjing Q., Cias, P., Zhu, D., Guenet, B., Peng, S. (2021) Large historical carbon emissions from cultivated northern peatlands. *Science Advances*, 7 (23). DOI: 10.1126/sciadv.abf1332

Huth, V., Günther, A., Bartel, A., Gutekunst, C., Heinze, S., et al. (2021) The climate benefits of topsoil removal and *Sphagnum* introduction in raised bog restoration. *Restoration Ecology*, 30, 1. DOI: 10.1111/rec.13490

IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds.), IGES, Japan (5 volumes). Online at: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>. Accessed 21 June 2024

IPCC (2018) Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways. <https://www.ipcc.ch/sr15/>. Accessed 27 June 2024

Jauhiainen, S., Laiho, R., Vasander, H. (2002) Ecohydrological and vegetational changes in restored bog and fen. *Annales Botanici Fennici*, 39, 185-199. Online at: <http://www.jstor.org/stable/23726656>. Accessed 26 July 2024

Jensen, K., Schrautzer, J. (1999) Consequences of abandonment for a regional fen flora and mechanisms of successional change. *Applied Vegetation Science*, 2, 79-88. DOI: 10.2307/1478884

Jones, L.P., Turvey, S.T., Massimino, D., Papworth, S. K. (2020) Investigating the implications of shifting baseline syndrome on conservation. *People and Nature*, 2, 1131-114. DOI: 10.1002/pan3.10140

Joosten H, Clarke D (2002) Wise use of mires and peatlands. Background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group & International Peat Society, Saarijärvi

Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B. et al. (2015) MoorFutures® Integration of additional ecosystem services (including biodiversity) into carbon credits-standard, methodology and transferability to other regions. BfN-Skripten, 407, 120 pp. Online at: <https://www.bfn.de/en/publications/bfn-schriften/bfn-schriften-407-moorfuturesr-integration-additional-ecosystem-services>. Accessed 27 June 2024

Joosten, H., Sirin, A., Couwenberg, J., Laine, J., Smith, P. The role of peatlands in climate regulation. In *Peatland Restoration and Ecosystem Services* (2016) Bonn, A., Allott, T., Evans, M., Joosten, H., Stoneman, R. Eds.: Science, Policy and Practice, Cambridge University Press, 63–76

4. Studie III

Joosten, H.; Tanneberger, F. Peatland use in Europe. In *Mires and Peatlands of Europe. Status, Distribution and Conservation*; (2017) Joosten, H., Tanneberger, F., Moen, A., Eds.; Schweizerbart: Stuttgart, Germany, 2017; pp. 151–172.

Kieckbusch, J.J., Schrautzer, J. (2007) Nitrogen and phosphorus dynamics of a rewetted shallow-flooded peatland. *Science of The Total Environment*, 380, 3-12. DOI: 10.16/j.scitotenv.2006.10.002

Kimmel, K., Mander, Ü. (2010) Ecosystem services of peatlands: Implications for restoration. *Progress in Physical Geography*, 34, 491–514. DOI: 10.1177/039133310365595

Klimkowska, A., van Diggelen, R., Grootjans, A., Kotowski, W. (2010) Prospects for fen meadow restoration on severely drained fens. *Perspectives on Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12, 245–255. DOI: 10.1016/j.ppees.2010.02.004

Klimkowska, A., Goldstein, K., Wyszomirski T., Kozub, Ł., Wilk, M. (2019) Are we restoring functional fens? The outcomes of restoration projects in fens re-analysed with plant functional traits. *Plos One*, 14. DOI: 10.1371/journal.pone.0215645

Kotowski, V., Thörig, W., Van Diggelen, R., Wassen, J. (2006) Competition as a factor structuring species zonation in riparian fens – a transplantation experiment. *Applied Vegetation Science*, 9, 231-240. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2006.tb00672.x

Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C. et al. (2021) Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nat Commun* 12, 5693. DOI: 10.1038/s41467-021-25619-y

Latacz-Lohmann, U., Tiedemann, T., Buhk, J.-H. und W. Rannow (2023) Ökonomische Betroffenheit eines angepassten Niederungsmanagements für die Landwirtschaft in Schleswig-Holstein. Online at: https://www.schleswigholstein.de/DE/landesregierung/ministerienbehoerden/IX/presse/PI/2023/IV/231122_gutachten_niederungen.html. Accessed 26 June 2024

Lamers, L.P.M., Vile, L., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., et al. (2015) Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90, 182–203. DOI: 10.1111/brv.12102

Liu, W., Grootjans, A., Everts, H., Fritz, C., de Vries, N. (2020) Estimation of greenhouse gas emission reductions based on vegetation changes after rewetting in Drentsche Aa brook valley. *Mires and Peat*, 26, 02, 14 pp. DOI: 10.19189/MaP.2019.OMB.StA.1767

4. Studie III

LLUR (2015) Moore in Schleswig-Holstein: Geschichte - Bedeutung - Schutz (Peatlands in Schleswig-Holstein: History - Importance - Protection). LLUR SH - Natur 23, 2 State Agency for Agriculture, Environment and Rural Areas of Schleswig-Holstein, Flintbek, 161 pp.

LLUR (2019) Die Böden Schleswig-Holsteins mit Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte 1:250.000 (The Soils of Schleswig-Holstein with Explanatory Notes to the Soil Survey Map 1:250,000). LLUR SH - GB 23, 2 State Agency for Agriculture, Environment and Rural Areas of Schleswig-Holstein, Flintbek, 156 pp.

LLUR (2021) Karte der mittleren jährlichen Niederschlagsverteilung in Schleswig-Holstein (Periode 1991 bis 2020). State Agency for Agriculture, Environment and Rural Areas of Schleswig-Holstein. Online at: [schleswig-holstein.de - Hydrologie und Niederschlag - Karte der mittleren jährlichen Niederschlagsverteilung in Schleswig-Holstein \(Periode 1991 bis 2020\)](https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/B/biotopkartierung.html). Accessed 26 June 2024

LLUR (2022) Kartieranleitung und Biotoptypenschlüssel für die Biotopkartierung Schleswig-Holstein (Mapping instructions and biotope key for biotope mapping in Schleswig-Holstein, Version March 2019). 2 State Agency for Agriculture, Environment and Rural Areas of Schleswig-Holstein Online at: <https://www.schleswig-holstein.de/DE/fachinhalte/B/biotopkartierung.html> Accessed 26 June 2024

Martens, T., Burbaum, B., Trepel, M., Schrautzer, J. (2022) Climate protection and nature conservation in peatland areas: How does this match with present day agricultural practice? Mires and Peat, Volume 28, Article 18, 15 pp. DOI: 10.19189/MaP.2021.OMB.StA.2289

Martens, T., Schrautzer, J. (2024) Bedeutung der Moorböden und weiterer kohlenstoffreicher Böden für den Natur- und Klimaschutz in Schleswig-Holstein. Natur und Landschaft, Volume 99, 2-9. DOI: 10.19217/NUL2024-01-01.

MELUND (2020) Biologischer Klimaschutz durch Moorschutz und Neuwaldbildung. State Government Report 19/2326, Ministry of Energy, Agriculture, the Environment, Nature and Digitalization Schleswig-Holstein. Online: <http://www.landtag.ltsh.de/drucksache-19-02326>. Accessed: 17.07.2024

MELUND (2021) Kurs Natur 2030 –Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Schleswig-Holstein. Ministry of Energy, Agriculture, the Environment, Nature and Digitalization Schleswig-Holstein. Online: https://www.schleswig-holstein.de/DE/landesregierung/ministerien-behoerden/VI/_startseite/Artikel2021/IV/211027_Biodiversitaet.html. Accessed: 17.07.2024

Minayeva, T.Yu., Bragg, O.M., Sirin, A.A. (2017) Towards ecosystem-based restoration of peatland biodiversity. Mires and Peat, 19, 1-36.

4. Studie III

Moss, D. (2008) EUNIS habitat classification – a guide for users. European Topic Centre on Biological Diversity. Online at:

<https://citeserx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=776ebb2fc9995c886f880dc5d29402e9a9eaae42>. Accessed 05 July 2024

Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J.- P. Raus, T. et al. (2016) Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Applied Vegetation Science*, 19, 3– 264. DOI: 10.1111/avsc.12257

Nordbeck, R., Hogl, K. (2024) National peatland strategies in Europe: current status, key themes, and challenges. *Regional Environmental Change* 24, 5. DOI: 10.1007/s10113-023-02166-4

Peintinger, M., Bergamini, A. (2006) Community structure and diversity of bryophytes and vascular plants in abandoned fen meadows. *Plant Ecology*, 185, 1-17. DOI: 10.1007/s11258-005-9079-y

Raabe, E.W. (1955): Über die Verarmung der Landschaft. *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein*. Band XXVII, H. 2: 171-189

Reichelt, F. (2015) Evaluierung des GEST-Modells zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen aus Mooren (Evaluation of the GEST Model for Estimating Greenhouse Gas Emissions from Peatlands). MSc thesis, University of Greifswald, 47 pp.

Reichelt, F. (2021): Treibhausgas-Emissionen aus organischen Böden in Brandenburg. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 02/ 2021. Online at: <https://greifswaldmoor.de/gmc-schriftenreihe.html>. Accessed 26 June 2024

Rosenthal, G. (2003) Selecting target species to evaluate the success of wet grassland restoration. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98, 227-246. DOI: 10.1016/S0167-8809(03)00083-5

Rosinski, E., Bartel, A., Günther, A., Heinze, S., Hofer, B. et al. (2021) Restoration of raised bog habitats after grassland use - three years of vegetation development in the OptiMoor field trial. *Natur und Landschaft*, 96, 192-201. DOI: 10.17433/4.2021.50153901.192-201

Scharlemann, J.P.W., Tanner, E.V.J., Hiederer, R., Kapos, V. (2014) Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5, 81-91. DOI: 10.4155/cmt.13.77

Scholle, D., Schrautzer, J. (1993) Zur Grundwasserdynamik unterschiedlicher Niedermoor-Gesellschaften Schleswig-Holsteins (On the groundwater dynamics of different fen communities in Schleswig-Holstein). *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz*, 2, 87–98.

4. Studie III

Schrautzer, J., Wiebe C. (1993) Geobotanische Charakterisierung und Entwicklung des Grünlandes in Schleswig-Holstein (Geobotanical characterisation and development of grassland in Schleswig-Holstein). *Phytocoenologia*, 22, 105–144.

Schrautzer, J. (2004) Niedermoore Schleswig-Holsteins: Charakterisierung und Beurteilung ihrer Funktion im Landschaftshaushalt (Fens of Schleswig-Holstein: Characterisation and Assessment of their Function in the Landscape Balance). *Mitteilungen der AG-Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 63, Ökologie-Zentrum, University of Kiel, 350 pp.

Schrautzer, J., Sival, F., Breuer, M., Runhaar, H., Fichtner, A. (2013) Characterizing and evaluating successional pathways off en degradation and restoration. *Ecological Indicators*, 25, 108-120. DOI: 10.1016/j.ecolind.2012.08.018

Schrautzer, J., Breuer, V., Holsten, B., Jensen, K., Rasran, L. (2016) Long-term effects of large-scale grazing on the vegetation of a rewetted river valley. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 207-215. DOI: 10.1016/j.agee.2015.09.036

Schulp, C.J.E., Levers, C., Kuemmerle, T., Tieskens, K.F., Verburg, P.H. (2019) Mapping and modelling past and future land use change in Europe's cultural landscapes. *Land Use Policy*, 80, 332-344. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.04.030

Seer, F., Schrautzer, J. (2014) Status, future prospects, and management recommendations for alkaline fens in an agricultural landscape: A comprehensive survey. *Journal for Nature Conservation*, 22, 358–368. DOI: 10.1016/j.jnc.2014.03.003

Soga, M., Gaston, K.J. (2018) Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16, 222-230. DOI: 10.1002/fee.1794

Swindles G.T., Morris, P.J., Mullan, D.J. Payne, R.J., Roland, T.P. (2019) Widespread drying European peatlands in recent centuries. *Nature geoscience*, 12, 922-928. DOI: 10.1038/s41561-019-0462-z

Tanneberger, F., Moen, A., Barthelmes, A., Lewis, E., Miles, L. et al. (2021a) Mires in Europe – Regional Diversity, Condition and Protection. *Diversity*, 13, 381. DOI: 10.3390/d13080381

Tanneberger, F., Abel, S., Couwenberg, J., Dahms, T., Gaudig, G., et al. (2021b) Towards net zero CO₂ in 2050: an emission reduction pathway for organic soils in Germany. *Mires and Peat*, 27, 05, 17 pp. DOI: 10.19189/MaP.2020.SNPG.StA.1951

Tiemeyer, B., Freibauer, A., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M. et al. (2020) A new methodology for organic soils in national gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 105838, 14 pp. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.105838

4. Studie III

Tiemeyer, B., Heller, S., Oehmke, W., Gatersleben, P., Bräuer, M. et al. (2024) Effects of water management and grassland renewal on the greenhouse gas emissions from intensively used grassland on bog peat. *Agricultural and Forest Meteorology*, 345. DOI: 10.1016/j.agrformet.2023.109858

Timmermann, T., Margóczy, K., Gábor, T., Vegelin, K. (2009) Restoration of peat-forming vegetation by rewetting species-poor fen grassland. *Applied Vegetation Science*, 9, 241-250. DOI: 10.1111/j.1654-109X.2006.tb00673x

Trepel, M., Pfadenhauer, J., Zeitz, J., Jeschke, L. (2017) Germany. In: Joosten, H., Tanneberger, F., Moen, A. (eds.) *Mires and Peatlands of Europe: Status, Distribution and Conservation*, Schweizerbart Science Publishers, Stuttgart, 413– 424.

Tüxen, R. (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. In: Hagemann, E. (Ed.): 81.-87. Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover für die Jahre 1929/30 bis 1935/6.

Uchida, K., Koyanagi, T.F., Matsumura, T., Koyama, A. (2018) Patterns of plant diversity loss and species turnover resulting from land abandonment and intensification in semi-natural grasslands. *Journal of Environmental Management*, 218, 622-629. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.04.059

Van Diggelen, J.M.H., Bense, I.H.M., Brouwer, E., Limpens, J., Van Schie, J.M.M. (2015) Restoration of acidified and eutrophied rich fens: Long-term effects of traditional management and experimental liming. *Ecological Engineering*, 75, 208-216. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.12.006

Van Hardeveld, H.A., Driessen, P.P.J., Schot, P.P., Wassen, M.J. (2017) An integrated modelling framework to assess long-term impacts of water management strategies steering soil subsidence in peatlands. *Environmental Impact Assessment Review*, 66, 66-77. DOI: 10.1016/j.eiar.2017.06.007

Walton, C.R., Zak, D., Audet, J., Petersen, R.J., Lange, J., et al. (2020) Wetland buffer zones for nitrogen and phosphorus retention: Impacts of soil type, hydrologie and vegetation. *Science of The Total Environment*, 727. DOI: 10.1016/j.scitoenv.2020.138709

Warner, B.G., Asada, T. (2006) Biological diversity of peatlands in Canada. *Aquatic Science*, 68, 240-253. DOI: 10.1007/s00027-006-0853-2

Wiebe, C. (1998) Ökologische Charakterisierung von Erlenbruchwäldern und ihren Entwässerungsstadien: Vegetation und Standortverhältnisse (Ecological Characterisation of Alder Carrs and their Drainage Status: Vegetation and Site Conditions). *Mitteilungen der*

4. Studie III

Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg 56, AG Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg e.V., Christian-Albrechts-Universität, Kiel, 156 pp.

Zak, D., McInnes, R. (2022) A call for refining the peatland restoration strategy in Europe. *Journal of Applied Ecology*, 59 (11), 2698-2704. DOI: 10.1111/1365-2664.14261

4. Studie III

4.8 Appendix

Appendix A: Aggregation of biotope types and ecological groups to vegetation units										
Overview of the vegetation units (VU) 1–11. The colloquial name and the ecological characterisation is provided. For each vegetation unit, the corresponding codes according to the EUNIS classification system (Moss 2008 & Chytrý et al. 2020) are mentioned. Furthermore, the hydrology status is provided according to Joosten et al. 2015. An indicator for the land use intensity with the three categories low (0–1 cut per year), moderate (2–3 cuts per year) and high (>three cuts per year) is stated. The Biotopcode according to LLUR 2022 shows the regional Biotope classification. The GEST-Type and the Global warming potential (GWP) are given according to Couwenberg et al. 2011 and Hirschelmann et al. 2020. The GWP is indicated in t CO ₂ eq. ha ⁻¹ a ⁻¹ . The nature conservation value (NCV) is provided according to Martens et al. 2024.										
Vegetation Unit (VU)	Characterisation	EUNIS-Code (2007)	EUNIS-Code (2020)	IAVS (2016)	WCL	LUI	Biotope-Code	GEST-Type	GWP (t CO ₂ eq. ha ⁻¹ a ⁻¹)	NCV
		(Moss 2008)	(Chytrý et al. 2020)	(Mucina et al. 2016)	(Joosten et al. 2015)		(LLUR 2022)	(Couwenberg et al. 2011; Hirschelmann et al. 2020)	(Couwenberg et al. 2011; Hirschelmann et al. 2020)	(Martens et al. 2024)
1	Reeds and tall sedge reeds, very wet, eutrophic	C 3.2; D 5.1; D 5.2	Q 51; Q 53	PHR-01; PHR-04A	5+	Low	NR	Wet reeds	6.5	2
2	Fens and fen meadows, very wet to wet, mesotrophic, base-poor	D 2.2; D 2.3	Q 22	SCH-03B; SCH-03D	5+/4+	Low	GNa/ NSa	Wet small sedges	3	1
3	Fens and fen meadows, very wet to wet, mesotrophic, base-rich	D 2.2; D 4.1	Q 24; Q 41	SCH-01A	5+/4+	Low	GNb/ NSb	Wet small sedges	3	1
4	Wet meadows, mesotrophic to eutrophic	E 3.4	R 35	MOL-05B	4+	Low/Mod	GFc	Very moist grassland	5	1

4. Studie III

5	Abandoned wet meadows, eutrophic	C 3.2, E 3.4, D 5.1	Q 53	PHR-04A; MOL-08	4+	Low	RH/ GNr/GNh/	Very moist meadows, fobs	15.5	2
6	Wet pastures, eutrophic	E 3.4	E 36	MOL-10	4+/3+	Mod/High	GFf/ GMf/ /GYn	moist grassland	19.5	2
7	Species-poor grasslands, eutrophic	E 2.1, E 2.6	R 21; R 22;	MOL-01C	2+	Mod/High	GA (GI)/ GYy	Dry to moderately moist grassland	25-38.5	4
8	Raised bog	D 1.1	Q 11	OXY-01B	5+	Low	MS	Sphagnum hollows	4	1-2
9	Bog regeneration	D 1.1, D 2.3	Q11; Q22	-	5+	Low	MR	Very moist Sphagnum lawn	-3	1
10	Wet bog heaths	D 1.1, D 2.3	Q11; Q22	-	5+/4+	Low	THf	Very moist bog heath	4	1-2
11	Degenerated bogs with <i>Molinia</i> and <i>Erica</i>	D 1.1, D 2.3	Q11; Q22	-	3+	Low	MD	Moist to very moist acidic <i>Molinia</i> meadows	18	3
Other vegetation types occurring in the study areas but not included in the evaluation										
	Cropland				2+/2-	High	AA/ AO	Dry to moderately moist arable land	37,5-38,5	4

4. Studie III

	Moist grassland				4+/3+	Mod/High	GMm/ GMt/ GYf/ GYj/ GYn	Moist grassland	19,5-27	3
	Swamp forests					Low	WB		7,5	1-2
	Further forests					Mod	WT/ We/ WA/ WF/ WG/ WL/ WM/ WO/ WP		30,5	3-4

4. Studie III

Appendix B: Overview of the vegetation units (VU), the present (I to IX), and historical (A to H) assigned vegetation records. The vegetation records contained in the present and historical are indicated (n). The present and historical records are assigned to the VUs (1–7). The present vegetation classification is based on the work of Schrautzer (2004) and the historical records are based on the classification system proposed by Tüxen (1939). Mean Ellenberg indicator values (Ellenberg & Leuschner 2010) were calculated for the present and the historical records. The occurrence of plant sociological classes in percent (%) is provided as per the present and the historical records. VU 8-11 (raised bogs vegetation units) are missing, as no historical information were available for these units.

