

Bericht zum Aufbau eines deutschlandweiten Moorbodenmonitorings für den Klimaschutz

Band 1: Offenland

Stefan Frank, Ullrich Dettmann, Arndt Piayda,
Ronny Seidel, Elaheh Amiri, Saskia Bamberger,
Arne Heidkamp, Sebastian Heller, Sylvia Holzträger,
Malina Kuwert, Silvana Lakeberg, Sharon Laqua,
Merten Minke, Stefan Nagel, Willi Oehmke,
Bernd Schemschat, Carolin Simon, Mareille Wittnebel,
Holger Wywias, Bärbel Tiemeyer



Bibliografische Information:
Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikationen in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet unter www.dnb.de abrufbar.

Bibliographic information:
The Deutsche Nationalbibliothek (German National Library) lists this publication in the German National Bibliography; detailed bibliographic data is available on the Internet at www.dnb.de

Bereits in dieser Reihe erschienene Bände finden Sie im Internet unter www.thuenen.de

Volumes already published in this series are available on the Internet at www.thuenen.de

Zitationsvorschlag – Suggested source citation:

Frank, S., Dettmann, U., Piayda, A., Seidel, R., Amiri, E., Bamberger, S., Heidkamp, A., Heller, S., Holzträger, S., Kuwert, M., Lakeberg, S., Laqua, S., Minke, M., Nagel, S., Oehmke, W., Schemschat, B., Simon, C., Wittnebel, M., Wywias, H., Tiemeyer, B. (2025)

Bericht zum Aufbau eines deutschlandweiten Moorbodenmonitorings für den Klimaschutz: Band 1: Offenland. Thünen-Report 123, Bd. 1.

Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.

<https://doi.org/10.3220/253-2025-181>

Die Verantwortung für die Inhalte liegt bei den jeweiligen Verfassern bzw. Verfasserinnen.

The respective authors are responsible for the content of their publications.



THÜNEN

Thünen Report 123 — Band 1

Herausgeber/Redaktionsanschrift – Editor/address

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

thuenen-report@thuenen.de
www.thuenen.de

ISSN 2196-2324
ISBN 978-3-86576-275-7
DOI:10.3220/253-2025-181
urn:nbn:de:gbv:253-2025-000195-1

Titelfoto: Thünen-Institut Sebastian Heller

©2025 the author(s), Thünen Institute. This is an open access publication distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

Bericht zum Aufbau eines deutschlandweiten Moorbodenmonitorings für den Klimaschutz

Band 1: Offenland

MMOK

Stefan Frank, Ullrich Dettmann, Arndt Piayda, Ronny Seidel, Elaheh Amiri,
Saskia Bamberger, Arne Heidkamp, Sebastian Heller, Sylvia Holzträger,
Malina Kuwert, Silvana Lakeberg, Sharon Laqua, Merten Minke, Stefan Nagel,
Willi Oehmke, Bernd Schemschat, Carolin Simon, Mareille Wittnebel,
Holger Wywias, Bärbel Tiemeyer

Thünen Report 123

Dr. Stefan Frank, Dr.-Ing. Ullrich Dettmann, Dr. Arndt Piayda, Ronny Seidel, Elaheh Amiri, Saskia Bamberger, Dr. Arne Heidkamp, Sebastian Heller, Sylvia Holzträger, Malina Kuwert, Silvana Lakeberg, Sharon Laqua, Dr. Merten Minke, Stefan Nagel, Willi Oehmke, Bernd Schemschat, Carolin Simon, Dr. Mareille Wittnebel¹, Holger Wywias, Dr.-Ing. Bärbel Tiemeyer

Thünen-Institut für Agrarklimaschutz
Bundesallee 65
38116 Braunschweig

¹gegenwärtig
Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
Stilleweg 2
30655 Hannover

Kontakt:
Dr. Stefan Frank
Telefon: +49 531 2570-2053
E-Mail: Stefan.Frank@thuenen.de

Thünen Report 123 — 1

Braunschweig/Germany, Oktober 2025

Zusammenfassung

Moorböden (vereinfacht für Moor- und weitere organische Böden) sind durch einen hohen und vulnerablen Vorrat an organischem Kohlenstoff (C_{org}) gekennzeichnet. Änderungen des C_{org} -Vorrats sowie Emissionen der weiteren Treibhausgase (THG) Methan und Lachgas müssen im Rahmen der jährlichen Emissionsberichterstattung berichtet und angerechnet werden. Zur Berechnung der THG-Emissionen müssen deren Steuergrößen und die Verteilung der Mooreböden in Deutschland bekannt sein.