Vegetation unit (VU)	1			2				3		4				5	6		7
Current vegetation type	I	/	/	II	/	III	/	IV	/	V	/	VI	/	VII	VIII	/	IX
Historical vegetation type	/	A	B	/	C	/	D	/	E	/	F	/	G	/	/	H	/
Plots (n)	63	31	12	15	32	63	7	48	10	21	20	32	9	28	48	13	202
Mean Ellenberg values																	
Light	7.3	7.3	7.2	8	7.7	7.4	7.3	7.4	7.4	6.8	6.9	6.7	6.6	6.4	7	6.8	7.2
Moisture	9.7	9.8	9.1	9.2	8.8	8.3	8.3	8.0	7.2	8.0	7	7.2	6.6	7.4	6.8	6.5	5.8
Reaction	6.7	7	5.7	3.8	3.9	3.1	5.5	5.5	5.9	5.6	5.3	5.9	5.6	5.6	6.1	5.7	6.4
Nutrients	6.2	7.1	5.4	3.1	3.3	3	3.5	3.5	3.0	4.1	4.6	4.9	5.3	5.4	5.8	5.8	6.2
Sociological groups																	
Phragmitetea	83	95	72	15	25	13	12	14	4	18	7	9	3	13	4	4	0
Caricion davallianae	1	0	0	0	2	0	2	11	30	4	0	1	0	0	0	0	0
Scheuchzerio-Caricetea	11	0	10	76	60	58	47	21	11	9	7	1	1	3	0	0	0
Molinietalia	4	0	4	6	2	12	9	27	32	42	44	36	34	27	12	11	0
Filipendulion	0	5	6	0	4	1	2	4	4	2	3	3	5	12	0	1	0
Lolio-Potentillion	0	0	8	0	4	1	17	5	4	0	6	0	10	2	26	29	19
Artemisietea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	18	1	0	5
Molinio-Arrhenatheretea	1	0	0	3	4	16	12	18	15	25	33	46	49	24	56	54	75
<u>Vegetation unit (VU):</u> 1= Reeds and tall sedge reeds; 2 = Fens/fen meadows, base-poor; 3 = Fens/fen meadows, base-rich; 4 = Wet meadows; 5 = Abandoned wet grasslands; 6 = Wet pastures; 7 = Species-poor grasslands																	
<u>Present vegetation types (Schrautzer 2004):</u> I= Communities of the Phragmitum australis, Magnocaricion elatae; II= Communities of the Caricion lasiocarpae (Caricetum rostratae, Caricetum lasiocarpae); III= Communities of the Caricion nigrae; IV= Communities of the Caricion davallianae (Eleocharitetum quinqueflorae, Campylio-Caricetum dioicae); V= Communities of the Calthion palustris, mesotrophic; VI= Communities of the Calthion palustris, eutrophic; VII= Communities of the Calthion palustris; VIII= Communities of the Lolio-Potentillion; IX= Communities of the Cynosurion and Molinio-Arrhenatheretea basic communities																	
<u>Historical vegetation types (Tüxen 1937):</u> A= Scirpeto-Phragmitetum; B= Caricetum gracilis; C= Caricetum canescentis Agrostidetum caninae, Subass. <i>Carex rostrata</i> ; D= Caricetum canescentis Agrostidetum caninae, Subass. <i>Carex panacea</i> ; E= Schoenetum nigricantis, Subass. <i>Eleocharis quinqueflora</i> ; F= Cirsium oleraceum-Angelica sylvestris Subass. Subass. <i>Carex nigra</i> ; G= Cirsium oleraceum-Angelica sylvestris; H= Ranunculus repens-Alopecurus geniculatus Subass. <i>Poa trivialis</i>																	

4. Studie III

Appendix C: Detailed characterization of the vegetation units. The water classes (WCL) according to Joosten et al. 2015, Nature Conservation Value (NCV) according to Martens et al. 2024 and the Global Warming Potential (GWP) according to Martens et al. 2024 are given for each unit. In addition, the site conditions, phytosociological classification are described. Furthermore, for each unit typical plant species are named.

VU 1 reeds and tall sedge reeds (WCL: 5+, NCV: 2, GHG: 6.5 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Species of this group colonise very wet sites with fluctuating water tables close to the soil surface, indicated by very high Ellenberg-Values for moisture (Ellenberg & Leuschner 2010). Extended flooding periods are common and the vegetation is dominated by species of the Phragmitetea, such as *Phragmites australis*, *Glyceria maxima*, *Carex acutiformis*, and *Carex acuta*. Additional indicators of high wetness are *Rumex hydrolapathum*, *Sparganium erectum* and *Cicuta virosa*, which distinguish this unit from other vegetation types. Typical species of wet grasslands (Molinietalia) are rare, and species of mesic grasslands (Molinio-Arrhenatheretea) are absent (Appendix B). Despite high methane emissions due to regular flooding, the GHG potential remains low.

VU 2 fens and fen meadows, base-poor (WCL: 5+/4+, NCV: 1, GHG: 3 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Poor fens are found at very wet sites. The absence of flood-tolerant species of the Phragmitetea indicates that prolonged periods with water tables above the soil surface are rare. Mesotrophic species of the Scheuchzerio-Caricetea, such as *Agrostis canina* and *Carex canescens*, are characteristic of the low nutrient and base availability at these sites corresponding to low Ellenberg-values for soil reaction and nutrients (Ellenberg & Leuschner 2010, Appendix B). The GHG potential is lower than VU 1 due to reduced methane emissions. This unit is highly endangered in Central Europe (FFH type 7140) due to land use intensification and abandonment.

VU 3 fens and fen meadows, base-rich (WCL 5+/4+, NCV 1, GHG: 3 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Alkaline fens are characterised by species of the Caricion davallianae alliance, including *Parnassia palustris*, *Carex dioica*, and *Eleocharis quinqueflora* (Appendix B). Only a few sites represent transitions to the straw meadows of the Molinion. The base-rich, nutrient-poor, and wet conditions are typical for percolation fens with continuous, lateral groundwater inflow. This VU is indicated by high Ellenberg values for soil reaction and moisture with low nutrient values. Occasionally, this VU occurs along lake shorelines at chalk-rich sites. VU 3 is among the most threatened ecosystems in Europe (FFH 7230). Its GHG potential remains low.

4. Studie III

VU 4 wet meadows (WCL 4+, NCV 1, GHG: 5 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

This group encompasses systems on organic soils developed through moderate drainage of poor and alkaline fens. Vegetation is characterised by species of *Molinietalia* (Appendix B) and others, including *Cirsium oleraceum*, *Bistorta officinalis*, and *Senecio aquaticus*, with mean annual water tables between 10 and 25 cm below the surface. Therefore, nutrient availability is higher than that at fen sites. Within this group, eutrophic types (VU 4b) can be distinguished from more nutrient-poor ones (VU 4a). At present, these sites are mowed once per year or moderately grazed as part of nature conservation measures. According to the current GEST concept, GHG emissions are estimated at 5 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹ (“very moist grasslands”, Cowenberg et al. 2011, Hirschelmann et al. 2020). Despite being highly endangered in Central Europe, they are not listed within the scope of the FFH directive.

VU 5 abandoned wet grasslands (WCL 4+, NCV 2, GHG: 15.5 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Due to infrequent and low-intensive land use or abandonment, tall-growing herbs such as *Filipendula ulmaria*, grasses such as *Phalaris arundinacea* and *Glyceria maxima* or sedges such as *Carex acutiformis* and *Carex acuta* have become dominant in previously used wet peatlands. Low-growing, light-demanding species, such as Scheuchzerio-Caricetea, have been displaced (Appendix B). Hydrological conditions vary more than at VU 4, resulting in the classification of this peatland as GEST-Unit “moist to very moist grassland” with higher GHG emissions (15 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹). Indicators of high wetness and prolonged flooding are absent. In the oldest fallows, ruderal species of the Artemisietea, such as *Urtica dioica* and *Galium aparine*, have been promoted by the development of thick litter layers (Appendix B). This VU did not exist in the 1930s.

VU 6 wet pastures (WCL 4+/3+, NCV 2, GHG: 19.5 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Disturbance-tolerant species adapted to alternating wet conditions dominate the vegetation of VU 6. Species composition includes grasses, such as *Glyceria fluitans*, *Alopecurus geniculatus* and *Agrostis stolonifera*, and herbs, such as *Ranunculus repens* and *Potentilla anserina*, all typical species of the Lolio-Potentillion alliance (Appendix B). These sites are usually more drained, resulting in higher peat compaction and nutrient availability indicated by higher Ellenberg-values for nutrients than for wet meadows (VU 4). Grazing intensity ranges from intensive to moderate with species, including *Lychnis flos-cuculi*, *Myosotis scorpioides* and *Caltha palustris*, indicating transitions to the more species-rich wet meadows. Areas mapped as the “*Ranunculus repens*-*Alopecurus geniculatus* association” in the 1930s were classified as “wet pastures” with relatively high water tables (GEST-Unit: “moist to very moist

4. Studie III

grasslands”) and low GHG emissions because all synthetic tables contain several *Molinietalia* species (Appendix B).

VU 7 species-poor grasslands (WCL 3+/2+, NCV 4, GHG: 25 to 38.5 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Intensively used peatlands are species-poor, dominated by mesic grassland species of the Molinio-Arrhenatheretea (Appendix B). The dominant species are *Lolium perenne*, and other mesic grassland species, such as *Poa trivialis*, *Poa pratensis*, and *Trifolium repens*. VU 7 sites have the driest conditions (“dry to moderately moist grasslands”) and the highest GHG emissions (25 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹ on peatlands and 27 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹ on peaty soils). VU 7 was absent in historical maps.

VU 8 and VU 9 raised bog remnants and bog regeneration sites (WCL 5+, NCV 1-2, GHG: -3 to 4 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

The species composition of both VUs is very similar. They are characterised by a pronounced moss layer of typical raised bog species, such as *Sphagnum medii* and *Sphagnum rubellum*, along with other Oxycocco-Sphagnetea species, including *Andromeda polifolia* or *Oxycoccus palustris*. Water tables are constantly high without exceeding the uppermost herb and moss layer, resulting in low global warming potential (GWP).

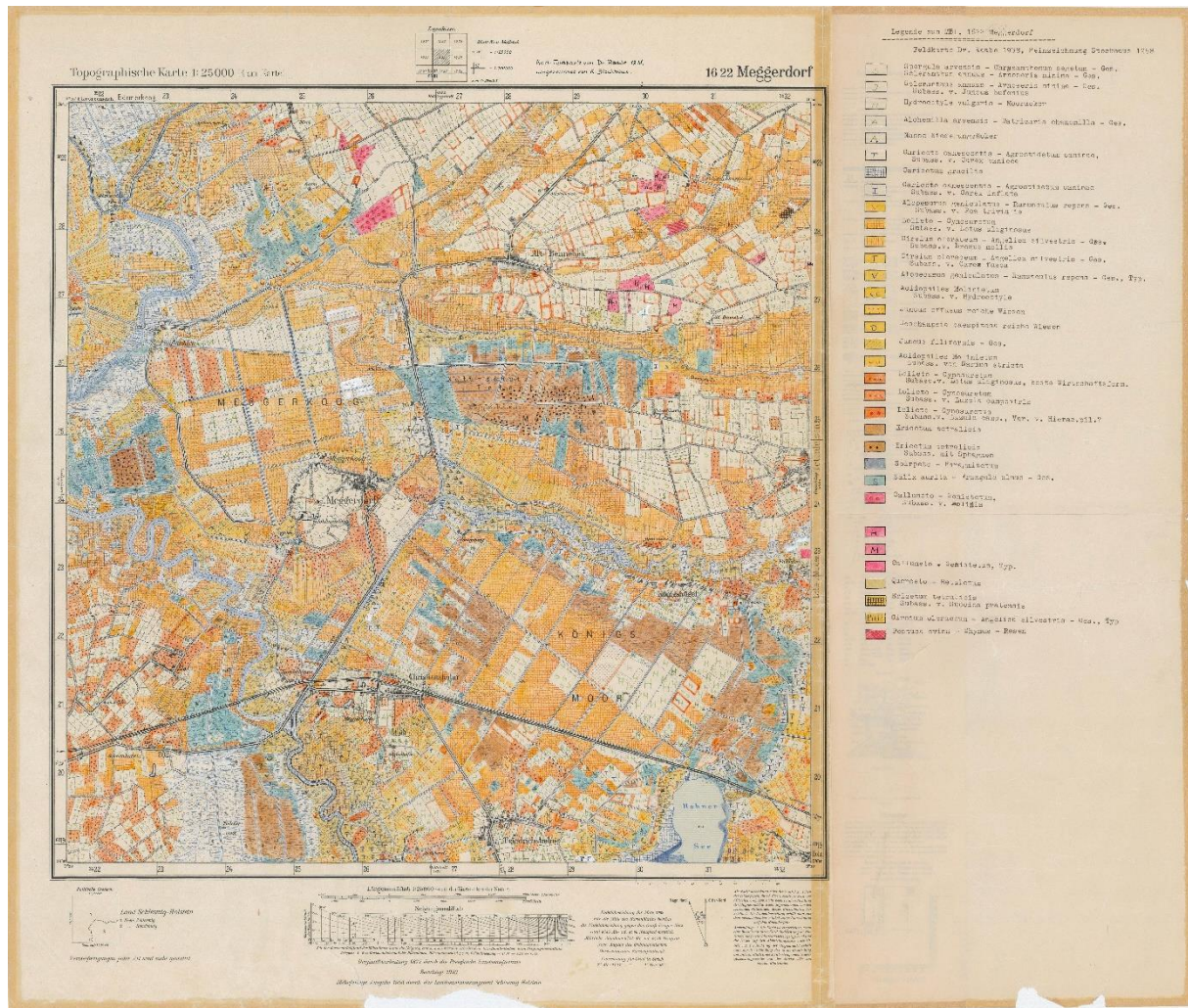
VU 10 wet bog heath (WCL 5+/4+, NCV 1-2, GHG: 4 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Stands with more than 25% of *Sphagnum* ssp. and less than 50% coverage of the dwarf shrub *Erica tetralix* characterise the initial degeneration stage of raised bog ecosystems. Typical bog species are present, but drainage, indicated by higher coverages of *Calluna vulgaris*, leads to higher GHG emissions compared with VU 8 and VU 9.

VU 11 degenerated raised bogs with *Molinia caerulea* or *Erica tetralix* (WCL 3+, NCV 3, GHG: 18 t CO₂ eq. ha⁻¹a⁻¹)

Deep drainage in the past at raised bog sites has resulted in the loss of typical species and the dominance of *Molinia caerulea*, *Erica tetralix*, or *Calluna vulgaris* (“dry bog heath”). The upper soil horizon is aerated, leading to high mineralisation rates and CO₂ emissions. In the final stage, trees such as *Betula pubescens* and/or *Betula verrucosa* are expected to overgrow in these sites.

Appendix D: Exemplary representation of the map tile “Meggerdorf” from the 1930s (Vegetation mapping by Christiansen & Raabe 1932-1939; Vegetation classification by Tüxen 1937). The following color codes can be assigned to the following vegetation types: yellow= species rich wet grasslands; orange= more intensively used grassland; blue= reeds/ tall sedge reeds; brown= bog degradation stages; colourless= cropland



5. Studie IV:

Langfristige Veränderung des C-Haushalts von landwirtschaftlich genutzten Hochmooren Schleswig-Holsteins

5.1 Einleitung

Wegen hoher THG-Freisetzungsraten aus entwässerten Torfen sind Moore in der jüngeren Zeit verstärkt in den Fokus von naturschutzfachlichen Bemühungen gerückt. Für die Bundesebene bedeutet dies: Die Menge der freigesetzten Emissionen aus Moorböden soll bis 2030 um 5 Mio. t CO₂-Äq*a⁻¹ reduziert werden (Bund-Länder-Zielvereinbarung, 2021). Auch auf Ebene der Bundesländer wurden ambitionierte Ziele zur Reduktion von THG-Emissionen unter anderem aus organischen Böden festgelegt. Dabei hat Schleswig-Holstein (SH) das Reduktionsziel bis 2030 700.000 t CO₂-Äq*a⁻¹ aus organischen Böden ausgesprochen (Schleswig-Holsteinischer Landtag 2020). Für SH existieren aktuelle Kalkulationen über die freigesetzten Treibhausgasemissionen der organischen Böden (Tiemeyer et al. 2020, Martens et al. 2022, Martens et al. 2024). Diese Bilanzen verdeutlichen, dass besonders landwirtschaftlich als Grünland genutzte organische Böden die größten THG-Freisetzungsraten aufweisen.

Für valide Aussagen zu freigesetzten bzw. eingesparten THG-Emissionen ist ein umfassendes Wissen über die Eigenschaften und Funktionen organischer Böden von zentraler Bedeutung. Mit Hilfe von statistisch belegten typischen Moor-Bautypen und deren C-Gehalten und C-Verlustraten können zum Beispiel flächenhafte Aussagen zur Verbreitung unterschiedlich stark emittierender Moore getroffen werden (Fell et al. 2016). Dabei kann man sich den Kennwerten zu Bautypen und deren C-Gehalten und C-Verlustraten auf unterschiedliche Weise nähern. Mit Messverfahren wie Haubenmessungen oder der Eddy-Kovarianzmethode können aktuelle Gasflüsse (CO₂, CH₄, N₂O) direkt erfasst und Verlustraten (CO₂-Äquivalente) beziffert werden (siehe Einleitung, Kapitel 1.6). Wie bereits im Kapitel 1.5 beschrieben, existieren in der gesamten BRD weitreichende Kenntnisse über die aktuellen C-Freisetzungsraten aus organischen Böden. Diese betragen für landwirtschaftlich genutzte Grünlandssysteme je nach Studie zwischen ca. 18,8 - >60 t CO₂-Äq*a⁻¹ (Liste mit einer Übersicht siehe Einleitung). Für die nationale THG-Berichterstattung werden die Emissionsfaktoren von Tiemeyer et al. 2020 herangezogen, hier ist das Grünland auf Moorböden zum Beispiel mit 31,7 t CO₂-Äq*a⁻¹ beziffert. Direkte Messungen von THG-Emissionen wurden bislang an einem Standort in der Regel nur über kurze Zeiträume bis maximal drei Jahren durchgeführt und eignen sich deshalb nicht oder nur bedingt zur Dokumentation langjähriger C-Verlustraten. Eine geeignete

5. Studie IV:

Methode hierfür ist deren Ableitung aus Ergebnissen erneut aufgenommener älterer Moorprofile (Wiederholungsinventuren). Dabei werden die C-Gehalte der Bodenhorizonte zur Mächtigkeit des Bodenprofils in Beziehung gesetzt und aus den Mächtigkeitsdifferenzen die C-Verlustraten berechnet. Aus der Kombination von flächenhaft verfügbaren Daten zu Geländehöhenverlusten und der Verbreitung der o.a. Bautypen lassen sich folglich Informationen zu großflächigen C-Verlusten ableiten. Langfristige Untersuchungen zu Geländehöhenverlusten oder Modelle, die diese Verluste in die Zukunft prognostizieren, sind bedauerlicherweise selten, für landwirtschaftlich genutzte Hochmoore fehlen solche Untersuchungen vollständig. Für Brandenburg existieren zum Beispiel langfristige Untersuchungen von Fell et al. 2016 zu landwirtschaftlich genutzten Niedermooren. Hier wurden Geländehöhenverluste und darauf aufbauend langfristige C-Verlustraten aus dem Vergleich von historischen und aktuellen bodenkundlichen Profilaufnahmen abgeleitet. Dabei wurde festgestellt, dass die Geländehöhenverluste mit steigender Mächtigkeit der organischen Auflage höher ausfallen (1,0 - 1,1 cm/a) als bei geringen organischen Auflagen (0 - 0,4 cm/a). Weiter wurde in dieser Untersuchung das Ausgangsgestein, auf dem die organische Auflage aufgewachsen ist, als Kriterium für unterschiedliche Sackungsraten herangezogen. So waren die Geländehöhenverluste bei unterliegendem Sand (0,54 cm/a) und Lehm (0,56 cm/a) höher als bei Mudden (0,24 cm/a). Bei der Studie von Fell et al. 2016 ist jedoch zu erwähnen, dass die Mächtigkeitsklassen der organischen Auflagen ab einer Mächtigkeit von <100 cm als extrem mächtig eingestuft wurden. Diese Einstufung ist so nur bedingt übertragbar, da in anderen Bundesländern wie Schleswig-Holstein oder Niedersachsen in den meisten Fällen größere Mächtigkeiten als 100 cm vorherrschen (Onlinequelle: <https://mooris-niedersachsen.de/?pgId=150>, LLUR 2015). Auch in den Niederlanden existieren zum Beispiel Ergebnisse solcher Untersuchungen. So wurden Geländehöhenverluste auf organischen Böden bis zum Jahr 2100 von Hardeveld et al. 2017 modelliert und dabei im untersuchten Gebiet Geländehöhenverluste für verschiedene Szenarien berechnet. Bei der aktuellen Nutzung mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung für Milchproduktion mit niedrigen Wasserständen würden bis 2100 Geländehöhenverluste von > 1 m auftreten bei mittleren Sackungsraten von 0,5 cm pro Jahr, wobei die höchsten Sackungsraten bis zu 20 mm pro Jahr betragen. Würden die Wasserstände ganzjährig nahe der Bodenoberfläche liegen (0 - 10 cm unter GOK), fallen die modellierten Geländehöhenverluste mit 0,2 – 0,06 mm pro Jahr deutlich geringer aus, hier wären bis 2100 Höhenverluste von < 0,5 m zu erwarten (Hardeveld et al. 2017).