Das Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH) hat das Thünen-Institut mit dem Aufbau eines deutschlandweiten Moorbodenmonitorings beauftragt, wobei das Monitoring im Offenland durch das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz und das Monitoring im Wald durch das Thünen-Institut für Waldökosysteme durchgeführt wird.

Ziele des Moorbodenmonitorings sind die Einrichtung eines repräsentativen Monitoring-Netzwerks für alle landesweit vorkommenden Landnutzungen sowie für Flächen mit THG-Minderungsmaßnahmen. Darüber hinaus sollen die Voraussetzungen für eine langfristige Bewertung der Klimawirksamkeit geschaffen und die relevanten Steuergrößen erfasst werden. Ein weiteres Ziel ist die Weiterentwicklung der am Thünen-Institut bestehenden Regionalisierungsansätze und die Integration dieser in die Emissionsberichterstattung.

Das Moorbodenmonitoring im Offenland beruht auf einem clusterbasierten Ansatz, d.h. die Monitoringflächen verteilen sich auf 45 Cluster, die typische Charakteristika der Mooreböden abbilden sollen. Die Monitoringflächen werden dabei nach der Bodenkategorie, der Landnutzung sowie der Hydrologie in zwei bis drei Ebenen stratifiziert. Langfristig soll das Monitoring-Netzwerk 150 Monitoringflächen umfassen. Bisher wurden 118 Monitoringflächen mit Unterstützung der Flächeneigentümer*innen und Flächenbewirtschafter*innen eingerichtet. Alle Arbeiten auf den Monitoringflächen wurden nach einheitlichen und veröffentlichten Methoden in den Bereichen Boden, Hydrologie, Vegetation und Geländehöhen durchgeführt. Über Fragebögen und Schlagkarteien erfolgte zusätzlich eine Abfrage wesentlicher Managementinformationen.

Die Vorräte an C_{org} lagen im Mittel bei 1.066 t ha^{-1} und zeigten zwischen den Monitoringflächen eine ausgeprägte Heterogenität von 217 t ha^{-1} bei einem flachgründigen Moorfolgeboden bis hin zu 2.904 t ha^{-1} bei einem sehr mächtigen Moorboden. Eine ähnliche Charakteristik zeigte sich auch bei den Gesamtstickstoff (N_t)-Vorräten, die im Mittel bei 51 t ha^{-1} lagen und Werte zwischen 11 t ha^{-1} und 174 t ha^{-1} aufwiesen. Die C_{org} - und N_t -Vorräte zeigten dabei einen linearen Zusammenhang mit der Moormächtigkeit. Auch innerhalb einzelner Monitoringflächen wurde die Heterogenität der Vorräte maßgeblich durch die Heterogenität der Moormächtigkeit beeinflusst. Wiederholungsinventuren zur Bestimmung signifikanter Änderungen von C_{org} -Vorräten sind im Median nach 12 Jahren möglich.

Die Auswertung der bodenchemischen und -physikalischen Kennwerte erfolgte nach den vorgefundenen Horizont-Substrat-Kombinationen. In der Tendenz waren die degradierten Oberböden durch niedrigere C_{org} -Gehalte und höhere Trockenrohdichten (TRD) gekennzeichnet als die im dauerhaft wassergesättigten Bereich des Profils liegenden Unterbodenhorizonte. Die Kennwerte der Torfe aus Tiefumbruchböden zeigten dabei ein eigenes Muster und unterschieden sich von denen nicht umgebrochener Mooreböden. Neu aufgewachsene Oberbodenhorizonte von Torfmoos-Paludikulturen zeigten ähnliche Eigenschaften wie die Oberbodenhorizonte naturnaher und vernässter Flächen.

Unterschiede in den Grundwasserflurabständen auf den Monitoringflächen konnten über die Landnutzung hinaus vor allem durch die hydrologischen Gegebenheiten erklärt werden. So waren durch Rohdrainagen und Gräben entwässerte Monitoringflächen im Jahresmittel durch größere Grundwasserflurabstände ($-0,58 \text{ m}$ und $-0,61 \text{ m}$) gekennzeichnet als Flächen mit weitgehend naturnaher Hydrologie ($-0,16 \text{ m}$) oder mit Wassermanagementmaßnahmen zur Anhebung der Wasserstände ($-0,22 \text{ m}$ bis $-0,08 \text{ m}$, in Abhängigkeit von der Maßnahme). Ebenfalls wiesen entwässerte Flächen höhere jährliche Spannweiten in den Wasserständen auf, als solche mit Maßnahmen zur Wasserstandsanhhebung oder naturnaher Hydrologie. Zur Charakterisierung der

Standorthydrologie können sowohl Jahresmittelwasserstände als auch Sommer- und Wintermittelwasserstände herangezogen werden, da diese stark korreliert sind.

Die Geländehöhen wurden sowohl an einzelnen Punkten in hoher zeitlicher Auflösung als auch jährlich jeweils über die gesamte Monitoringfläche gemessen. Die Ergebnisse beider Methoden stimmten sehr gut überein (RMSE: 0,013 m). Die jährlichen Spannweiten der Geländehöhenänderungen betrugen 0,02 bis 0,17 m und hingen vom Wasserstand, dessen Lage zum Torfkörper und den Torfeigenschaften ab. Die Geländehöhenänderung auf naturnahen Flächen entsprach im Mittel 12% der Wasserstandsänderung, während entwässerte Moorböden mit 5% ein deutlich geringeres Oszilationspotential aufwiesen. Aus den bisherigen Messungen lassen sich noch keine langfristigen Trends der Geländehöhenänderungen ableiten.

In Summe konnten auf den bisher untersuchten Dauerbeobachtungsflächen zur Erfassung der Vegetation 301 Gefäßpflanzenarten dokumentiert werden. Die Monitoringflächen umfassen 27 verschiedene Biotoptypen, wobei intensiv genutztes, frisches Dauergrünland den größten Anteil einnimmt.

Die Aktualisierung der Kulisse organischer Böden legte die Grundlage für die Weiterentwicklung von Regionalisierungsansätzen für die Emissionsberichterstattung. Seit 2024 verwendet die Emissionsberichterstattung diese Kulisse von 1,93 Mio. ha zur Ermittlung der THG-Emissionen aus Moorböden. Darüber hinaus enthält die aktualisierte Fassung deutschlandweit für die Regionalisierung der THG-Emissionen sowie der Steuergrößen (z.B. Grundwasserflurabstand) relevante Merkmale der Moorböden (z.B. Genese, Mudde, Torfmächtigkeit). In Kombination mit am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz aufgenommen Kennwerten von Moorböden (C_{org} , N_t -Gehalte sowie TRD) wurde die aktualisierte Kulisse organischer Böden parametrisiert. Mit im Mittel $829 \text{ t } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ und $46 \text{ t } N_t \text{ ha}^{-1}$ sind in den Moorböden Deutschlands 1,6 Milliarden Tonnen C_{org} und 0,089 Milliarden Tonnen N_t innerhalb der oberen zwei Meter gespeichert. Dies macht die besondere Bedeutung der Moorböden für den Klimaschutz deutlich.

Die Daten- und Modellgrundlagen für die Emissionsberichterstattung wurden von Grund auf überarbeitet und ermöglichen seit 2024 eine witterungsabhängige, nach IPCC überwiegend Tier-3 konforme Berechnung der deutschlandweiten Emissionen aus Moorböden. Die dafür regionalisierten Grundwasserflurabstände sind geprägt von der landnutzungsbedingten Entwässerungssituation und betragen im nationalen Mittel -0,58 m unter Acker, -0,36 m unter Grünland und -0,18 m unter ungenutzten Flächen. Dies prägt durch die Höhe der Emissionen folglich die Klimawirkung der IPCC-Landnutzungskategorien Deutschlands mit $30,4 \pm 9,1$ („grassland“), $37,2 \pm 8,1$ („cropland“) und $13,4 \pm 11,8$ („wetlands“) $\text{t CO}_2\text{-Äquivalente pro Hektar und Jahr}$. Die angegebenen Werte wurden aus langjährig mittleren Klimabedingungen berechnet.