Das Verbundprojekt „BEWAMO“ (Ein Bewertungstool für Kategorien der Schutzwürdigkeit und ein fernerkundungsbasiertes Monitoring landwirtschaftlich genutzter Moore) hat sich mit dem Themenbereich des C-Vorrats und der C-Verlustraten in landwirtschaftlich genutzten Mooren wissenschaftlich auseinandergesetzt. Von zwei Verbundpartnern, der Humboldt-Universität-Berlin (HU-Berlin) und der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel (CAU) wurden in zwei

5. Studie IV:

Projektregionen Wiederholungsinventuren von landwirtschaftlich genutzten Mooren durchgeführt und diese hinsichtlich des C-Vorräte und der langfristigen C-Verlustraten untersucht. Ein Ziel war es, dass die Ergebnisse nicht nur für einzelne Aufnahmepunkte Gültigkeit haben, sondern eine für die jeweilige Projektregion flächenhaft umfassende Aussagekraft besitzen. Innerhalb des Projektes war der Projektpartner HU-Berlin für die landwirtschaftlich genutzten Niedermoore und die CAU für die landwirtschaftlich genutzten Hochmoore zuständig. Die einzelnen Auswertungsabschnitte wurden jedoch zu jedem Zeitpunkt eng miteinander abgestimmt und, wo es die Ergebnisse zuließen, wurden die Auswertungsschritte für die Nieder- und Hochmoore gemeinsam durchgeführt. Die Untersuchungen fanden in Schleswig-Holstein in der Projektregion „Eider-Treene-Sorge-Niederung (Schleswig-Holstein, Abbildung 5.1) und im Oberen Rhinluch (Brandenburg) statt. Im Folgenden werden ausschließlich die Ergebnisse aus Schleswig-Holstein präsentiert, da in Brandenburg keine landwirtschaftlich genutzten Hochmoore vorkommen. Die von der CAU durchgeführten moorbodenkundlichen Untersuchungen waren auf die Projektregion Eider-Treene-Sorge-Niederung begrenzt. In BEWAMO wurden keine direkten THG-Emissionen gemessen, sondern ein vergleichender Ansatz gewählt.

Ziele der moorbodenkundlichen Untersuchungen in Schleswig-Holstein im Verbundprojekt BEWAMO waren im Detail:

- Die Ableitung von typischen Bautypen landwirtschaftlich genutzter Hochmoore in der Projektregion
- Die Berechnung der C-Vorräte für die Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore
- Durch Wiederholungsinventuren messbare C-Verlustraten abzuleiten und diese Ergebnisse nach Möglichkeit mit anderen kalkulierten oder in der Literatur vorhandenen C-Verlustraten zu vergleichen.

5. Studie IV:

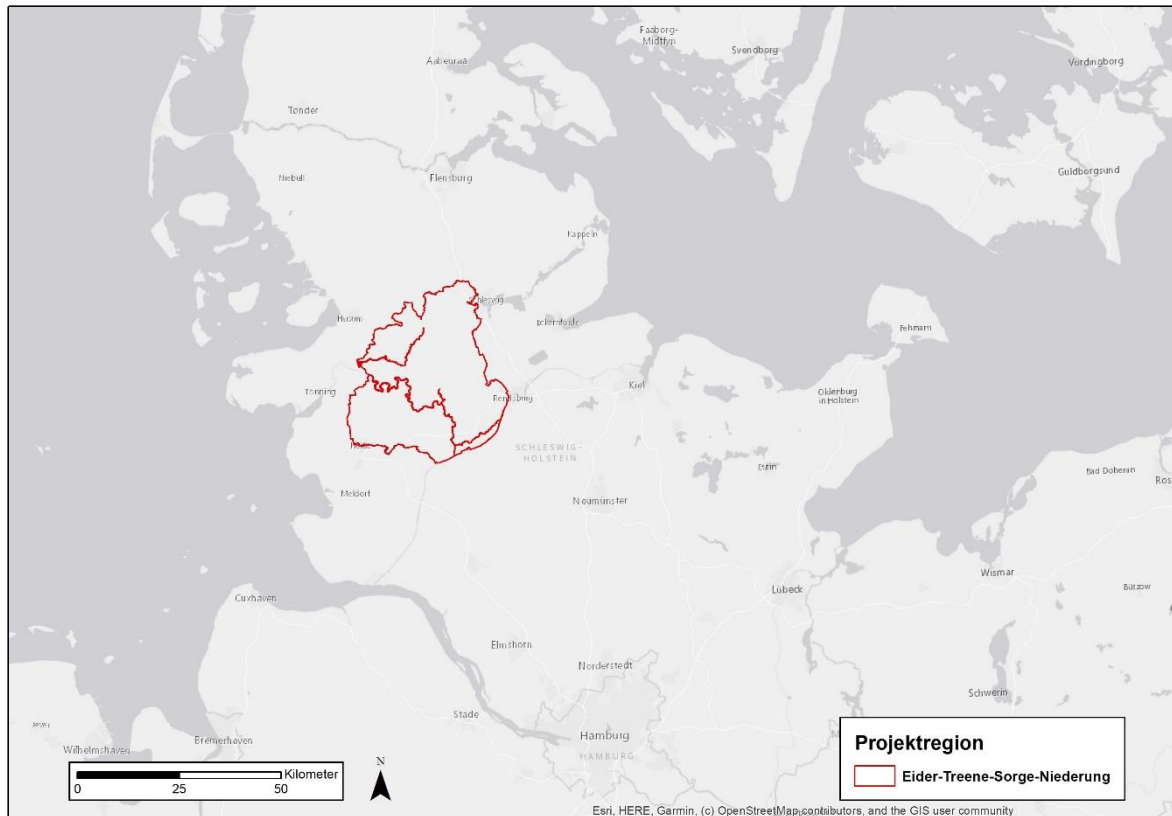


Abbildung 5.5: Projektregion „Eider-Treene-Sorge-Niederung“ in Schleswig-Holstein. Die Projektregion ist in Form des Verbandsgebietes des Eider-Treene Wasser und Bodenverbands dargestellt.

5.2 Methoden

5.2.1 Bautypen für landwirtschaftlich genutzte Hochmoore in der Projektregion

Die Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der Eider-Treene-Sorge-Niederung wurden aus historischen Profilen abgeleitet. Dafür wurde ein Datensatz vorbereitet, der die wesentlichen Informationen für diesen Prozess enthielt. Entscheidend war dabei, dass die Informationen der Altprofile vollständig bis zum Ausgangsgestein vorhanden waren, da nur auf diese Weise die Mächtigkeit der organischen Auflage bestimmt werden konnte. Außerdem musste die Lage des Profils eindeutig sein und der untersuchte Standort aktuell landwirtschaftlich als Grünland genutzt werden. Als letzte Voraussetzung musste das Profil eine eindeutige Beschreibung der Bodenhorizonte sowie der Bodensubstrate besitzen. Nur bei Erfüllung dieser Bedingungen war es möglich, aus den Daten für die Region typische Leitprofile zu erstellen und diese für einen Vergleich mit aktuellen bodenkundlichen Aufnahmen heranzuziehen. Aus dem Landesamt für Umwelt Schleswig-Holstein (LfU SH) wurde ein umfangreicher Datensatz mit insgesamt >25.000 historischen bodenkundlichen Profilaufnahmen aus der Projektregion zur Verfügung gestellt. Nachdem die Altdaten auf die zuvor genannten Kriterien hin überprüft und gefiltert wurden, blieben für die Erstellung der repräsentativen Bautypen landwirtschaftlich genutzter Hochmoore 3.760 Altprofile übrig.

5. Studie IV:

Die Differenzierung der Altprofile in Bautypen erfolgte nach unterschiedlichen Kriterien. Zunächst wurden vier Mächtigkeitsklassen definiert (Klasse 1: 30 – 69 cm, Klasse 2: 70 – 119 cm; Klasse 3: 120 – 199 cm, Klasse 4: ≥ 200 cm). Hochmoorböden mit einer organischen Auflage von < 30 cm (entspricht anmoorigen Böden) kamen in dem ausgewerteten Datensatz nicht vor. Im Gegensatz zu Fell et al. 2016 wurden die Mächtigkeitsklassen bis zu einer organischen Auflage bis 199 cm klassifiziert, da bereits nach der Sichtung der Daten deutlich wurde, dass in der ETS-Projektregion mächtige organische Auflagen regelmäßig auftreten. Als weiteres Unterscheidungsmerkmal wurde das Vorkommen von mineralischen Auflagen auf den organischen Böden erfasst.

Des Weiteren wurden das Ausgangsgestein und der Moortyp nach bodenkundlicher Kartieranleitung (Ad-Hoc Boden 2005) untersucht.

Als letzter Auswertungsschritt wurde der Moortyp (Ad-Hoc Boden 2005) bezüglich seiner Aussagekraft auf die Struktur des Oberbodens ausgewählt. In der Bodenkundlichen Kartieranleitung 5 (KA5, Ad-Hoc Boden 2005) ist vor allem bei Hochmooren der aktuelle Zustand des Oberbodens ein zentrales Kriterium für Klassifizierung der Hochmoorböden. An dieser Einteilung wurde sich bei der Ableitung der Bautypen orientiert, da auf diesem Wege eine Übertragbarkeit für andere Regionen möglich ist. In der KA5 wird grundsätzlich zwischen Norm-Hochmooren und Erd-Hochmooren unterschieden. Norm-Hochmoore weisen keine vererdeten Oberböden auf und entsprechen so naturnahen Hochmoorstadien mit Wasserständen ganzjährig nahe der Geländeoberfläche. Erd-Hochmoore hingegen weisen im Oberboden Degradierungsmerkmale in Form von Vererdung auf. Dieser Typ entsteht durch anthropogene Überprägung (landwirtschaftliche Nutzung, Entwässerung).

5.2.2 Moorbodenkundliche Ergänzungen

Zwischen Juni und September 2019 wurden zunächst kürzere Kampagnen mit bodenkundlichen Ergänzungsaufnahmen durchgeführt. Diese dienten vor allem dem Abgleich der Kartierenden im Verbundprojekt sowie der Vernetzung mit lokalen Fachbehörden (u.a. LfU SH). Außerdem lag ein Fokus dieser ersten Untersuchungen auf der Festlegung von Arbeitsabläufen bei den laboranalytischen Untersuchungen, so dass vor den Hauptuntersuchungen in 2020 alle methodischen Aspekte mit den Projektpartnern abgestimmt wurden. Die Hauptkampagne fand zwischen August bis Oktober 2021 statt. In diesem Zeitraum konnten 60 bodenkundliche Profilaufnahmen sowie die entsprechenden Laboruntersuchungen durchgeführt werden. Bei der randomisierten Auswahl der Standorte für die bodenkundlichen Ergänzungsaufnahmen wurde darauf geachtet, dass ein Vergleichsprofil (Altdaten) in unmittelbarer Nähe vorlag. Die bodenkundlichen Profile wurden möglichst nah am Standort der Altdaten erneut aufgenommen, um einen bestmöglichen Vergleich zu

5. Studie IV:

erhalten. Es wurde immer nach demselben Verfahren vorgegangen. Zunächst wurde eine Profilgrube bis zu einer Tiefe von mind. 100 cm unter GOK geöffnet. Für diesen Bereich wurden die Boden-Horizonte mit der genauen Lage (Tiefe) dokumentiert. Anschließend wurden die weiteren Felddaten erhoben (Bodensubstrat, Substrat-Beimengungen, Humusgehalt, Bodengefüge, Durchwurzelung). Häufig wiesen die untersuchten Standorte höhere Torfmächtigkeiten als die 100 cm tiefe Profilgrube auf, in diesen Fällen wurde die Profilansprache bis zum Bodenausgangsgestein mit einer Klappsonde fortgesetzt. Nach der Bodenansprache wurden in der Schürfgrube die Proben für die Laboruntersuchungen entnommen. Es wurde zum einen eine Mischprobe des Horizontes für die CNS-Analytik und die pH-Wert Bestimmung entnommen. Die Mischproben konnten bis zum Ausgangsgestein gesammelt werden. Für die Bestimmung der Trockenrohdichte der jeweiligen Horizonte wurden Stechzylinderproben entnommen, es wurden pro Bodenhorizont 5 Trockenrohdichteproben entnommen. Diese wurden vertikal aus dem Horizont gewonnen. Die Trockenrohdichte konnte im Gegensatz zu den Mischproben nur im Bereich der Schürfgrube entnommen werden, sodass für die tiefer liegenden Horizonte keine Trockenrohdichten mittels Felddaten entnommen werden konnten.

Bei der Auswahl der Standorte für die moorbodenkundlichen Ergänzungen wurde darauf geachtet, nach Möglichkeit für jeden Bautyp eine ausreichende Anzahl von Referenzaufnahmen durchzuführen.

5.2.3 Unterkapitel Laboranalysen Trockenrohdichte, CNS-Analytik, pH-Wert

Zur Ermittlung der Trockenrohdichten (TRD) wurden die Stechzylinderproben nach möglichst verlustfreier Überführung in Schalen und der Einwaage des Nassgewichts der Proben bei 105° C für 72 h im Trockenschrank getrocknet. Nach der Trocknung der Stechzylinderproben wurde das Trockengewicht [g] ermittelt. Auf diese Weise konnten die TRD [g/cm³], wie auch der Anteil des Bodenwassers [%] durch das vorherige Wiegen des Nassgewichtes [g] ermittelt werden. Unter der TRD versteht man das Verhältnis der trockenen Bodenmasse zum Bodenvolumen ausgedrückt in g/cm³ (Ad-Hoc Boden, 2005; Blume et al. 2011).

Berechnung der TRD (Ad-Hoc Boden, 2005; Scheffer und Schachtschnabel 2018):

$$p_B = \frac{m_f}{V_g}$$

$$p_B = \text{TRD [g/cm}^3\text{]}$$

$$m_f = \text{Masse des getrockneten Bodens [g]}$$

$$V_g = \text{Volumen der Probe [cm}^3\text{]}$$

5. Studie IV:

Auch die Mischproben wurden in Schalen überführt und bei 40° C 96 h im Trockenschrank getrocknet. Die getrockneten Mischproben wurden je nach Notwendigkeit gemörsert und dann auf 2 mm Partikelgröße gesiebt. Zur Analyse der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Schwefelgehalte wurden die auf 2 mm gesiebten Mischproben je nach Sandgehalt bis zu 25 Minuten in einer Kugelmühle gemahlen. Anschließend wurden sie mit einem C/N-Analyzer ausgewertet. Für jede Mischprobe wurde der pH-Wert in einer 0,01 molaren CaCl₂-Lösung gemessen.

5.2.4 Methoden der Berechnung der C-Vorräte und der C-Verlustraten

Ein zentraler Bestandteil in BEWAMO war es, aktuelle C-Kennwerte für die erstellten Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore zu berechnen. Das beinhaltet die C-Vorräte der organischen Auflage bis zum Ausgangsgestein und die aktuellen und langfristigen C-Verlustraten durch Mineralisierungsprozesse. Die Berechnungen sollten für die Bautypen aus den Altdaten berechnet und für die aktuellen bodenkundlichen Ergänzungsaufnahmen aus den gewonnenen Proben ermittelt werden. Für die Altdaten konnten diese Berechnungen jedoch nicht wie geplant durchgeführt werden, da für die Projektregion kaum und im Falle der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore keine laboranalytischen Daten (C-Gehalte oder Trockenrohddichten) vorhanden waren. Um trotzdem valide Aussagen für die Bautypen treffen zu können, wurden die Daten, die im Rahmen der moorbodenkundlichen Ergänzungen aufgenommen wurden, für die Berechnung der C-Vorräte der Altdaten verwendet. Hierfür wurden die gesamten laboranalytischen Daten der HU-Berlin und der CAU Kiel herangezogen. Nachdem alle Laboruntersuchungen abgeschlossen waren, wurden die Ergebnisse identischer Horizonte zusammengefasst (Mittelwerte für Trockenrohddichte, C/N-Verhältnis, pH-Wert), um eine möglichst valide Aussage für den jeweiligen Horizont zu erhalten. Aus diesen Mittelwerten konnten C-Vorräte für die Bautypen sowie für die nicht beprobten Horizonte (tiefliegende Horizonte, die mit Schürfguben nicht erreicht werden konnten) berechnet werden. Die C-Vorräte (C_{stock}) wurden wie folgt berechnet (Fell et al. 2016):

$$C_{stock} = \sum_{i=1}^n BD_i * C_i * Z_i$$

C_{stock} = Kohlenstoff-Vorrat [t/ha]

BD = Trockenrohddichte (Bulk density) [g/cm³]

C = Kohlenstoffgehalt des Horizontes [%]

Z = Mächtigkeit des Horizontes [cm]

i = fortlaufende Nummer innerhalb des Profils

5. Studie IV:

Durch den Vergleich der vorhandenen C-Vorräte zu zwei Zeitpunkten lässt sich der C-Verlust während des untersuchten Zeitraums bestimmen. Darüber hinaus können durch den Vergleich der organischen Auflage zu zwei Zeitpunkten Geländehöhenverluste berechnet werden. Außerdem können durch die im Projekt vorgenommenen exakten Profibeschreibungen die THG-Freisetzungsraten für den Standort rechnerisch ermittelt werden. Dabei wird die C-Verlustrate der von Bodendegradierung/Mineralisierung betroffenen Horizonte berechnet und dieser Wert auf die gängige Einheit CO₂-Äquivalente hochgerechnet.