Die im Rahmen des Berichtes präsentierten Ergebnisse stellen eine erste aggregierte Auswertung der Daten dar und verdeutlichen das Potenzial des bisher aufgebauten Monitoring-Netzwerks vor dem Hintergrund der stetig steigenden Berichtspflichten und Monitoringanforderungen auf nationaler und europäischer Ebene. Über die Jahre und mit Zunahme von auswertbaren Daten zu Bodeneigenschaften, Geländehöhen, Vegetation und zur Hydrologie werden weitere wichtige Erkenntnisse zur Entwicklung der Moorböden in Abhängigkeit des Klimawandels, der landwirtschaftlichen Nutzung sowie der implementierten THG-Minderungsmaßnahmen möglich sein.

Schlüsselwörter

Moorboden, organische Böden, organische Bodensubstanz, Kohlenstoffvorrat, Stickstoffvorrat, Hydrologie, Geländehöhen, Monitoring, Landnutzung, Treibhausgasemissionen, Emissionsberichterstattung

Abstract

Peat soils, encompassing peat and other organic soils, store large and vulnerable amounts of soil organic carbon (SOC). Changes in these SOC stocks must be reported annually within greenhouse gas (GHG) inventories. Accurate national reporting and accounting requires knowledge of both the magnitude of stock changes and the controlling factors, as well as the distribution of peat soils across Germany.

The Federal Ministry of Agriculture, Food and Regional Identity (BMLEH) tasked the Thünen Institute to establishing a nationwide peat soil monitoring program. Monitoring in open landscapes is conducted by the Thünen Institute of Climate-Smart Agriculture, while forest monitoring is handled by the Thünen Institute of Forest Ecosystems.

The program aims to establish a representative monitoring network that captures the national distribution of land use on peat soils and areas with GHG mitigation measures. In addition, the program aims to create the basis for a long-term assessment of climate effects and to capture the relevant driving factors. Another objective is to further develop the regionalization approaches already established at the Thünen Institute and integrate them into emission reporting.

The monitoring network is based on a cluster approach, i.e., the monitoring sites are distributed in 45 cluster representing characteristic peatland areas. The monitoring sites are stratified according to soil type, land use, and hydrology. To date (10/2025), 118 sites have been established across Germany, with standardized measurements of soil, hydrology, vegetation, and surface motion, supplemented by management surveys. Long-term monitoring aims to include 150 sites.

Average SOC stocks across sites were $1,066 \text{ t ha}^{-1}$, ranging from 217 t ha^{-1} in shallow peat to $2,904 \text{ t ha}^{-1}$ in deep peat. Total nitrogen (TN) stocks averaged 51 t ha^{-1} , with a range of 11 to 174 t ha^{-1} . Both SOC and TN stocks showed linear relationships with peat depth. On individual monitoring sites, the variability in stocks was primarily influenced by variability of peat depth. Repeated inventories to determine significant changes in SOC stocks are possible after a median of 12 years.

Soil chemical and physical parameters were evaluated according to the observed horizon-substrate combinations. Degraded topsoils had lower SOC contents and higher bulk densities (BD) than subsoil horizons that remained permanently water-saturated. Peat properties from deep ploughed soils exhibited distinct properties which differed clearly from other peat soil categories. Newly developed topsoil horizons in Sphagnum paludicultures systems showed similar properties to the topsoil horizons of near-natural and re-wetted sites.

Differences in water table depths across the monitoring sites could be explained primarily by hydrological conditions, in addition to land use. Sites drained by drainage pipes and open ditches had lower annual mean water tables (-0.58 m and -0.61 m) than sites with near-natural hydrology (-0.16 m) or with water management measures to raise the water table (-0.22 m to -0.08 m , depending on the measure). Sites with measures to raise the water table and such with near-natural hydrology also showed smaller annual water table fluctuations than drained sites. Both annual mean and seasonal (summer and winter) water tables can be used to characterize site hydrology, as they are strongly correlated.

Surface elevations were measured both at individual points with high temporal resolution and annually across the entire monitoring site. Results from both methods showed very good agreement (RMSE: 0.013 m). Surface motion across all sites ranged from 0.02 to 0.17 m , with the magnitude depending on water level, its position to the peat body, and peat properties. At near-natural sites surface motion corresponded on average to 12 % of the extend of the water table change, whereas drained peat soils showed a significantly lower oscillation potential of 5 %. No long-term trends in surface motion can be derived from the current measurements.

A total of 301 vascular plant species were recorded on the long-term vegetation monitoring plots. Overall, 27 biotop types occurred on the monitoring sites.

The updated map of organic soils in Germany laid the foundation for improvements of regionalization approaches for emission reporting. Since 2024, GHG emissions from 1.93 million ha peat soils are reported in the German GHG inventory. In addition, the updated map provides nationwide data on key soil characteristics (e.g., genesis, gyttja, peat depth) necessary for regionalizing GHG emissions and controlling factors (e.g., water table depth). Combined with SOC, TN, and BD data the updated map of organic soils has been parameterized. On average, 829 t SOC ha⁻¹ and 46 t TN ha⁻¹ are stored in German peat soils, totaling 1.6 billion t SOC and 0.089 billion t TN within the upper two meters, highlighting their importance for climate protection.

Data and models for national reporting have been thoroughly updated, enabling weather-dependent, predominantly Tier-3 compliant calculations of nationwide GHG emissions from peat soils according to IPCC guidelines since 2024. Regionalized water table depths reflect land-use-driven drainage, with national averages of -0.58 m under arable land, -0.36 m under grassland, and -0.18 m under unused land. These conditions influence emissions and, consequently, the climate impact of Germany's IPCC land use categories: 30.4 ± 9.1 t CO₂-eq ha⁻¹ yr⁻¹ for grassland, 37.2 ± 8.1 t CO₂-eq ha⁻¹ yr⁻¹ for cropland, and 13.4 ± 11.8 t CO₂-eq ha⁻¹ yr⁻¹ for wetlands. These emission factors were calculated for long-term climate conditions.

The results presented in this report provide the first aggregated evaluation of the monitoring data and demonstrate the potential of the network established so far, in view of increasing national and European reporting and monitoring requirements. Over the coming years, as more evaluable data on soil properties, surface motion, vegetation, and hydrology become available, further important insights into peat soil development under climate change, agricultural use, and implemented GHG mitigation measures will become possible.

Keywords:

peatland, organic soils, soil organic matter, carbon stock, nitrogen stock, hydrology, surface motion, monitoring, land use, greenhouse gas, emission reporting

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	i
Abstract	iii
Inhaltsverzeichnis	I
Abbildungsverzeichnis	III
Tabellenverzeichnis	IX
Abkürzungsverzeichnis	XI
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Ziele des Moorbodenmonitorings im Offenland	3
1.3 Struktur dieses Berichts	3
1.4 Konzeption und Struktur des Moorbodenmonitorings	4
2 Aufbau des Monitoring-Netzwerks	5
2.1 Vorgehen zur Etablierung des Monitoring-Netzwerks	6
2.1.1 Bundesebene	6
2.1.2 Bundeslandebene	9
2.1.3 Clusterebene	9
2.2 Konzept der Monitoringflächen-Stratifizierung	10
2.2.1 Bodenkategorien	10
2.2.2 Landnutzung	12
2.2.3 Hydrologie	14
2.3 Aufbau der Monitoringflächen und Datenerhebung	16
2.3.1 Geländearbeiten	16
2.3.2 Abfrage von Bewirtschaftungsinformationen	18
3 Laboranalysen	19
3.1 „Labor für Bodenmonitoring“	19
3.1.1 Bodenprofil	19
3.1.2 Beprobungspunkte	19
3.2 Labor für Bodenphysik und Torfe („Moorlabor“)	19
3.3 Nutzung weiterer Bodendaten	20
4 Ergebnisse aus dem Monitoring-Netzwerk	20
4.1 Das Monitoring-Netzwerk in Zahlen	23
4.1.1 Stratifizierung der eingerichteten Monitoringflächen	23
4.1.2 Stand der Einrichtung und Repräsentativität	29
4.2 Hydrologie	36
4.2.1 Datenbasis	36
4.2.2 Ergebnisse	37
4.2.3 Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	43
4.3 Geländehöhenänderungen	45
4.3.1 Prozessbeschreibung	47
4.3.2 Geländehöhenänderung im globalen Maßstab	51
4.3.3 Methodische Aspekte der Messung der Geländehöhenänderung	52
4.3.4 Datenverfügbarkeit Flächenvermessungen und kontinuierliche Höhenmessungen	61