5.2.5 Mächtigkeit des degradierten Oberbodens von landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden

Der Zustand von Torfen nahe der Geländeoberfläche in Mooren ist ein guter Indikator für deren Erhaltungszustand. Die Degradierung des Oberbodens steht in direktem Zusammenhang mit dem Wasserhaushalt des Moores. Nur im von Entwässerung betroffenen Bereich des Torfes findet verstärkter mikrobieller Abbau von Kohlenstoffverbindungen zu CO₂ statt und der Oberboden beginnt zu degradieren (Constantin et al. 2022). Je stärker und regelmäßiger die Entwässerung an einem Punkt ausfällt, desto intensiver fallen die Degradierungsprozesse aus (Evans et al. 2021).

Das Vorkommen und die Mächtigkeit eines degradierten Oberbodens kann aus den genannten Gründen als Proxy für die Entwässerungstiefe und Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung herangezogen werden. In BEWAMO war es durch die Wiederholungskartierungen zu zwei Zeitpunkten möglich, diesbezüglich einen Vergleich der Oberbodenhorizonte für die landwirtschaftlich genutzten Hochmoore durchzuführen.

Für diesen Vergleich wurden alle Profilpaare (bestehend aus dem Altprofil und neu aufgenommenen Profil) verwendet. Der erste Auswertungsschritt bestand darin, die Zersetzungsstufen der Profile bis zu einer Tiefe von 100 cm unter GOK nach der z-Skala neu einzuteilen. Die z-Skala besteht aus 5 Klassen, wobei z1 unzersetztem und z5 stark zersetztem (amorphem) Torf entspricht (Ad-Hoc Boden 2005). Während der bodenkundlichen Feldkampagne und auch in den Altdaten entsprachen die Zersetzungsstufen nicht dieser Skala, sondern sie wurden nach von POST 1923 eingeteilt. Die Einteilung nach VON POST 1922 wird nach einer 10 stufigen Skala durchgeführt, hier entspricht H1 unzersetztem Torf und H10 stark zersetztem (amorphem) Torf (Ad-Hoc Boden 2005).

In dieser Auswertung wurde die z-Skala (Ad-Hoc Boden 2005) verwendet, da die Aussagen so eine größere Robustheit besitzen. Die von Post-Skala ist zwar detaillierter, jedoch können hier leichter strukturelle Fehler (u.a. fortlaufende Kartierfehler) auftreten. Außerdem wird in der

5. Studie IV:

Auswertung ein langer Zeitraum > 40 Jahre betrachtet und es konnten keine Originaldaten, Bilder, Proben o.ä. eingesehen werden, um einen Eindruck der damals vorgenommenen Klassifikation zu erhalten.

Anschließend wurden die betrachteten Profile bis zu einer Tiefe von 100 cm unter GOK in Stufen von je 9 cm eingeteilt. Durch diese Einteilung lassen sich die Veränderungen des degradierten Horizonts in einem Profilpaar darstellen.

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Bautypen und C-Pools von Hochmooren in der Eider-Treene-Sorge-Niederung in Schleswig-Holstein

Die Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore zeigen ein deutliches Bild (Tabelle 5.4). Insgesamt sind über 70 % der ausgewerteten Profile der Mächtigkeitsklasse ≥ 200 cm zuzuordnen. Die flachgründigeren Mächtigkeitsklassen kommen mit geringeren Stetigkeiten (4 – 9 %), vor. Landwirtschaftlich genutzte Hochmoorböden mit einer organischen Auflage von < 30 cm (entspricht anmoorigen Böden oder Moorgleyen) waren im Datensatz nicht vorhanden. Mineralische Auflagen kamen regelmäßig bei sehr mächtigen Hochmoorböden (10 % der ausgewerteten Profile) vor. Das Bodenausgangsgestein ist hauptsächlich sandig, nur vereinzelt treten Profile mit schluffigen oder limnischen Substraten (Mudden) im Datensatz auf, diese jedoch mit so geringen Stetigkeiten, dass kein eigenständiger Profiltyp ableitbar ist. Aus der Tabelle 5.4 wird deutlich, dass die Bautypen 1-4 dem nach bodenkundlicher Kartieranleitung dem Bodentyp „Erd-Hochmoor“ entsprechen. Das bedeutet, dass die Profile dieser Klassen Vererdungshorizonte aufwiesen.

Die Zuordnung der identifizierten Bautypen 1-5 zu den Altprofilen in % verdeutlicht, dass 92 % der ausgewerteten Altprofile einem der fünf Bautypen entsprechen. Die nicht einzuordnenden 8% der Altprofile wiesen zumeist andere Ausgangsgesteine auf, oder haben sich in der Kombination der Substrate unterschieden, so dass keine eindeutigen Bodentypen ausgewiesen werden konnten. Ein weiteres Ziel in BEWAMO war es, aus den Altdaten C-Vorräte für die ausgewiesenen Bautypen zu berechnen. Dies konnte nicht wie geplant durchgeführt werden, da zumindest für die Hochmoorböden in den Altdaten keine Informationen zu den C-Gehalten der einzelnen Substrate oder Angaben zur TRD vorhanden waren.

5. Studie IV:

Tabelle 5.4: Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden in der Projektregion. Es sind die Mächtigkeitsklassen des jeweiligen Bautyps (cm), der Bodentyp nach deutscher Bodensystematik (AD-HOC BODEN 2005), das Ausgangssubstrat des jeweiligen Bautyps (s= sandiges Substrat) sowie der prozentuale Anteil an den insgesamt 3.760 ausgewerteten Altprofilen angegeben.

Bautyp Nr.	Mächtigkeitsklasse	Typ	Aus. Substrat	Zuordnung der Altprofile (%)
1	Flach (30-69 cm)	Erd-Hochmoor	S	4
2	Mäßig (70-119 cm)	Erd-Hochmoor	S	6
3	Mächtig (120-199 cm)	Erd-Hochmoor	S	9
4	Sehr Mächtig (≥200 cm)	Erd-Hochmoor	S	63
5	Sehr Mächtig (≥200 cm)	Überlagertes Hochmoor	S	10

Die Ergebnisse der C-Vorräte sind in Tabelle 5.5 zu finden. Der Bautyp 2 (Mäßige Mächtigkeit, Erd-Hochmoor, Sand unterlagert) fehlt in der Übersicht, da während der bodenkundlichen Profilaufnahmen keine beziehungsweise nicht ausreichend Profile des Typs gefunden wurden.

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass in landwirtschaftlich genutzten Hochmooren in der Eider-Treene-Sorge-Niederung sehr viel Kohlenstoff gespeichert ist. Erwartungsgemäß steigen die durchschnittlichen C-Vorräte mit höherer organischer Auflage an. Die Profile der Leitprofil-Klasse vier (extrem mächtige Erd-Hochmoore und ohne mineralische Auflage) und die Leitprofil-Klasse fünf (mineralisch Überlagerte Hochmoore jeder Mächtigkeitsstufe) zeigen dabei die größten C-Vorräte (1690 – 1707 t C/ha). Es fällt auf, dass die Leitprofil-Klasse fünf leicht höhere mittlere C-Vorräte (1707 t C/ha) aufweist als die Leitprofil-Klasse vier (1690 t C/ha). Ein Grund dafür ist, dass bei den moorbodenkundlichen Ergänzungen die sehr mächtigen Hochmoorböden mit mineralischer Auflage (Klasse fünf) teilweise Torfmächtigkeiten >5 m aufwiesen und dadurch die C-Vorräte hier besonders hoch waren. Die C-Vorräte des Bautyps 1 (flache Erd-Hochmoore ohne Überlagerung) betrugen im Mittel 498 t C/ha.

5. Studie IV:

Tabelle 5.5: Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden in der Projektregion mit den Mittelwerten der C-Vorräte für jeden Bautyp. Die C-Vorräte sind in t C/ha angegeben. Zudem sind für jeden Bautyp die mittlere Standartabweichung in t C/ha sowie die Stichprobengröße angegeben. Der Bautyp 2 fehlt, da für diesen nicht ausreichend Werte zur Verfügung standen.

Bautyp Nr.	1	3	4	5
Mittlere C-Vorräte (t C/ha)	498	1144	1690	1707
Standardabweichung (t C/ha)	133	156	638	780
Stichprobengröße (n)	8	12	21	16

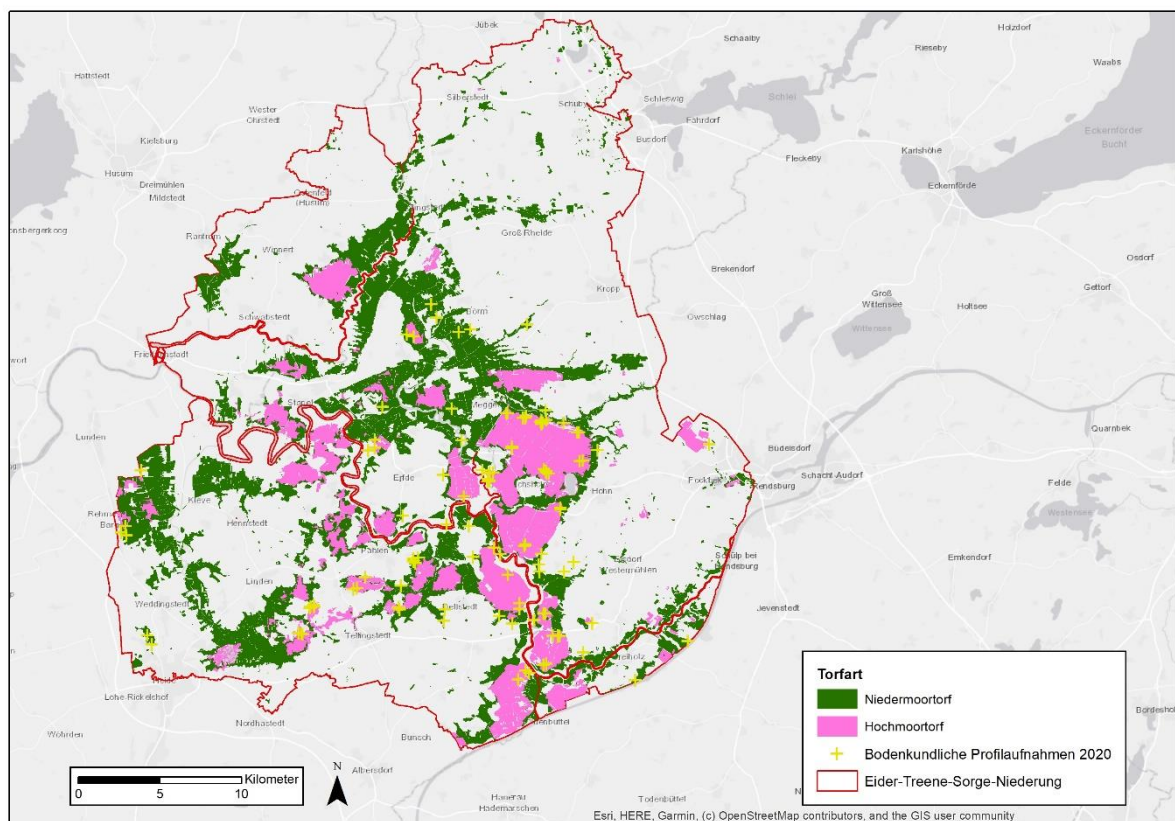


Abbildung 5.6: Übersicht der bodenkundlichen Ergänzungsaufnahmen in der Projektregion. Die Projektregion ist in Rot abgegrenzt. Die gelben Kreuze entsprechen je einem Aufnahmepunkt. Es sind hier sowohl die Aufnahmen der landwirtschaftlich genutzten Niedermoorböden (Grün) und der Hochmoorböden (Rosa) dargestellt.

5.3.2 Geländehöhenverluste

Für die Auswertung der Geländehöhenverluste wurden die Ergebnisse der landwirtschaftlich genutzten Nieder- und Hochmoorböden zusammengefasst, da sich diese innerhalb der Klassen nicht signifikant voneinander unterschieden. Die Ergebnisse der Sackungsraten der (Abbildung 5.3, Abbildung 5.4, Tabelle 5.3) zeigen, dass die flachgründigen Torfauflagen

5. Studie IV:

(30-70 cm) und die anmoorigen Standorte (>30 cm) geringere Sackungsraten aufweisen als die mächtigeren (120-200 cm; >200 cm). Bei den anmoorigen Standorten liegt die ermittelte mittlere Sackungsrate bei 0,3 cm/Jahr. Bei den mächtigen organischen Auflagen liegt die mittlere Sackungsrate bei 0,9 cm/Jahr. Statistisch voneinander unterscheiden lassen sich nur die Sackungsraten mit anmoorigen Torfauflagen (> 30 cm) und die extrem mächtigen Torfauflagen (>200 cm). Die Ergebnisse der übrigen Mächtigkeitsklassen unterscheiden sich nicht signifikant voneinander.

Zudem wird deutlich, dass es keine Unterschiede zwischen Mooren mit mineralischer Auflage (0,9 cm/a) und Mooren ohne mineralische Auflage (0,8 cm/a) gibt. Dies ist bemerkenswert, da ein deutlicher Unterschied der Sackungsraten erwartet wurde (Abbildung 5.4).

Der Vergleich von Altprofilen mit neu aufgenommenen Profilen hat bei einzelnen Vergleichspaaren zu unrealistischen Werten geführt. Zum Beispiel konnten sich die organischen Auflagen so stark voneinander unterscheiden, dass Sackungsraten von > 2 cm/a die Folge wären. In anderen Fällen wäre ein Moorwachstum von > 100 cm in 50 Jahren der Fall gewesen. Diese Ergebnisse sind als unrealistisch zu bewerten und wurden deshalb nicht in der Auswertung berücksichtigt.

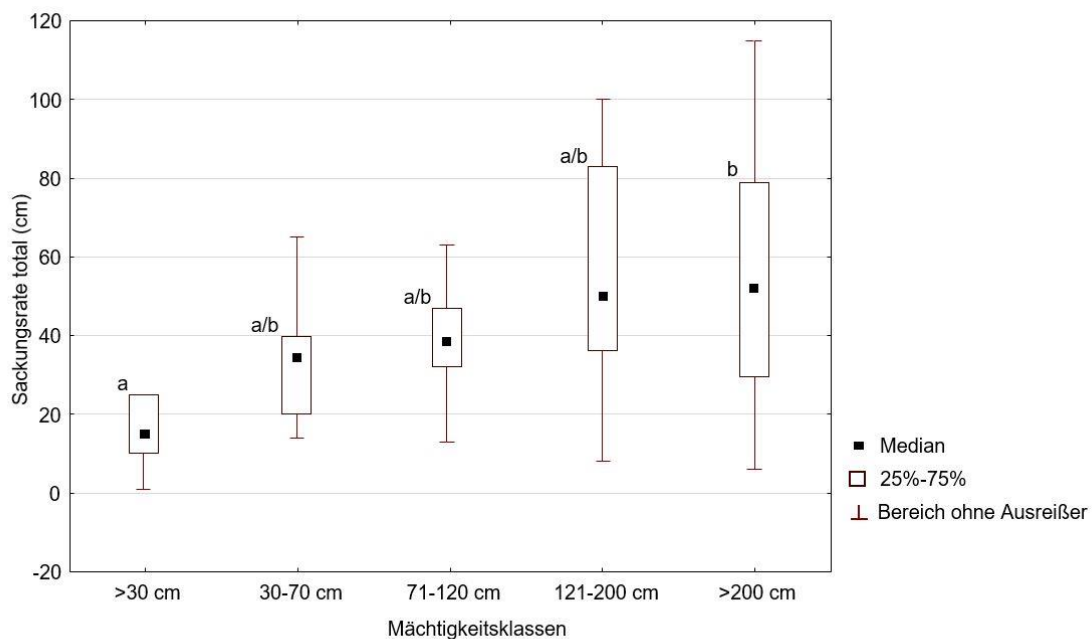


Abbildung 5.7: Mittlere totale Sackungsraten (cm) landwirtschaftlich genutzte Nieder- und Hochmoorböden für die definierten Mächtigkeitsklassen (>30 cm; 30 – 70 cm; 71 – 120 cm; 121 – 200 cm; > 200 cm). Mit den Box Plots sind die Mediane mit den Quartile 25%, 75% dargestellt außerdem ist der Wertebereich ohne Ausreißer abgebildet. Zusätzlich sind die potenziellen Unterschiede zwischen den Mittelwerten mit Buchstaben (a und b) gekennzeichnet.

5. Studie IV:

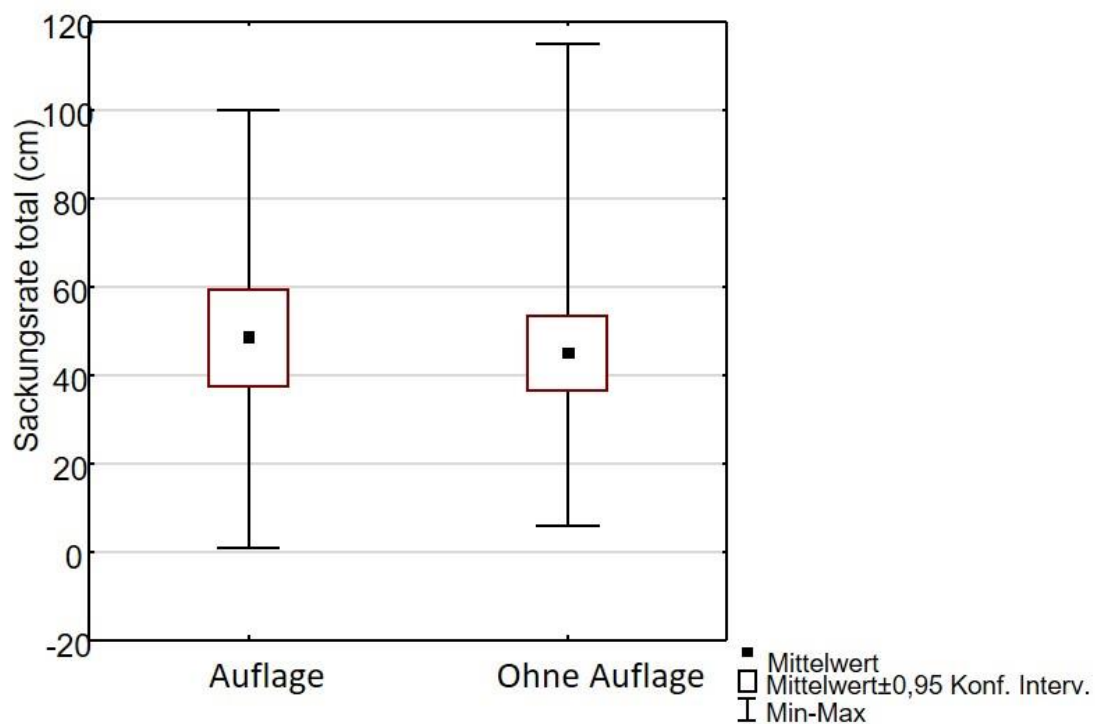


Abbildung 5.8: Mittlere totale Sackungsraten (cm) von landwirtschaftlich genutzten Nieder- und Hochmoorböden unterschieden nach dem Vorkommen einer mineralischen Auflage. Es ist jeweils der Mittelwert der totalen Sackungsrate angegeben.

Tabelle 5.6: Mittlere Geländehöhenverluste der landwirtschaftlich genutzten Nieder- und Hochmoorböden klassifiziert nach den organischen Auflagen (>30 cm, 31 – 70 cm, 71 – 120 cm, 121 – 200 cm, <200 cm). Es sind die totale Sackungsrate über den gesamten Zeitraum in cm sowie die Sackungsrate in cm pro Jahr angegeben. Außerdem sind der Stichprobenumfang (n) und der untersuchte Zeitraum (Jahre) angegeben.