4.3.5	Ergebnisse der kontinuierlichen Höhenmessungen	63
4.3.6	Sondermessungen für die Untersuchung der Prozesse der Geländehöhenänderung	68
4.3.7	Aufbau der Datengrundlage für INSAR-Methoden (Unterprojekt FAMOS)	73
4.4	Vegetation	75
4.4.1	Biotoptypen der Landnutzungsstraten	77
4.4.2	Biotoptypen der Hydrologiestraten	78
4.5	Bodeneigenschaften	81
4.5.1	Chemische und physikalische Kennwerte der in den Bodenprofilen erfassten Horizonte und Substrate sowie derer Kombination	82
4.5.2	Dichte des organischen Kohlenstoffs und des Gesamtstickstoffs in den aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen	92
4.5.3	Eigenschaften anthropogen beeinflusster Torfhorizonte der Tiefumbruchböden aus Moor sowie der mineralischen Oberbodenhorizonte	95
4.5.4	Kennwerte ausgewählter Oberbodenhorizonte der Hoch- und Niedermoorböden mit unterschiedlicher Landnutzung	98
4.5.5	Höhe und Variabilität der organischen Kohlenstoffvorräte auf den Monitoringflächen	100
4.5.6	Minimal Detektierbare Differenz und Intervall für Wiederholungsinventuren	104
4.5.7	Höhe der Stickstoffvorräte auf Monitoringflächen nach Bodenkategorien	109
4.5.8	Phosphorvorräte in Hoch- und Niedermoorböden	111
5	Regionalisierung	115
5.1	Aktualisierte Kulisse organischer Böden	115
5.1.1	Ursprungsversion	115
5.1.2	Aufbereitung der Kulisse für die Emissionsberichterstattung	118
5.2	Kulisse der organischen Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte	122
5.2.1	Organischer Kohlenstoffvorrat in organischen Böden	124
5.2.2	Stickstoffvorrat in organischen Böden	126
5.3	Kulisse der Grundwasserflurabstände in organischen Böden	128
5.4	Kulisse der Treibhausgasemissionen aus organischen Böden	134
6	Fazit	137
6.1	Zentrale Erkenntnisse aus den Arbeiten	137
6.2	Leistungen des Netzwerks	140
7	Ausblick	141
7.1	Erweiterung des Netzwerks und Testphase für die Operationalisierung (MoMoK II)	141
7.2	Anforderungen an ein zukunftsfähiges Moorbodenmonitoring in Deutschland	142
7.2.1	Das Moorbodenmonitoring als Werkzeug für Berichtspflichten im Klimaschutz und verwandten Politikfeldern	142
7.2.2	Methodische Weiterentwicklungen	145
8	Datensätze und Veröffentlichungen	148
9	Danksagung	149
10	Literatur	150
	Anhang	158