Typ	> 30 cm	31-70 cm	71-120 cm	121-200 cm	<200 cm
Anzahl (n)	5	10	10	17	32
Sackungsrate total (cm)	15	34,5	38,5	50	52
Sackungsrate/ Jahr (cm)	0,3	0,6	0,7	0,9	0,9
Zeitraum (Jahre)	46-57	46-57	46-57	46-57	46-57

5. Studie IV:

5.3.3 Mächtigkeit der vererdeten Oberbodenhorizonte

Für diese Auswertung wurden nur die landwirtschaftlich genutzten Hochmoore betrachtet. Es zeigt sich ein deutliches Verteilungsmuster dieses Parameters (Abbildung 5.5). In den Altprofilen waren vererdete Oberböden (Zersetzungsgrad z3 - z5) bereits weit verbreitet, der Schwerpunkt dieser stark zersetzten Böden lag dabei in den Tiefenstufen 0 – 10 cm und 10 – 20 cm unter GOK. Dies hat sich bei den neuen Profilen geändert, hier kommen die vererdeten Oberböden (Zersetzungsgrad z3 - z5) bis zu der Tiefenstufe 30 – 40 cm unter GOK regelmäßig vor. Daraus folgt, dass die mittleren Entwässerungstiefen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der Projektregion zwischen den untersuchten Zeitpunkten angestiegen sind. Außerdem wird deutlich, dass die Varianz der Zersetzungsstufen des obersten Bodenhorizontes bei den Altdaten deutlich größer war als bei den neu aufgenommenen Bodenprofilen. Während der Median der mittleren Zersetzungsstufe bei den Altprofilen zwischen z3 und z4 liegt, befindet sich der Median der mittleren Zersetzungsstufe bei den aktuellen Profilen bei der Stufe z5. Außerdem liegt die Varianz der Zersetzungsstufen bei den Altprofilen zwischen z2 und z5, wohingegen bei den aktuell aufgenommenen Profilen nahezu alle aufgenommenen Oberböden der Zersetzungsstufe z5 entsprechen. Hinsichtlich der Spannbreite der Zersetzungsstufen zeigt sich, dass sich diese auch unterscheiden. Während die Spannbreite der Zersetzungsstufen in den Altdaten bis zu der Tiefenstufe 11 – 20 cm bis zur Zersetzungsstufe z5 reicht, kam diese Zersetzungsstufe in den neu aufgenommenen Profilen bis zu der Tiefenstufe 51 – 60 cm vor. Daraus folgt, dass bei den neu aufgenommenen Profilen regelmäßig Bodendegradation bis zu der Tiefenstufe 51 – 60 cm zu verzeichnen ist.

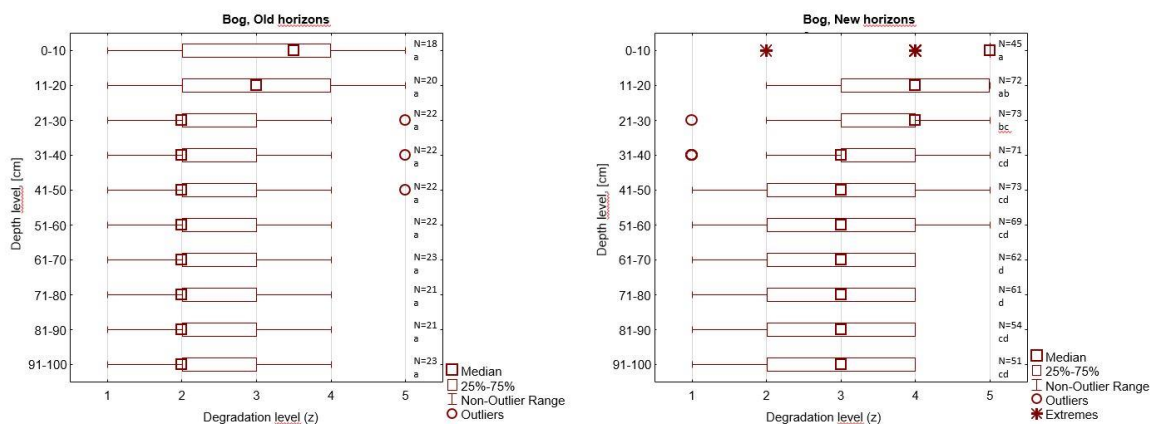


Abbildung 5.9: Mächtigkeit der Vererdungshorizonte in unterschiedlichen Tiefenklassen an den untersuchten Zeitpunkten (Old horizons= Altprofile; New horizons= neu aufgenommene Profile). Die Tiefenklassen sind in 10 cm Intervallen von 0 direkt an der Bodenoberfläche bis 100 cm unter Bodenoberfläche angegeben. Für jede Tiefenklasse sind die Mediane der Zersetzungsgrade des Torfes nach der z - Skala 1 - 5 (AD-HOC-BODEN 2005) angegeben. Neben den Medianen sind Quartile 25% und 75% sowie die Spanne ohne Extremwerte angegeben. Für jede Mächtigkeitsklasse sind ist die Stichprobengröße (n) abgebildet

5. Studie IV:

5.3.4 C-Verlustraten

In der Tabelle 5.7 sind die Ergebnisse für die Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass die berechneten C-Verlustraten für die Hochmoore zwischen 27,3 – 32,2 tCO₂ Äq.*ha⁻¹*a⁻¹ betragen. Die höchsten Emissionen wurden bei dem Bautyp 2 (32,2) und die geringsten Emissionen bei dem Bautyp 4 (27,3) berechnet. Trotzdem wird aus den Ergebnissen deutlich, dass die berechneten THG-Emissionen für die vier Bautypen nah beieinanderliegen. Statistisch lassen sich keine Unterschiede nachweisen.

*Tabelle 5.7: Berechnete C-Verlustraten von landwirtschaftlich genutzten Hochmooren. Die Verlustraten sind für die Bautypen 2 – 5 abgebildet. Die Berechnete Freisetzungsrate ist in tCO₂ Äq.*ha⁻¹*a⁻¹ angegeben. Dazu sind die Stichprobengröße (n) und die Standardabweichung in tCO₂ Äq.*ha⁻¹*a⁻¹ angegeben.*

Bautyp	2	3	4	5
Berechnete Freisetzungsrate	32,2	28,2	27,3	31,9
Standardabweichung	6,8	8,4	6,1	9,6
Stichprobengröße	10	12	21	9

5.4 Diskussion

5.4.1 Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der ETS

Vor der Auswertung der Leitprofile wurden verschiedene Filterungen durchgeführt, um die historischen Daten zu vereinheitlichen und miteinander vergleichbar zu machen. Nach diesen Filterschritten lagen noch 3.760 Altprofile vor. Diese sind über den gesamten Untersuchungsraum verteilt und es ist davon auszugehen, dass der Datensatz für die Projektregion repräsentativ ist. Die Aussagekraft der Leitprofile macht sich auch in der prozentualen Abdeckung deutlich, 92 % der nach dem Filtern vorhandenen Altdaten entsprechen den erstellten Bautypen. Außerdem wurde bei der Klassifizierung der Bautypen deutlich, dass sich diese nur in einigen der betrachteten Merkmale unterscheiden. Das Ausgangssubstrat und auch das Vorkommen von Degradierungshorizonten konnten nicht als Unterscheidungskriterium verwendet werden. Das Hauptkriterium für die Klassifizierung ist dabei die Mächtigkeit der organischen Auflagen (Torfmächtigkeiten). Der Verbreitungsschwerpunkt in der Projektregion liegt dabei auf den sehr mächtigen Hochmooren. Flachgründigere Moorböden spielen nur eine untergeordnete Rolle von jeweils <10 % an der gesamten Stichprobengröße. Ein Grund für das überdurchschnittliche Vorkommen von extrem mächtigen organischen Auflagen ist die Stratigraphie von Hochmooren in SH (Kapitel Einleitung). Hochmoore haben sich in der Projektregion aus anderen hydrogenetischen Moortypen heraus entwickelt (u.a. Versumpfungsmoore) (LLUR

5. Studie IV:

2015). Auffällig ist, dass die sehr mächtigen, überdeckten Hochmoore auch regelmäßig vorkommen. Diese Überdeckungen sind hauptsächlich natürlichen Ursprungs, da in der Vergangenheit bei Extremwetterereignissen auch die eher in der Landschaft aufragenden Hochmoore großflächig und langfristig überflutet wurden. Anthropogene Überlagerungen von Hochmooren wurden während der moorbodenkundlichen Ergänzungen nur an zwei Standorten identifiziert. Diese befanden sich direkt an der Einfahrt der jeweiligen Fläche. Großflächige anthropogene Sanddeckkulturen, wie sie z.B. in Niedersachsen (Hofer & Pautz 2024) vorkommen, wurden in der Eider-Treene-Sorge-Niederung nicht erfasst und scheinen nur in Ausnahmen oder kleinflächig vorzukommen.

Flachgründigere Hochmoortorfe treten regelmäßig auf, hier kommen besonders bei den flachen bis mäßigen Torfauflagen auch Wurzelechte Hochmoortorfe vor (siehe Kapitel Einleitung). Diese sind in der Projektregion mit Hochmooren vergesellschaftet. Die Wurzelechten Hochmoore haben sich während der Entwicklung der Hochmoore an deren Rändern ausgebildet und sind so über den ehemaligen Ausbreitungsbereich der Niedermoore hinausgewachsen (LLUR 2015).

Es gibt auch Gemeinsamkeiten zwischen den Bautypen. So unterscheiden sich die Ausgangssubstrate der Profile nicht voneinander. Daraus lässt sich schließen, dass die Ausgangsbedingungen der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der Eider-Treene-Sorge-Niederung vergleichbar waren. Die Niederungen der Schleswig-Holsteinischen Hohen Geest, zu der auch die Eider-Treene-Sorge-Niederung zählt, sind als großflächig wechselnde Senkenbereiche mit sandigen Ablagerungen und aufragenden Altmoränen der Saale- und Weichseleiszeit beschrieben (LLUR 2019). Außerdem weisen alle ausgewiesenen Bautypen vererdete Oberbodenhorizonte auf. Das lässt darauf schließen, dass die landwirtschaftlich genutzten Hochmoore bereits zum Zeitpunkt der historischen Bodenaufnahmen seit längerer Zeit durch eine eher intensive landwirtschaftliche Nutzung bewirtschaftet wurden. Auch in den 1930er Jahren sind die Hochmoorböden durch für die damalige Zeit eher als intensiv zu bezeichnende Vegetationstypen und zum Teil sogar durch Ackervegetation gekennzeichnet (Martens & Schrautzer in prep.). Folglich muss die Entwässerung dieser Flächen noch deutlich weiter in der Vergangenheit begonnen haben.

Eine Fehlerquelle bei der Klassifizierung der Bautypen könnte die Interpretation der Altdaten sein, denn die Beschreibung der Altprofile wies Unterschiede zum aktuellen Verfahren auf. Außerdem waren in den Altprofilen nicht alle Informationen vollständig. Die Zersetzungsgrade waren zum Teil nur lückenhaft vorhanden, in diesen Fällen mussten aus den Informationen zu den Bodenhorizonten und den Substraten Rückschlüsse auf den Zustand des Torfes gemacht werden. Ein weiteres Problem der Altdaten zu den Hochmoortorfen war, dass für diese keine Labordaten zu Kohlenstoffgehalten, C/N-Verhältnissen oder pH-Werten vorhanden waren. Um

5. Studie IV:

für die Bautypen Kohlenstoffvorräte berechnen zu können, wurden daher aus den Ergebnissen der Laboranalysen aus dem Jahr 2020 für möglichst viele Horizont-Substrat-Zersetzungsgrad Kombinationen Mittelwerte gebildet und für die Bautypen übernommen.

Die C-Vorräte für die fünf Bautypen zeigen deutlich, dass die Mächtigkeit der organischen Auflage die entscheidende Größe für die Menge des C-Vorrats darstellt. Je höher die organische Auflage, desto größer ist die Gesamtmenge an gespeichertem Kohlenstoff. Sowohl die Bautypen vier (sehr mächtige Erd-Hochmoore) und fünf (sehr mächtige Erd-Hochmoore mit mineralischer Überdeckung) weisen sehr hohe mittlere C-Mächtigkeiten auf. Dabei scheint es keine Rolle zu spielen, ob eine mineralische Überdeckung vorhanden ist oder nicht. Aus den Ergebnissen wird zudem deutlich, dass auch die Bautypen mit eher flachen Torfauflagen noch eine große Menge Kohlenstoff bevorraten. Hier kommt ein Effekt der Degradierung zum Tragen: Je stärker die Degradierung von Torf fortgeschritten ist, desto größer ist dessen Trockenrohddichte. Daraus folgt, dass je Volumeneinheit mehr Kohlenstoff in der Bodenmatrix vorliegt. Dieser Aspekt betont zudem noch einmal die Handlungsnotwendigkeit von Wiedervernässungsmaßnahmen auch bei geringen Torfauflagen.

Vergleicht man die in BEWAMO ermittelten Kohlenstoffvorräte mit Literaturwerten, so fällt auf, dass die Ergebnisse im zu erwartenden Rahmen sind. Mordhorst et al. 2018 etwa haben die Kohlenstoffvorräte bis zu einer Tiefe von 90 cm unter Geländeoberkante für die wichtigsten Naturräume in Schleswig-Holstein berechnet. Die Spanne der mittleren Kohlenstoffvorräte (C_{org}) für die Moorböden liegt bei den Autoren zwischen 582 – 835 t C_{org} /ha. Das entspricht den Bautypen der Klasse zwei. Leider konnten für diese Klasse keine Mittelwerte berechnet werden, aber für die Klasse eins wurden 498 t C_{org} /ha und für die Klasse drei 1144 t C_{org} /ha berechnet. Zudem wird in dieser Arbeit das Potenzial von Moorböden bei der Minderung von THG sehr deutlich. Es wurde auch für andere Bodentypen bis zur Tiefe von 90 cm der C_{org} Gehalt berechnet. Dabei kommen die flächenrelevanten Typen Pseudogley (130 t C_{org} /ha), Gley (169 t C_{org} /ha) oder Braunerde (117 t C_{org} /ha) auf weniger als ein Drittel gespeicherten C_{org} (Mordhorst et al. 2018).

5.4.2 Aktueller Zustand der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der ETS

Aus den Ergebnissen geht hervor, dass der aktuelle Zustand der landwirtschaftlich genutzten Hochmoore in der Projektregion als schlecht einzustufen ist. Aus dem Vergleich des historischen und aktuellen Degradierungshorizontes geht hervor, dass die Degradierungsprozesse und schließlich auch die Entwässerungstiefen der Hochmoorböden in den vergangenen ca. 50 Jahren zugenommen haben. Darüber hinaus wird deutlich, dass im Gegensatz zu den aktuellen Aufnahmen in dem historischen Datensatz noch regelmäßig gut erhaltene Torfhorizonte zu finden sind. In den aktuellen bodenkundlichen Aufnahmen sind fast

5. Studie IV:

ausschließlich Torfe mit hohen Zersetzungsgraden und starken Degradierungsmerkmalen vorhanden. Aufgrund dieser Veränderungen ist davon auszugehen, dass die Wasserstände innerhalb der Fläche abgesunken und die Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung angestiegen sind.

Die Ergebnisse der Verlustraten, berechnet aus den Sackungsraten, stützen diese Beobachtung. Der Vergleich der organischen Auflagen zeigt, dass für alle Mächtigkeitsklassen Sackungsverluste messbar waren, wobei die Sackungsraten bei mächtigen organischen Auflagen größer ausfielen als bei geringmächtigen Auflagen. Dies deckt sich mit den Informationen aus Literaturwerten. So kommen FELL et al. 2015 zu vergleichbaren Ergebnissen für die organischen Böden Brandenburgs. Für organische Böden in den Niederlanden kommen Hardeveld et al. 2017 zu jährlichen Sackungsverlusten zwischen 0,6 und 4,5 mm pro Jahr je nach hydrologischer Situation. Erwähnenswert ist, dass sich die Ergebnisse der Sackungsverluste zwischen den Nieder- und Hochmoortorfen in BEWAMO nicht unterscheiden haben. Dies könnte u.a. an der eher geringen Stichprobengröße liegen. Es konnten ebenfalls keine Unterschiede zwischen mineralisch überdeckten und nicht überdeckten Mooren gefunden werden., Dies erklärt die ebenfalls hohen Treibhausgasemissionen aus überdeckten Mooren von Tiemeyer et al. 2016. Ein Grund für die ebenfalls hohen Sackungsraten könnten eine grundsätzlich intensivere Nutzung dieser Flächen sein. Die mineralischen Auflagen ermöglichen eine bessere Befahrbarkeit dieser Böden und folglich eine noch intensivere Nutzung.

Die aus den bodenkundlichen Profilaufnahmen kalkulierten CO₂-Freisetzungsraten entsprechen den Erkenntnissen der Sackungsverluste und der Veränderungen der Degradierungshorizonte. Für die Bautypen 2-5 konnten die jährlichen CO₂-Freisetzungsraten aus den bodenkundlichen Profilaufnahmen berechnet werden. Die Werte lagen alle nah beieinander zwischen 27,3 und 32,2 tCO₂ Äq.*ha⁻¹*a⁻¹. Damit liegen die Werte etwas höher als die von Couwenberg et al. 2011 im GEST-Modell angegebenen Werte (25). Tiemeyer et al. 2020 geben für die gleiche Nutzungs- und Feuchtekategorie einen Emissionsfaktor von 31,7 tCO₂ Äq.*ha⁻¹*a⁻¹ an. Dieser Wert wird auch für die nationale THG-Berichterstattung herangezogen. Der in BEWAMO kalkulierte Mittelwert für die Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Hochmooren befindet sich somit sehr nah den auf Bundesebene am häufigsten verwendeten Emissionsfaktoren. Bei der Berechnung muss jedoch erwähnt werden, dass die im Rahmen von BEWAMO berechneten Werten nur auf rechnerischen Werten beruhen. Um diese Berechnungen zu verifizieren wären weitere Messungen im Feld wünschenswert.

Es existieren unterschiedliche Möglichkeiten, die hohen THG-Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Hochmooren zu reduzieren. In Martens et al. 2022 wurden

5. Studie IV:

unterschiedliche Potenziale zur Reduzierung der Emissionen aufgezeigt. Der effizienteste Weg führt dabei über die vollständige Renaturierung der ehemaligen Hochmoore mit Wasserständen an der Geländeobergrenze (Evans et al. 2021). Dabei ist eine landwirtschaftliche Nutzung nach bisherigem Modell nicht mehr möglich, diese Variante beinhaltet dafür aber das deutlich höchste Reduktionspotenzial von THG-Emissionen (Martens et al. 2022). Es wäre jedoch auch sinnvoll, eine extensive landwirtschaftliche Nutzung bei relativ hohen Wasserständen zu betreiben, denn auch hier besteht ein Reduktionspotenzial von THG-Emissionen.

In der Betrachtung der organischen Böden wird der Fokus in der Regel auf die THG-Emissionen und die Folgen für die Landwirtschaft gelegt. Dabei wird jedoch häufig übersehen, dass die Konsequenzen von intensiver Landwirtschaft auf organischen Böden weitere gesellschaftliche Folgen und Kosten verursachen. Hardeveld et al. 2017 haben für eine Projektregion zwischen Utrecht und Rotterdam (ca. 440 km²) in den Niederlanden die gesellschaftlichen Kosten für eine weitere Unterhaltung von Entwässerungseinrichtung zwecks landwirtschaftlicher Nutzung bis zum Jahr 2100 berechnet. Dabei kam heraus, dass die Kosten, dazu zählen u.a. wasserbauliche Einrichtungen wie Pumpwerke, Unterhaltung von Infrastruktur, ca. 550 – 630 Millionen Euro betragen. Diese sozioökonomischen Kosten müssen bei der Abwägung von Naturschutzmaßnahmen und dem Fortbestand des aktuellen Status mit betrachtet werden.

5.5 Fazit

Landwirtschaftlich genutzte Moore sind in Schleswig-Holstein weit verbreitet. Speziell in der Eider-Treene-Sorge-Niederung stellen diese einen prägenden Teil des Landschaftsbildes. Gleichzeitig sind insbesondere Hochmoore vulnerable Böden, die aktuell große Mengen Kohlenstoff bevorraten. Zur Realität gehört jedoch auch, dass landwirtschaftlich genutzte Hochmoorböden seit langer Zeit und auch aktuell landwirtschaftlich intensiv genutzt werden. Folgen dieser Nutzung sind der Verlust der spezifischen Biodiversität sowie Geländehöhenverluste und damit verbunden die Freisetzung großer Mengen an Treibhausgasen. Diese negativen Effekte zu stoppen, ist ein zentrales Ziel der aktuellen naturschutzfachlichen Bemühungen in Schleswig-Holstein. Dafür ist es anzuraten, zunächst die Hotspots zu identifizieren und durch angepasste Maßnahmen den negativen Trends entgegenzuwirken. Dabei sind die Erfolgsaussichten hinsichtlich der Treibhausgasfreisetzungsraten so gut, dass zumindest die Freisetzung von CO₂ langfristig stark reduziert bis gestoppt werden kann. Dafür ist es zunächst unerlässlich, zunächst die potenziell natürlichen Wasserstände ganzjährig nahe der Bodenoberfläche wiederherzustellen. Nur wenn eine möglichst naturnahe hydrologische Situation vorherrscht, können effektiv THG-Emissionen eingespart werden und die Geländehöhenverluste gestoppt werden.

5. Studie IV:

5.6 Literaturverzeichnis

Ad-Hoc-Boden/ Arbeitsgruppe Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart. Stuttgart, 438 S..

Blume, H.-P.; Stahr, K. und P. Leinweber (2011) Bodenkundliches Praktikum. 3. Auflage. Heidelberg. Spektrum Akademischer Verlag, 272 S..

Bund-Länder-Zielvereinbarung (2021) Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorschutz. 13 S.

Constantin, L.G., Gehrt, E., Zeitz, J. (2022) Das WIKIMooS-Feldbuch zur Horizontansprache in Moorböden (1 Auflage). Humboldt-Universität zu Berlin (Herg.), Berlin, 174 S..

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A., Joosten, H. (2011) Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674, 67–89.

Evans C. D., Peacoc, M., Baird A.J., Artz, R. R. E., Burden A., Callaghan N., Chapman, P.J., Cooper, H.M., Coyle, M., Craig, E., Cumming, A., Fixon, S., Gauci, V., Grayson, R.P., Helfter, C., Heppell, C.M., Holden, J., Jones, D.L., Kaduk, J., Levy, P., Matthews, R., Mcnamara, N.P., Misselbrook, T., Oakley, S., Page, S.E., Rayment, M., Ridley, L.M., Stanley, K.M., Williamson, J.L., Worrall, F., Morrison, R. (2021). Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature*, 593, 548-552.

Fell, H., Roßkopf, N., Bauriegel, A., Zeitz, J. (2016) Estimating vulnerability of agricultural used peatlands in north-east Germany to carbon loss based on multi-temporal subsidence data analysis. *Catena*, 137, 61-69.

Hardeveld, H. A., Driessen, P. P. J., Schot, P. P., Wassen, M. J. (2017) An integrated modelling framework to assess long-term impacts of water management strategies steering soil subsidence in peatlands. *Environmental Impact Assessment review*, 66, 66-77.

Hofer & Pautz (2024) Potenzialstudie „Moore in Niedersachsen“. Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz, Hannover. 58 S..

LLUR/ Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2015). Moore in Schleswig-Holstein: Geschichte – Bedeutung – Schutz. Flintbek, 161 S..

LLUR/ Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2019) Die Böden Schleswig-Holsteins mit Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte 1:250.000. Flintbek, 156 S..

5. Studie IV:

Martens, T., Burbaum, B., Trepel, M., Schrautzer, J. (2022) Climate protection and nature conservation in peatland areas: How does this match with present day agricultural practice? *Mires and Peat*, 18, 15 S..

Martens, T., Schrautzer, J. (2024) Bedeutung der Moorböden und weiterer kohlenstoffreicher Böden für den Natur- und Klimaschutz in Schleswig-Holstein. *Natur und Landschaft*, 99, 2-9.

Mordhorst, A., Fleige, H., Zimmermann, I., Burbaum, B., Filipinski, M., Cordsen, E., Horn, H. (2018). Organische Kohlenstoffvorräte von Bodentypen in den Hauptnaturräumen Schleswig-Holsteins (Norddeutschland). *Journal of Land Management, Food and Environment*, 69: 2 85-95.

Scheffer, F. und P. Schachtschnabel (Herg.): Amelung, W., Blume, H.-P., Fleige, H., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabener, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.M. (2018) Lehrbuch der Bodenkunde. Springer Spektrum, Heidelberg, Berlin 17. Auflage, 772 S..

Schleswig-Holsteinischer Landtag (2020) Biologischer Klimaschutz durch Moorschutz und Tiemeyer, B., Freibauer, A., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Laggner, A., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Drösler, M. (2020) A new methodology for organic soils in national gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological indicators*, 109, 105838

Von Post, L., (1922) Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. *Sven. Mosskulturföreningens Tidskr.* 37, 1–27.

6. Synoptische Diskussion

6.1 Methoden zur flächenhaften Bilanzierung von THG-Emissionen aus Mooren

Die Bilanzierung von THG-Emissionen aus Mooren ist von besonderem öffentlichem Interesse, da die Ergebnisse eine wesentliche Rolle für die Kalkulation der Gesamtemissionen aus dem landwirtschaftlichen Sektor der Bundesrepublik Deutschland spielen (BMUV 2022). In dieser Arbeit wurde für die Bilanzierung, die auf vegetationskundlichen Daten und deren Indikatorwert vor allem für die hydrologischen Bedingungen basierende GEST-Methode verwendet. In den Originalartikeln zur Methode (Couwenberg et al. 2008, 20011) wird das methodische Vorgehen zur Differenzierung der GEST-Einheiten beschrieben. Es beruht im Wesentlichen auf dem Vegetationsformenkonzept von Succow (1988) und der Zuordnung der Vegetationstypen zu Wasserstufen nach Koska (2001). Die wichtigsten Kenn- und Differentialarten werden dabei aufgelistet. In einem weiteren Bearbeitungsschritt wurden die damals verfügbaren Ergebnisse zu THG-Emissionen mit den Vegetationseinheiten verschnitten und als Endergebnis die GEST-Einheiten definiert. Ein wesentlicher Teil dieser Auswertung war die Analyse der Abhängigkeit der THG-Emissionen von den hydrologischen Bedingungen, die durch mittlere jährliche Wasserstände gekennzeichnet wurden (Couwenberg et al. 2011). Diese international anerkannte Methode bietet aufgrund ihres Ansatzes grundsätzlich den Vorteil, dass die ausgewiesenen Typen neben Aussagen zu den THG-Emissionen auch Erkenntnisse zum aktuellen Zustand der botanischen Artenvielfalt enthalten (Hirschelmann 2020, Reichelt 2021, Martens et al. 2024, Tanneberger et al. 2024). Außerdem erlaubt die GEST-Methode, für größere Landschaftsausschnitte oder auch ganze Bundesländer die Klimawirksamkeit von Mooren zu erfassen. Eine Grundvoraussetzung für ihre Anwendung sind flächenhafte Informationen zur Vegetationsverbreitung. Da detaillierte pflanzensoziologische Vegetationskartierungen auf der nationalen und auch regionalen Ebene nicht flächendeckend vorliegen, sondern in der Regel nur für lokal räumlich begrenzte Landschaftsausschnitte wie Naturschutzgebiete etc. vorgenommen wurden, müssen für die Transformation von GEST-Einheiten auf die Fläche andere Quellen, die Informationen zur Vegetationsdifferenzierung enthalten, herangezogen werden. Ein Beispiel hierfür sind Biotoptypen. Mittlerweile liegen für alle Bundesländer annähernd vergleichbare, überwiegend auf Unterschieden in der Vegetationsstruktur beruhende Klassifikationsansätze für Biotoptypen vor (Lung 2013, von Drachenfels 2023). Für Schleswig-Holstein beruht die aktuelle Biotopkartierung auf einer Erfassung von 2014-2019 und wird seitdem ständig weiterbearbeitet (LfU 2024).

Es ist naheliegend, dass die Aussagegenauigkeit der vorliegenden Informationen über unterschiedliche Biotoptypen einen entscheidenden Einfluss auf die Qualität der Ergebnisse

6. Synoptische Diskussion

haben. Sind die flächenhaften Informationen nur lückenhaft oder qualitativ minderwertig, hat dies zwangsläufig einen negativen Einfluss auf die Ergebnisse. Da die GEST-Methode überwiegend auf pflanzensoziologischen Vegetationseinheiten beruht, die in vielen Fällen nicht deckungsgleich mit den Klassifikationsansätzen der Biotopkartieranleitungen sind (LLUR 2022, Finck et al. 2017), waren für die Auswertung in dieser Arbeit Transformationsprozesse notwendig (Martens et al. 2022). Bei diesen Prozessen musste allerdings damit gerechnet werden, dass Detailinformationen verloren gehen.

Eine Schwierigkeit während der Dissertation war, dass die momentan offiziell verfügbaren, in Couwenberg et al. 2008 und 2011 veröffentlichten Versionen der GEST-Methodik bereits relativ alt sind. Seit 2011 sind Moore und deren Klimarelevanz immer weiter in den Fokus des öffentlichen Interesses getreten und es wurden seitdem eine große Zahl von Studien zu THG-Emissionen von Mooren durchgeführt. Die Ergebnisse eines Teils dieser Studien wurden in der Master-Thesis von Reichelt 2015 berücksichtigt, jedoch wurden die Daten seitdem nicht mehr offiziell aktualisiert und veröffentlicht. Es existieren mittlerweile noch umfangreichere inoffizielle Versionen einer „aktualisierten Liste“ von GEST-Einheiten, jedoch wird diese Liste seit einigen Jahren mit „Couwenberg et al. in prep.“ zitiert (Hirschelmann et al. 2020, Reichelt et al. 2022). Diese neuen Listen enthalten Daten zur Vegetationszusammensetzung, den dazugehörigen Wasserstufen und THG-Emissionen von insgesamt 454 Standorten. Zu den 30 GEST-Einheiten der Publikationen aus den Jahren 2008 und 2011 sind 21 neue Einheiten hinzugekommen. Letztere, sogenannte „special GEST's“, stammen zum Teil aus Mooregebieten, in denen in den vergangenen Jahren hydrologische Managementmaßnahmen durchgeführt wurden. Zudem wurden Ergebnisse von Anmoorstandorten („peaty soils“ oder „Abmoore“), die sich durch kontinuierliche Degradierung aus ehemaligen Moorstandorten haben entwickeln können, in die Liste aufgenommen. Um diese aktuellen Listen in die vielfachen Handlungsfelder, in denen die GEST-Methode angewendet wird (zum Beispiel beim CO₂-Kompensationsprogramm MoorFutures) zu integrieren, wäre eine offizielle aktualisierte Version von GEST-Einheiten mit nachvollziehbaren Informationen zu deren Herkunft sowie einer der Bedeutung der Methode angepassten statistischen Auswertung dringend erforderlich. In dieser Arbeit habe ich mich trotz der genannten Schwierigkeiten für die Verwendung des GEST-Ansatzes entschieden, da er grundsätzlich zahlreiche Vorteile aufweist. Der Schwerpunkt der Arbeit liegt sowohl auf der Kalkulation von THG-Emissionen der Moore wie auch auf der Beurteilung der Biodiversität. Nur die GEST-Methode bietet die Möglichkeit, beide Ökosystemdienstleistungen zu bewerten (siehe oben).

Im Vergleich mit der von Tiemeyer et al. (2020) vorgestellten, auf Landnutzungskategorien basierenden Methode zur Berechnung der THG-Freisetzungsraten aus Mooren auf Landschaftsebene, welche auch für die Berechnung der nationalen THG-Emissionen aus Mooren verwendet wird, scheinen die in den Studien dieser Dissertation erhobenen Werte

6. Synoptische Diskussion

valide. In der Studie II wurden die THG-Emissionen aus den Mooren Schleswig-Holsteins auch mit der Methode von Tiemeyer et al. berechnet. Das Ergebnis dieses Vergleichs war, dass sich die Summe der freigesetzten THG-Emissionen nur unwesentlich voneinander unterscheiden, wenn die gleichen Ausgangsvoraussetzungen für die Berechnungen gewählt wurden (siehe Studie II). Grundsätzlich ist aber zu erwähnen, dass sich GWP`s aus verschiedenen Studien für einzelne Ökosysteme stark voneinander unterscheiden können. Aus diesem Grund sind die Ansätze aus der GEST-Methode und von Tiemeyer 2020 sinnvoll, da in beiden Methoden ähnliche Systeme zu Einheiten zusammengefasst wurden und dadurch robuste Mittelwerte für das GWP entstanden sind. Um einen Überblick über die Spannbreiten der THG-Emissionen aus der veröffentlichten Literatur zu erhalten, sind in Tabelle 6.1 beispielhaft einige Ergebnisse dargestellt.

Tabelle 6.8: Übersicht von Treibhausgasmessungen auf organischen Böden in Deutschland. Dargestellt sind die beprobte Region sowie die Nutzungsart der Probefläche. Außerdem sind die C-Verlustraten in $t\ CO_2\text{-}\ddot{A}q\cdot ha^{-1}\cdot a^{-1}$ angegeben und die zugehörige Quelle aufgeführt.

Region	Nutzung	C-Verlustraten $t\ CO_2\ \ddot{A}q\cdot ha^{-1}\ a^{-1}$	Quelle
Deutschland weit	Ackerland	33,8	Drösler et al. 2011
Deutschland weit	Grünland intensiv	30,9	Drösler et al. 2011
Deutschland weit	Niedermoor naturnah	3,3	Drösler et al. 2011
Schleswig-Holstein Eider-Treene-Sorge-Niederung	Ackerland	64,1	Poyda et al. 2016
Schleswig-Holstein Eider-Treene-Sorge-Niederung	Grünland intensiv feucht	65,1	Poyda et al. 2016
Schleswig-Holstein Eider-Treene-Sorge-Niederung	Grünland intensiv nass	43,0	Poyda et al. 2016
Schleswig-Holstein Eider-Treene-Sorge-Niederung	Brache	13,9	Poyda et al. 2016
Niedersachsen Dummerstorf	Grünland extensiv trocken	18,8	Tiemeyer et al. 2016
Niedersachsen Dummerstorf	Grünland intensiv trocken	28,9	Tiemeyer et al. 2016
Bayern Mooseurach	Degradiertes Hochmoor	8,8	Förster et al. 2016
Bayern Benediktbeuren	Vernässtes Niedermoorgrünland	7,7	Tiemeyer et al. 2016
Bayern Kendlmühlfilze	Naturnahes Hochmoor	-1,3	Förster et al. 2016

Um die Aussagen der vorliegenden Arbeit noch verlässlicher zu gestalten, wäre es sinnvoll, bei der Einteilung der Biotoptypen einen noch größeren Fokus auf die Hydrologie des jeweiligen Biotoptyps zu legen. Auf diese Weise wäre eine Zuordnung zu einer GEST-Einheit und den jeweiligen aktuellen Wasserstufen nach Joosten et al. (2013) noch eindeutiger. Eine umfangreiche Auswertung zur Vegetationszusammensetzung unterschiedlicher Ausprägungen von Moorökosystemen und deren hydrologischen Bedingungen ist für Schleswig-Holstein in Arbeit (Schrautzer et al. in Vorb.). Um den räumlichen Gültigkeitsbereich des in dieser Arbeit entwickelten Forschungsansatzes zu überprüfen, wäre außerdem ein

6. Synoptische Diskussion

Abgleich mit den nationalen Biotoptypen (Finck et al. 2017) oder mit international gültigen Klassifikationskonzepten sinnvoll (Moss 2008, Mucina et al. 2016).

6.2 Aktuelle und historische THG-Freisetzungsraten und botanische Artenvielfalt von Mooren in Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein werden ca. 72 % der Moorfläche landwirtschaftlich genutzt, damit liegt SH im bundesweiten Durchschnitt (Tiemeyer et al. 2020). Diese Fläche wird durch artenarmes, eher intensiv genutztes Grünland geprägt (56% der Moorfläche) und dieser Typ hat auch den größten Anteil an den THG-Emissionen aus Mooren im Bundesland (60%). Daneben haben noch Wälder (9%) und Ackerflächen (13%) die größten Anteile an den THG-Emissionen. Wird in diesem Zusammenhang zusätzlich der Naturschutzwert (Nature Conservation Value, NCV) der botanischen Artenvielfalt betrachtet, wird deutlich, dass diese Flächen auch am schlechtesten bezüglich dieser Ökosystemleistung abschneiden. Auf der anderen Seite weisen die Flächen mit den höchsten NCV-Werten die niedrigsten Emissionen auf oder können sogar als Kohlenstoffsinken fungieren. Es besteht also ein eindeutiger Zusammenhang zwischen hohen THG-Emissionen und einer geringen Artenvielfalt. Zudem wurde aus Studie III deutlich, dass sich die THG-Emissionen aus Mooren in den vergangenen 100 Jahren stark erhöht haben. In den 1930er Jahren lagen die Emissionen innerhalb der untersuchten Flächen (ausgewählte Messtischblätter) im Mittel bei ca. $13 \text{ t CO}_2 \text{ Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wohingegen sie im Jahr 2022 auf $25 \text{ t CO}_2 \text{ Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angestiegen sind. Bezogen auf das gesamte untersuchte Gebiet haben sich die Emissionen um den Faktor ca. 2,5 erhöht. Bei näherer Betrachtung zeigt sich, dass Unterschiede in der Entwicklung zwischen Niedermoor- und Hochmoorböden bestehen. Die jährlichen Emissionen von Niedermoorböden liegen bei $28 \text{ t CO}_2 \text{ Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wohingegen Hochmoorböden $21 \text{ t CO}_2 \text{ Äq. ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ emittieren. Die Gründe für diesen Unterschied sind, dass vor allem Niedermoorböden für die intensive landwirtschaftliche Produktion genutzt werden. Außerdem wurden in der Vergangenheit bereits einige Hochmoorvernässungsprojekte umgesetzt, die die Bilanz der Hochmoorböden verbesserten.

Aus den Ergebnissen der Studie III wird noch ein weiterer Trend deutlich. In den 1930er Jahren haben sich die freigesetzten THG-Emissionen der einzelnen untersuchten Messtischblätter deutlich unterschieden, wohingegen die Ergebnisse in 2022 keine deutlichen Unterschiede mehr aufwiesen. Das bedeutet, dass sich die Landnutzungsintensität in den bewusst unterschiedlich gewählten, für das Land Schleswig-Holstein repräsentativen Naturräumen während der vergangenen 100 Jahre angeglichen hat. Dies unterstreicht die Erkenntnisse aus anderen Untersuchungen, die zu vergleichbaren Erkenntnissen gelangt sind (Gossner et al. 2016, Liu et al. 2018, Uchida et al. 2018).

6. Synoptische Diskussion

Vergleicht man die historische Vegetationsverbreitung mit der aktuellen, wird deutlich, wie stark sich die Moore im Bundesland in den vergangenen 100 Jahren verändert haben. Während in den 1930er Jahren nahezu alle Flächen eine aus heutiger Sicht eher extensive Nutzung mit ca. zwei Grünlandschnitten aufwiesen, unterliegen diese Flächen heute nicht selten einem vier- bis fünf schürigem Mahdregime. Dies ist an der Vegetationszusammensetzung deutlich zu erkennen, denn intensiv genutzte Grünlandbestände weisen nur noch eine geringe botanische Artenvielfalt auf. Die historischen Vegetationskarten hingegen zeigen, dass die Grünlandflächen in den 1930er Jahren hohe Artenvielfalten aufwiesen. Besonders artenreiche Feuchtwiesen mit vielen Arten des Calthion-Verbandes (Sumpfdotterblumenwiesen) haben damals die Landschaft geprägt. Heute ist dieser Typ fast gänzlich aus der Landschaft verschwunden und nur noch 24 ha der gesamten Moorfläche entsprechen diesem Typ (Studie III). Eine weitere Entwicklung ist, dass aktuell mehr ungenutzte Flächen wie Feuchtwiesenbrachen, Röhrichte oder Großseggenriede in der Landschaft vorhanden sind. Diese Entwicklung spricht nicht für eine Intensivierung der Landschaft, sondern zudem für eine Nutzungsaufgabe einiger für die intensive Landwirtschaft nicht geeigneter Moorflächen. In den 1930er Jahren waren dagegen fast keine Brachen in der Landschaft zu finden. In den vergangenen 100 Jahren sind bei der Nutzung von Moore somit zwei Tendenzen erkennbar. In weiten Teilen wurde die Grünlandnutzung mit dem Ziel der Ertrags- und Qualitätssteigerung intensiviert, auf der anderen Seite ist unproduktives Grünland brach gefallen. Diese Entwicklung hat offensichtlich nicht nur in Schleswig-Holstein und Deutschland, sondern in ganz Mitteleuropa stattgefunden (u.a. Kotowski 2006, Lamers et al. 2015, Swindles et al. 2019, Kreyling et al. 2021). Erwähnenswert ist aber auch, dass in einigen Gegenden wie zum Beispiel dem MTB Meggerdorf aktuell besonders viele Brachen vorkommen. Der Grund hierfür sind umfangreiche Vernässungsprojekte in degradierten Hochmooren. Nach Abschluss der Maßnahmen entstehen hier zunächst Riede oder Röhrichte, da durch die langanhaltende intensive landwirtschaftliche Nutzung Nährstoffüberschuss herrscht und hochmoortypische Arten noch nicht konkurrenzfähig sind. Es existieren Studien zu Hochmoorpaludikulturen, welche gute Erfolgsaussichten für die direkte Ansiedlung hochmoorspezifischer Vegetation sowie die aktive Bindung von atmosphärischem Kohlenstoff zeigen (Daun et al. 2023). Bei neuen Vernässungsprojekten wäre zu prüfen, ob die Ergebnisse dieser Studien zumindest in Teilen übertragbar/nutzbar sind.

Aus den Studien I bis III geht hervor, dass die Diversität der botanischen Artenvielfalt während der vergangenen 100 Jahre stark abgenommen hat. Heute sind botanisch wertvolle Vegetationseinheiten wie basenreiche Kleinseggenriede oder artenreiches Feuchtgrünland nur noch sehr selten in der Landschaft zu finden. Aus diesem Grund sollte es für den Naturschutz prioritär sein, diese für Schleswig-Holstein typischen Lebensraumtypen zu

6. Synoptische Diskussion

erhalten und gegebenenfalls für die charakteristischen Arten neue Habitate zu entwickeln. Eine gegenläufige Tendenz ist bei Hochmooren zu beobachten. Seit etlichen Jahren werden dort Vernässungsprojekte umgesetzt. Es zeigt sich, dass die Verbreitung der hochmoorspezifischen Vegetation während der vergangenen 100 Jahre zugenommen hat. Früher wurden Hochmoorböden überwiegend als Grünland und in einigen Fällen auch als Ackerland genutzt. Hochmoorspezifische Arten waren nur noch von unterschiedlichen Heidestadien anzutreffen. Heute sind hingegen unterschiedliche Hochmoorregenerationsstadien anzutreffen und ca. 1.500 ha vernässte Flächen zeugen vom Erfolg der naturschutzfachlichen Bemühungen auf Hochmoorstandorten. Die Renaturierung von Hochmooren beschränkte sich in der Vergangenheit hauptsächlich auf ungenutzte Hochmoordegradationsstadien mit Pfeifengrasbeständen oder sekundären Birkenbeständen innerhalb von bestehenden Naturschutzgebieten (NSG Dosenmoor, NSG Dellstedter Birkwildmoor, NSG Hartshoper Moor). Erst in den letzten Jahren wurden auch ehemals intensiv genutzte Hochmoorböden wiedervernässt (NSG Königsmoor, Priestermoor).

6.3 Langfristige Entwicklung der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden in der Eider-Treene-Sorge-Niederung

Die in der Studie IV vorgestellten Bautypen der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden geben die standörtlichen Bedingungen in der Eider-Treene-Sorge-Niederung gut wieder. Dies liegt vor allem an der großen Zahl von Altprofilen, die für die Auswertung verwendet werden konnten. Außerdem sind diese homogen über alle betroffenen Flächen der Projektkulisse verteilt. Es muss jedoch angezweifelt werden, dass die Ergebnisse für alle Hochmoorböden des Bundeslands repräsentativ sind. Ein Grund dafür ist das Ausgangssubstrat, denn in der Eider-Treene-Sorge-Niederung sind sandige Substrate offensichtlich vorherrschend und Hochmoorbildung hat zu über 92 % auf diesen stattgefunden. Dies kann nicht in andere Naturräume Schleswig-Holsteins übertragen werden, da hier andere Bedingungen während der Moorentwicklung vorherrschten. Beispiele sind das Dosenmoor bei Neumünster oder das Priestermoor bei Duvensee. Beide Moorkomplexe werden aktuell als Hochmoore klassifiziert, sind aber nach einer Seeverlandung entstanden (ehemals Verlandungsmoore). Bei einer Schleswig-Holstein weiten Erfassung müssten somit weitere Bautypen erarbeitet werden.

Die vorkommenden Bautypen zeigen, dass alle landwirtschaftlich genutzten Hochmoore von Degradation betroffen sind und mehr oder weniger mächtige Vererdungshorizonte aufweisen. Da die meisten der verwendeten Altdaten in den 1970er Jahren aufgenommen wurden, kann davon ausgegangen werden, dass die Entwässerung bereits deutlich weiter in der Vergangenheit liegt. Es wird weiter deutlich, dass die meisten landwirtschaftlich genutzten Hochmoore mächtige Torfauflagen von >200 cm aufweisen, flachgründigere Hochmoortorfe

6. Synoptische Diskussion

kommen eher selten vor. Die berechneten Kohlenstoffvorräte (C-Vorräte) sind vor allem bei den Bautypen mit mächtigen Torfauflagen sehr hoch. Das verdeutlicht, dass die Moormächtigkeit eine zentrale Größe für die Beurteilung der Kohlenstoffvorräte darstellt. Die flachgründigeren Torfe zeigen C-Vorräte im zu erwartenden Rahmen (Zauft et al. 2010, Mordhorst et al. 2018). Im Vergleich zu anderen Bodentypen wird die Rolle von Mooren als langfristiger Kohlenstoffspeicher deutlich, da kein anderer Boden annähernd so viel Kohlenstoff speichert wie Torfböden (Jacobs et al. 2018, Mordhorst et al. 2018).

Die im Jahr 2022 durchgeführten Untersuchungen verdeutlichen aus moorbodenkundlicher Perspektive den ökologisch schlechten Zustand der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden in Schleswig-Holstein. Im Gegensatz zu den Altprofilen kommen gut erhaltene Torfsubstrate in den obersten Torfhorizonten nicht mehr vor und es sind hier nur noch stark degradierte Torfe vorhanden. Aufgrund der bereits in den 1970er Jahren vorkommenden Degradierungshorizonte ist davon auszugehen, dass bereits damals und auch schon früher eine effiziente Entwässerung für die bessere Nutzbarkeit vorhanden war, Dies hat sich offenbar während des untersuchten Zeitraums noch deutlich verstärkt, sodass Entwässerungsmerkmale bis in tiefere Bodenschichten zu erkennen sind. Dieser Erkenntnis deckt sich mit den Ergebnissen der THG-Emissionen/botanischen Artenvielfalt, und unterstreicht die Annahme der Nutzungsintensivierung im vergangenen Jahrhundert.

Die fortschreitende Degradierung der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden in der Eider-Treene-Sorge-Niederung zeigt sich besonders stark an den Ergebnissen der Geländehöhenverluste der Moore. Für alle Bautypen und Moormächtigkeitsklassen waren Geländehöhenverluste messbar. Dabei fallen die Geländehöhenverluste bei eher flachgründigeren Torfauflagen geringer aus (0,3 – 0,6 cm/a) als bei mächtigeren Torfauflagen (0,7-0,9 cm/a). Es konnten keine Unterschiede zwischen überlagerten und nicht überlagerten Mooren ausgemacht werden. Diese Werte decken sich mit Literaturwerten zu Geländehöhenverlusten. So kommen Studien aus den Niederlanden zu Verlustraten von 0,7 – 1,5 cm pro Jahr (Nieuwenhus & Schokking 1997; Van Den Akker et al. 2008, Hoogland et al. 2012). Eine aus Brandenburg stammende Untersuchung zu Geländehöhenverlusten von Fell et al. 2015 kommt zu Sackungsraten zwischen 0,32 – 1,1 cm pro je nach Mächtigkeit der organischen Auflage. Aufgrund dieser kontinuierlich fortschreitenden Geländehöhenverluste müssen die Entwässerungseinrichtungen der landwirtschaftlich genutzten Moorböden immer wieder erneuert und unterhalten werden. Dies gilt jedoch nicht nur für die landwirtschaftliche Nutzfläche, auch andere Infrastruktur (Straßen, Gebäude oder Hochwasserschutzeinrichtungen) müssen in regelmäßigen Abständen erneuert werden, was zu immensen volkswirtschaftlichen Kosten führt (Hardeveld et al. 2017).

6. Synoptische Diskussion

Die für landwirtschaftlich genutzte Hochmoore berechneten THG-Freisetzungsraten (27,3 und 32,2 t CO₂ Äq.*ha⁻¹*a⁻¹) entsprechen von der Größenordnung her weitgehend dem aktuellen Wissensstand. So veröffentlichen Tiemeyer et al. (2020) im Rahmen der THG-Berichterstattung für Deutschland für diesen Moortyp eine Freisetzungsrates von 31,7 t CO₂ Äq.*ha⁻¹*a⁻¹. Dabei ist zu erwähnen, dass dies ein rechnerisch erzeugter Wert ist und nicht durch Messungen verifiziert werden konnte. Dennoch stützt dieses Ergebnis die in Studie VI durchgeführten bodenkundlichen Aufnahmen und anschließenden laboranalytischen Untersuchungen. Bemerkenswert ist, dass Hochmoore mit eher geringen Torfaufgaben trotz geringer Sackungsraten gleichbleibend hohe THG-Emissionsraten aufweisen. Das unterstreicht den Einfluss dieser Moortypen auf die Klimabilanz. Folglich sollten auch flachgründige Moortypen (Moorfolgeböden/Anmoore) bei Renaturierungsmaßnahmen die gleiche Beachtung finden wie Moore mit hohen Torfaufgaben.

6.4 Handlungsoptionen zur Verbesserung des ökologischen Zustands von Mooren in Schleswig-Holstein

Moore sind in den vergangenen Jahren immer weiter ins Zentrum der politischen Debatten gerückt. Aufgrund ihres deutschlandweit schlechten Zustands mit jährlichen THG-Freisetzungsraten von ca. 54 Mio.t CO₂ Äq.*ha⁻¹ (7,5% der Gesamtemissionen der BRD) tragen sie maßgeblich zum Klimawandel bei, außerdem sind die Verluste der botanischen Artenvielfalt in diesen Systemen dramatisch. Aus diesem Grund wurden auf internationaler Ebene sowie auf Bundes- und Länderebene Programme zum Schutz und der Wiederherstellung von Moorökosystemen aufgelegt. Im Jahr 2024 hat der EU-Umweltrat das *Nature Restoration Law* beschlossen. Dieses sieht vor, dass bis 2030 mind. 30 % und bis 2050 90% wichtiger Lebensraumtypen wiederhergestellt werden müssen. Dabei werden die Moore im Artikel 11 (Restoration of agricultural ecosystems) besonders hervorgehoben (EU-Rat, 2024, Onlinequelle: <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2024/1991/oj>) Das Nationale Moorschutzstrategie der BRD sieht bis zum Jahr 2030 eine Reduktion der Treibhausgasemissionen aus Mooren um 5 Mt CO₂ Äq.*ha⁻¹ vor, das entspricht ca. 10% der Gesamtemissionen der BRD (BMUV 2022). Auch das Bundesland Schleswig-Holstein hat sich ambitionierte Ziele für den Moorschutz gesetzt. Zum einen sollen die THG-Emissionen aus Mooren bis zum Jahr 2030 um 700.000 t CO₂ Äq.*ha⁻¹ reduziert werden, zum anderen wird mit der Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Schleswig-Holstein ein klarer Fokus auf die Renaturierung von Mooren gelegt (MELUND 2020, MELUND 2021). Das Erreichen dieser Ziele stellt aktuell eine sehr große Herausforderung dar.

In Schleswig-Holstein wurde der Fokus der Moorrenaturierung in den vergangenen Jahrzehnten auf die Wiederherstellung von Hochmooren gelegt, und die umgesetzten

6. Synoptische Diskussion

Maßnahmen zeigen auch Erfolge (ca. 2.700 ha Hochmoorregenerationsstadien). Daraus resultiert eine Reduzierung der Gesamtbilanz der Moore in Schleswig-Holstein um ca. 7.800 t CO₂ Äq.*ha⁻¹ (Martens et al. 2024). Wird dieser Wert in Bezug zu den anvisierten 700.000 t CO₂ Äq.*ha⁻¹ gesetzt, wird klar, dass noch deutlich umfassendere Maßnahmen notwendig sind.

Um einen Überblick über die Möglichkeiten von verschiedenen Möglichkeiten und deren Auswirkungen auf die THG-Bilanz sowie den NBV der Moore im Bundesland zu erhalten, wurden in Studie I und II sowohl Flächen mit den höchsten Handlungsnotwendigkeiten identifiziert und für alle Moorflächen potenzielle Vernässungsszenarien berechnet. Das Ergebnis für die Handlungsnotwendigkeiten ist, dass nur auf 7% der Moorfläche geringe THG-Emissionen sowie ein guter NBV vorherrschen. Auf den übrigen 93% der Moorfläche liegen hohe oder sehr hohe Handlungsnotwendigkeiten zur Reduzierung der THG-Emissionen oder der Verbesserung des NBV vor.

Die potenziellen Vernässungsszenarien (A-D) der Studie I beruhen auf unterschiedlichen wissenschaftlichen Arbeiten und zeigen nach Ansicht der Autoren realistische Umsetzung/ und Entwicklungspotenziale für betroffene Flächen. Dabei ist den Autoren klar, dass nicht, wie in der Studie angegeben, alle Flächen einer Einheit gänzlich einem Szenario zugeführt werden können. Die Szenarien sollen dabei die Potenziale der einzelnen Maßnahmen verdeutlichen und in Bezug zu den Reduktionszielen des Landes setzen. Wie zu erwarten, zeigt dabei das Vernässungsszenario B (Maximale Vernässung aller Moorflächen) das höchste Reduktionspotenzial. Dieses Szenario scheint dabei jedoch auch am unrealistischen, da bei diesem Szenario alle Moorflächen aus der landwirtschaftlichen Produktion fallen würden und die Widerstände gegen dieses Szenario dessen Umsetzung verhindern. Das Szenario B würde die Ziele der Landesregierung deutlich übersteigen. Es wird jedoch auch klar, dass die Ziele des Paris-Abkommens, die Emissionen bis 2050 aus allen Sektoren auf 0 zu bringen, mit diesem Szenario nicht erfüllt werden würden.

Im Szenario A wäre die landwirtschaftliche Nutzung der betroffenen Flächen weiterhin möglich, die Art der Nutzung müsste jedoch an die vorherrschenden Wasserstände angepasst werden (Buschmann et al. 2024 submitted). Die Ziele der Bundes- und Landesregierungen bis 2030 würden in diesem Szenario ebenfalls erreicht werden. Jedoch sind auch für dieses Szenario hohe Widerstände der Flächeneigentümer/Flächennutzer zu erwarten, sodass keine flächendeckende Umsetzbarkeit zu erwarten ist. Die Szenarios C und D weisen im Gegensatz zu den bisher genannten Szenarien eher geringe Reduktionsmöglichkeiten auf. Dafür bieten diese Szenarien den Vorteil, dass die Umsetzbarkeit dieser Szenarios deutlich besser scheinen. Das gilt besonders für das Szenario C, da hier keine landwirtschaftliche Nutzfläche betroffen wäre, sondern nur Brachen. Das Interesse an der Umsetzung von

6. Synoptische Diskussion

Vernässungsmaßnahmen in Waldmooren ist in den vergangenen Jahren auch gestiegen und es haben sich Initiativen gebildet, die ihren Fokus auf das Szenario D legen.

Um die mittelfristigen Ziele der Bundes- und Landesregierungen zu erfüllen, wird es nicht ausreichen, sich auf ein einzelnes dieser Szenarien zu fokussieren. Vorrangiges Ziel muss es jedoch sein, dass besonders eher die Varianten mit einem vergleichsweise geringem Konfliktpotenzial möglichst zeitnah umgesetzt werden sollten. Weiterhin ist zu bedenken, dass besonders bei den landwirtschaftlich genutzten Flächen eine starke Betroffenheit besteht und Flächenbewirtschaftern deshalb eine wirtschaftlich vergleichbare Alternative zur bisherigen Nutzung geboten werden muss. Es existieren hierzu bereits einige Ansätze zur nassen, torfschonenden Nutzung von Moorböden (Paludikulturen). Auf Niedermooeren wurden bereits unterschiedliche Paludikulturen erprobt, dazu gehören der Breitblättrigen Rohrkolben (*Typha latifolia*) oder die Nasswiesennutzung ohne konkrete Zielart. Die Ergebnisse der THG-Freisetzungsraten zeigen für diese Kulturen, dass torfschonende Nutzung von Niedermoorböden möglich ist (Vroom et al. 2018, Lathinen et al. 2022, Tanneberger et al. 2022). Auch auf Hochmoorböden existieren bereits Versuche für eine nasse Bewirtschaftung, es werden Torfmoose für Gartensubstrate oder der Rundblättrige Sonnentau für die pharmazeutische Verwertung angebaut. Auch hier zeigen die THG-Bilanzen der Versuchsflächen, dass eine zukünftige Nutzung unter torferhaltenden Bedingungen möglich ist (Daun et al. 2023). Es muss jedoch erwähnt werden, dass all diese Studien bisher nicht über ein Versuchsstadium hinaus gehen. Auch andere Ansätze wie Moorfutures schienen ein Ansatz zu sein, um THG-Emissionen einzusparen, jedoch werden Moorfutures in Schleswig-Holstein bisher nur auf Hochmoorböden und nur durch die Ausgleichsagentur SH umgesetzt (Joosten et al. 2013, Tanneberger et al. 2024). Hier besteht noch ein konkretes Potenzial, den Flächenanteil zu vergrößern.

Um die Bundes- und landesweiten Ziele zur Reduktion von THG-Emissionen aus Mooren zu erfüllen, müssen die Bemühungen auf diesem Gebiet noch weiter intensiviert werden, da sonst die Klimaschutzziele nicht erreicht werden. Um Flächeneigentümer von der Notwendigkeit und Sinnhaftigkeit solcher Maßnahmen zu überzeugen, müssen diese in Planungen eingebunden und auch kritische Meinungen berücksichtigt werden.

6. Synoptische Diskussion

Zusammengefasst hat diese Dissertation für den Moorschutz in Schleswig-Holstein folgende Leistungen erbracht:

- Der aktuelle Zustand der Moore im Bundesland wurde auf Grundlage von aktuellen Vegetationsinformationen erfasst. Dabei wurden die aus Mooren freigesetzten Treibhausgas-Emissionen berechnet sowie der naturschutzfachliche Wert der botanischen Artenvielfalt bewertet. Die Methoden, die zu diesen Ergebnissen geführt haben, wurden veröffentlicht und können bei Bedarf oder sich ändernden Bedingungen reproduziert werden.
- Es wurde der Zustand der Moore von ausgewählten, repräsentativen Landschaftsausschnitten aus den 1930er Jahren erhoben. Dabei fiel auf, dass in den 1930er Jahren nahezu alle Flächen einer, aus heutiger Sicht, eher extensiven landwirtschaftlichen Nutzung unterlagen. Artenreiche Grünlandssysteme waren dabei der dominierende Vegetationstyp. Durch den Vergleich mit dem aktuellen Zustand der Moore konnten zunächst starke Zuwächse der THG-Emissionen sowie eine drastische Abnahme der Biodiversität mit dem fast vollständigen Verlust ganzer niedermoorspezifischer Vegetationstypen festgestellt werden. Als Hauptgründe für die Veränderungen wurden zum einen eine Intensivierung von landwirtschaftlich gut nutzbaren Flächen ausgemacht, zum anderen sind schlecht nutzbare Flächen brach gefallen.
- Aus den Ergebnissen der Studien I und II wurden Umsetzungspotenziale für den Klima- und Naturschutz in Schleswig-Holstein abgeleitet. Bisher standen Hochmoorvernässungsprojekte im Zentrum des Moorschutzes im Bundesland. Es wurde deutlich gezeigt, dass dies allein nicht ausreicht, um die unterschiedlichen Klimaschutzziele zu erreichen. Die Vernässungsszenarios zeigen, dass die höchsten Reduktionspotenziale von THG-Emissionen in der Vernässung von landwirtschaftlich intensiv genutztem Grünland liegen. Nur wenn diese Systeme großflächig vernässt werden, ist es möglich, die ambitionierten nationalen wie internationalen Ziele zu erreichen. Trotzdem sollten auch die Vernässungsszenarios mit geringeren Reduktionspotenzialen realisiert werden, da auf diese Weise die Handlungsnotwendigkeiten allen Betroffenen (Steakholdern) deutlich gemacht werden können.
- Im Verbundprojekt „BEWAMO“ wurden in der Projektregion Eider-Treene-Sorge-Niederung die landwirtschaftlich genutzten Hochmoore bearbeitet. Dabei kam heraus, dass diese Hochmoore sehr große Mengen an Kohlenstoff speichern. Durch den Vergleich der historischen bodenkundlichen Profilaufnahmen mit den aktuellen Profilaufnahmen geht hervor, dass sich der Zustand der Hochmoorböden im Verlauf der vergangenen 50 Jahre verschlechtert hat, die Bodendegradierung und damit

6. Synoptische Diskussion

verbunden die Entwässerungstiefen sind bis in tiefere Bodenschichten vorgedrungen. Außerdem wurden Sackungsraten bis zu ca. 1 cm/a festgestellt. Auch die berechneten CO₂-Freisetzungsraten zeigen hohe C-Verlustraten, vergleichbar mit aktuellen Literaturwerten für Deutschland. Im Gegensatz zu den Sackungsraten zeigen auch flachgründige Hochmoorstandorte weiterhin hohe THG-Freisetzungsraten, was die Rolle von flachgründigen Mooren bei der Planung von Vernässungsmaßnahmen unterstreicht.

6.5 Literaturangaben

BMUV (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz) (2022) Nationale Moorschutzstrategie. BMUV, Bonn: 57 S.

Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D., Wichtmann, W., Joosten, H. (2008) Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermoores hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. Duene e.V., Greifswald. Online: <https://www.moorwissen.de/files/doc/Projekte%20und%20Praxis/Gest/gest.pdf>. Verfügbar am: 10.09.2024

Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärish, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A., Joosten, H. (2011) Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89.

Daun, C., Huth, V., Gaudig, G., Günther, G., Krebs, M., Jurasinski, G. (2023) Full-cycle greenhouse gas balance of a Sphagnum paludiculture site on former bog grassland in Germany, *Science of The Total Environment*, Volume 877, 162943.

Drösler, M., Freibauer, A., Adelman, W., Augustin, J., Bergmann, L., Beyer C., Chojnicki, B., Förster C., Giebels, M., Görlitz, S., Höper, H., Kantelhardt, J., Liebersbach H., Hahn-Schöfl, M., Minke M., Petschow U., Pfadenhauer, J., Schaller L., Schägner, P., Sommer M., Thuille A., Wehrhan, M. (2011) Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis. Arbeitsberichte aus dem vTI- Institut für Agrarrelevante Klimaforschung, 21 S.

Fell, H., Roßkopf, N., Bauriegel, A., Zeitz, J. (2016) Estimating vulnerability of agricultural used peatlands in north-east Germany to carbon loss based on multi-temporal subsidence data analysis. *Catena*, 137, 61-69.

Finck P., Heinze S., Raths, U., Riecken, U., Ssymank, A. (2017) Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands. 3., fortgeschr. Fassung. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156: 637 S.

6. Synoptische Diskussion

Förster, C., (2016) Influence of Management and Restoration on CO₂ Balances of a Drained Bog. Dissertation. Technische Universität München, In Zusammenarbeit mit der Hochschule Weihenstephan-Triesdorf.

Gossner, M.M., Lewinsohn, T.M., Kahl, T., Grassein, F., Boch, S., Prati, D., Birkhofer, K., Renner, S.C., Sikorski, J., Wubet, T., Arndt, H., Baumgartner, V., Blaser, S., Blüthgen, N., Börschig, C., Buscot, F., Diekötter, T., Ré Jorge, L., Jung, K., Keyel, A.C., Klein, A.M., Klemmer, S., Krauss, J., Lange, M., Müller, J., Overmann, J., Pašalić, E., Penone, C., Perović, D.J., Purschke, O., Schall, P., Socher, S.A., Sonnemann, I., Tschapka, M., Tschardt, T., Tüke, M., Venter, P. C., Weiner, C. N., Werner, M., Wolters, V., Wurst, S., Westphal, C., Fischer, M., Weisser, W. W., Allan, E. (2016) Land-use intensification causes multitrophic homogenization of grassland communities. *Nature*, 540, 266-269.

Hirschelmann, S., Tanneberger, F., Wichmann, S., Reichelt, F., Hohlbein, M., Couwenberg, J., Busse, S., Schröder, C., Nordt, A. (2020) Moore in Mecklenburg-Vorpommern im Kontext nationaler und internationaler Klimaschutzziele. Greifswald Moorzentrum-Schriftenreihe 01/2020. Online: <https://www.greifswaldmoor.de/gmc-schriftenreihe.html>. Verfügbar am: 05.09.2024

Hoogland, T., Van Den Akker, J.J.H., Brus, D.J. (2012) Modeling the subsidence of peat soils in the Dutch coastal area. *Geoderma* 171-172: 92-97.

Jacobs, A., Flessa, H., Don, A., Heidkamp, A., Prietz, R., Dechow, R., Gensior, A., Poeplau, C., Riggers, C., Schneider, F., Tiemeyer, B., Vos, C., Wittnebel, M., Müller, T., Säurich, A., Fahrion-Nitschke, A., Gebbert, S., Hopfstock, R., Jaconi, A., Kolata, H., Lorbeer, M., Schröder, J., Laggner, A., Weiser, C., Freibauer, A. (2018) Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. *Thünen Report* 64, 321 S.

Joosten, H., Brust, K., Couwenberg, J., Gerner, A., Holsten, B., Permin, T., Schäfer, A., Tanneberger, F., Trepel, M., Wahren, A., (2013) MoorFutures® Integration von weiteren Ökosystemdienstleistungen einschließlich Biodiversität in Kohlenstoffzertifikate – Standard, Methodologie und Übertragbarkeit in andere Regionen. BfN-Skripten 350. Bundesamt für Naturschutz, Bonn

Koska, I. (2012) Ökohydrologische Kennzeichnung. In: Succow, M., Joosten, H. (2012) Landschaftsökologische Moorkunde. E.Schweitzerbart'sche Versandbuchhandlung, Stuttgart, S. 92-111.

Koska, I., Succow, M., Clausnitzer, U. (2012) Vegetation als Komponente landschaftsökologischer Naturraumkennzeichnung. In: Landschaftsökologische Moorkunde. E.Schweitzerbart'sche Versandbuchhandlung, Stuttgart, S.112-116.

6. Synoptische Diskussion

Kotowski, V., Thörig, W., Van Diggelen, R., Wassen, J. (2006) Competition as a factor structuring species zonation in riparian fens – a transplantation experiment. *Applied Vegetation Science*, 9, 231-240.

Kreyling, J., Tanneberger, F., Jansen, F., van der Linden, S., Aggenbach, C., Blüml, V., Couwenberg, J., Emsens, W.-J., Joosten, H., Klimowska, A., Kotowki, W., Kozub, B., Lennartz, B., Liczner, Y., Liu, H., Michaelis, D., Oehmke, C., Parakenings, K., Pleyl, E., Poyda, A., Raabe, S., Röhl, M., Schneider, A., Schrautzer, J., Schröder, C., Schug, F., Seeber, E., Thiel, F., Thiele, S., Tiemeyer, B., Timmermann, T., Ulrich, T., van Diggelen, R., Vegelin, K., Verbruggen, E., Wilmking, M., Wrage-Mönning, N., Wolejko, L., Zak, D., Jurasinski, G. (2021) Rewetting does not return drained fen peatlands to their old selves. *Nat Commun* 12, 5693.

Lamers, L.P.M., Vile, L., Grootjans, A.P., Acreman, M.C., van Diggelen, R., Evans, M.G., Richardson, C.J., Rochefort, L., Kooijman, A.M., Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P. (2015) Ecological restoration of rich fens in Europe and North America: from trial and error to an evidence-based approach. *Biological Reviews*, 90, 182–203.

Lahtinen, L., Mattila, T., Myllyviita, T., Seppälä, J., Vasander, H. (2022) Effects of paludiculture products on reducing greenhouse gas emissions from agricultural peatlands. *Ecological Engineering*, 175, 106502.

LfU (Landesamt für Umwelt) (2024) Kartieranleitung und erläuterte Standardliste der Biotoptypen Schleswig-Holsteins, Stand 08.2024. LfU, Flintbek, 232 S.

Liu, Q., Buyantuev, A., Wu, J., Miu, J., Yu, D., Zhang, Q. (2018) Intensive land-use drives regional scale homogenization of plant communities. *Science of the Total Environment*, 644, 806-814.

LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein) (2022) Kartieranleitung und Standardliste der Biotoptypen Schleswig-Holsteins, Version 2.1.1 Stand Juli 2022. LLUR, Flintbek, 236 S.

LUNG (Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) (2013) Anleitung für die Kartierung von Biotoptypen und FFH-Lebensraumtypen in Mecklenburg-Vorpommern, 3. ergänzte überarbeitete Auflage. Schriftenreihe des LUNG, Heft 2/2013

MELUND (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein) (2020) Biologischer Klimaschutz durch Moorschutz und Neuwaldbildung. Schleswig-holsteinischer Landtag, Drucksache 19/2326, Kiel, 19 S.

6. Synoptische Diskussion

MELUND (Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt, Natur und Digitalisierung des Landes Schleswig-Holstein) (2020) Kurs Natur 2030 -Strategie zum Erhalt der biologischen Vielfalt in Schleswig-Holstein-. 2. Überarbeitete Auflage. MELUND, Kiel, 116 S.

Martens, T., Burbaum, B., Trepel, M., Schrautzer, J. (2022) Climate protection and nature conservation in peatland areas: How does this match with present day agricultural practice? *Mires and Peat*, Volume 28, Article 18, 15 S.

Martens, T., Schrautzer, J. (2024) Bedeutung der Moorböden und weiterer kohlenstoffreicher Böden für den Natur- und Klimaschutz in Schleswig-Holstein. *Natur und Landschaft*, 99, 2-9.

Mordhorst, A., Fleige, H., Zimmermann, I., Burbaum, B., Filipinski, M., Cordsen, E., Horn, R. (2018) Organic carbon stocks of soil types in the geological regions of Schleswig-Holstein (Northern Germany). *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, 69, 85-95.

Moss, D. (2008) EUNIS habitat classification – a guide for users. European Topic Centre on Biological Diversity. Online: <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=776ebb2fc9995c886f880d655c5d29402e9a9eaae42>. Verfügbar am: 05.07.2024

Mucina, L., Bültmann, H., Dierßen, K., Theurillat, J.-P., Raus, T., Čarni, A., Šumberová, K., Willner, W., Dengler, J., García, R.G., Chytrý, M., Hájek, M., Di Pietro, R., Iakushenko, D., Pallas, J., Daniëls, F.J.A., Bergmeier, E., Santos Guerra, A., Ermakov, N., Valachovič, M., Schaminée, J.H.J., Lysenko, T., Didukh, Y.P., Pignatti, S., Rodwell, J.S., Capelo, J., Weber, H.E., Solomeshch, A., Dimopoulos, P., Aguiar, C., Hennekens, S.M. and Tichý, L. (2016) Vegetation of Europe: hierarchical floristic classification system of vascular plant, bryophyte, lichen, and algal communities. *Appl Veg Sci*, 19: 3-264.

Nieuwenhuis, H.S., Schokking, F. (1997) Land subsidence in drained peat areas of the Province of Friesland, The Netherlands. – *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 30, 37-48.

Poyda, A., Reinsch, T., Kluß, C., Loges, R., Taube, F. (2016) Greenhouse gas emissions from fen soils used for forage production in northern Germany. *Biogeosciences*, 13, 5221-5244.

Reichelt, F. (2015) Evaluierung des GEST-Modells zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen aus Mooren. MSc Thesis, Universität Greifswald, 47 S.

Reichelt, F. (2021) Treibhausgas-Emissionen aus organischen Böden in Brandenburg. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 02/2021. Online: <https://www.greifswaldmoor.de/gmc-schriftenreihe.html>. Verfügbar am: 05.09.2024

6. Synoptische Diskussion

Swindles G.T., Morris, P.J., Mullan, D.J. Payne, R.J., Roland, T.P. (2019) Widespread drying European peatlands in recent centuries. *Nature geoscience*, 12, 922-928.

Tanneberger, F., Birr, F., Couwenberg, J., Kaiser, M., Luthardt, V., Nerger, M., Pfister, S., Oppermann, R., Zeitz, J., Beyer, C., van der Linden, S., Wichtmann, W., Närmann, F. (2022) Saving soil carbon, greenhouse gas emissions, biodiversity and the economy: paludiculture as sustainable land use option in German fen peatlands. *Regional Environmental Change* 22, 69.

Tanneberger, F., Berghöfer, A., Brust, K., Hammerich, J., Holsten, B., Joosten, H., Michaelis, D., Moritz, F., Reichelt, F., Schäfer, A., Scheid, A., Trepel, M., Wahren, A., Couwenberg, J. (2024) Quantifying ecosystem services of rewetted peatlands – the MoorFutures methodologies. *Ecological Indicators*, 163, 112048.

Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E., Augustin, J., Bechtold, M., Beetz, S., Beyer, C., Drösler, M., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Freibauer, A., Giebels, M., Glatzel, S., Heinichen, J., Hoffmann, M., Höper, H., Jurasinski, G., Leiber-Sauheitl, K., Peichl-Brak, M., Roßkopf, N., Sommer, M. and 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., Ebli, M., Eickenscheidt, T., Fiedler, S., Förster, C., Gensior, 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 gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators*, 109, 14 S.

Uchida, K., Koyanagi, T.F., Matsumura, T., Koyama, A. (2018) Patterns of plant diversity loss and species turnover resulting from land abandonment and intensification in semi-natural grasslands. *Journal of Environmental Management*, 218, 622-629.

Van den Akker, J.J.H., Kuikman, P.J., De Vries, F., Hoving, I., Pleijter, M., Hendriks, R.F.A., Wolleswinkel, R.J., Simões, R.T.L. Kwakernaak, C. (2008): Emission of CO₂ from agricultural peat soils in the Netherlands and ways to limit this emission. In: Farrell, C and J. Feehan (eds.). *Proceedings of the 13th International Peat Congress After Wise Use – The Future of Peatlands*, Vol. 1 Oral Presentations, Tullamore, Ireland, 8 - 13 June 2008. – International Peat Society; Jyväskylä, Finland. 645-648.

Van Hardeveld, H. A., Driessen, P. P. J., Schot, P. P., Wassen, M. J. (2017). An integrated modelling framework to assess long-term impacts of water management strategies steering soil subsidence in peatlands. *Environmental Impact Assessment review*, 66, 66-77.

von Drachenfels, O. (2021) Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen

7. Danksagung

von Anhang I der FFH-Richtlinie. Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Hannover, 336 S.

Vroom, R.J.E., Xie, F., Geurts, J.J.M., Chojnowska, A., Smolders, A.J.P., Lamers, L.P.M., Fritz, C. (2018) *Typha latifolia* paludiculture effectively improves water quality and reduces greenhouse gas emissions in rewetted peatlands. *Ecological Engineering*, 124, 88-98.

Zauft, M., Fell, H., Glaßer, F., Roskopf, N., Zeitz, J. (2010) Carbon storage in the peatlands of Mecklenburg-Pomerania, north-east Germany. *Mires and Peat*, 6, 04, 12 S.

7. Danksagung

Diese Dissertation wäre ohne die Unterstützung von vielen Personen nicht möglich gewesen.

Zunächst möchte ich mich bei Prof. Dr. Joachim Schrautzer bedanken. Nach meinem Master-Abschluss hatte ich mich bereits von der Universität verabschiedet und mich der Arbeit in einem Ingenieurbüro gewidmet, bis Joachim mich für das Forschungsprojekt BEWAMO wieder an die CAU zurückholte. Während dieser Zeit wurde ich von Joachim unterstützt und ermutigt mit vollem Einsatz an der Dissertation zu arbeiten. Auch nach Abschluss von BEWAMO konnte ich dank seines unermüdlichen Einsatzes weiter an der CAU-Arbeiten und hatte die Möglichkeit weiter an der Dissertation zu arbeiten.

Ich möchte mich bei allen Beteiligten des BEWAMO-Projektes bedanken und hier vor allem bei Andreas Herrmann und Prof. Dr. Jutta Zeitz, da ohne sie dieses Projekt nicht entstanden wäre. Lea, Tim und Manfred haben viele Stunden mit mir im Feld oder im Labor verbracht und Proben ausgewertet, vielen Dank für diesen Einsatz.

Außerdem möchte ich Prof. Dr. Eileen Eckmeier sowie Prof. Dr. Natascha Oppelt dafür danken, als Gutachterinnen diese Dissertation zu bewerten. Ich möchte mich auch bei Prof. Dr. Torben Tiedemann und Prof. Dr. Holger Thiele bedanken, die mir die Fertigstellung der Dissertation ermöglicht haben.

Zuletzt möchte ich mich bei meiner Familie bedanken, die mich in dieser Zeit unterstützt und für die Fertigstellung der Arbeit viel Zeit eingeräumt haben.

8. Eigenständigkeitserklärung

Hiermit erkläre ich, Tjark Martens, dass ich die vorliegende Dissertation mit dem Titel „Klimarelevanz und Naturschutzwert der Moore in Schleswig-Holstein unter aktuellen und historischen Gesichtspunkten“ selbstständig, ohne fremde Hilfe und in eigenen Worten niedergeschrieben habe und mich noch keiner Doktorprüfung unterzogen habe, oder mich um Zulassung einer solchen beworben habe.

Ich versichere insbesondere, dass ich alle wörtlichen und sinngemäßen Übernahmen aus Quellen und anderen Werken als solche gekennzeichnet sowie vollständig aufgeführt habe.

Ich bestätige, dass meine vorliegende Arbeit nach den geltenden Prinzipien der guten wissenschaftlichen Praxis der Christian-Albrechts-universität zu Kiel und der Deutschen Forschungsgemeinschaft verfasst habe.

Ort/ Datum/ Unterschrift