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Struktur des Moorbodenmonitorings im Offenland	5
Abbildung 2: Schematische Darstellung des Vorgehens zur Etablierung des Monitoring-Netzwerks.	6
Abbildung 3: Profelfoto - Muddemoor	11
Abbildung 4: Schematische Übersicht der Positionen der auf einer Monitoringfläche durchzuführenden Arbeiten sowie zu installierenden Messtechnik (angepasst nach Frank et al., 2022).	17
Abbildung 5: Lage der 118 gegenwärtig eingerichteten Monitoringflächen in Deutschland.	22
Abbildung 6: Lage der Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief	23
Abbildung 7: Mehrdimensionale Stratifizierung der Monitoringflächen in den Bereichen Boden, Hydrologie und Landnutzung auf der ersten Aggregationsebenen (Zahlen über und in den Balken zeigen die Anzahl der Monitoringflächen).	25
Abbildung 8: Mehrdimensionale Stratifizierung der Monitoringflächen in den Bereichen Boden und Landnutzung auf der ersten Aggregationsebenen sowie der Hydrologie auf der 3. Aggregationsebene (Zahlen über und in den Balken zeigen die Anzahl der Monitoringflächen mit der jeweiligen Kombination).	26
Abbildung 9: Mehrdimensionale Stratifizierung der Monitoringflächen in den Bereichen Boden und Hydrologie auf der ersten Aggregationsebenen sowie der Landnutzung auf der 3. Aggregationsebene (Zahlen über und in den Balken zeigen die Anzahl der Monitoringflächen mit der jeweiligen Kombination).	28
Abbildung 10: Vergleich der Anteile der Bodenkategorien (links) und der Landnutzung (rechts) zwischen den eingerichteten Monitoringflächen und deutschlandweit zur Verfügung stehenden Informationen zu Bodenkategorien (Kulisse organischer Böden) sowie zur Landbedeckung (AKTIS© Basis-DLM 2023).	31
Abbildung 11: Vergleich der Anteile der an den Monitoringflächen ermittelten Torfmächtigkeit in den Stufen TM0 bis TM 5 mit der Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al., 2023) unterteilt nach Bodenkategorien.	32
Abbildung 12: Anteile der Landnutzungsstraten (3. Ebene) an den MoMoK-Monitoringflächen (ohne Acker, ungenutztes Hochmoor ohne/nach Abtorfung, Hochmoor-Paludikultur) sowie Schnitthäufigkeit auf Grünland nach Schwieder et al. (2022) für den Zeitraum 2017 - 2024, ausgewertet für die aktualisierte Kulisse der organischen Böden.	34
Abbildung 13: Häufigkeitsverteilung (Anzahl) der Übereinstimmung zwischen tatsächlichen Schnitthäufigkeiten aus den Schlagkarteien der Landwirte und des Sentinel-2 / Landsat-Produkts nach Schwieder et al. (2022) für den Zeitraum 2017 - 2024, ausgewertet an den Monitoringflächen.	35
Abbildung 14: Schnitthäufigkeit aus Sentinel-2 / Landsat-Daten nach nach Schwieder et al. (2022) für den Zeitraum 2017 - 2024, ausgewertet an den Monitoringflächen nach Landnutzungsstratum (3.Ebene).	35
Abbildung 15: Anzahl der kompletten Messjahre (max. zwei Monate Lücke) aller Flächen-, Graben- und Sondermessstellen	37
Abbildung 16: Grundwasserflurabstände unter der Geländeoberkante an den Monitoringflächen im Fehntjer Tief (Winter: 01.11. - 30.04., Sommer: 01.05. - 31.10.).	39
Abbildung 17: Mittlere Grundwasserflurabstände für verschiedene Hydrologiestraten (2. Ebene) A) für ganze Jahre und Sommer- und Winterhalbjahre und B) verschiedene Landnutzungen (1. Ebene) und C) verschiedene Bodenkategorien (1. Ebene)	40
Abbildung 18: Jährliche Spannweite (R) der Grundwasserflurabstände für verschiedene Hydrologiestraten (1. und 2. Ebene)	41

Abbildung 19: Jährliche Spannweite (R) der Grundwasserflurabstände für verschiedene Wassermanagementstraten (2. Ebene) A) verschiedene Landnutzungen (1. Ebene) und B) verschiedene Bodenkategorien (1. Ebene)	42
Abbildung 20: Zusammenhang zwischen A) Sommer- bzw. B) Wintermittel und Jahresmittel des Grundwasserflurabstandes für verschiedene Wassermanagementstraten (2. Ebene). Das Unsicherheitsband entspricht dem Standardfehler.	43
Abbildung 21: Messdaten der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit aus Bohrlochversuchen für Landnutzungsstraten (links) und Moorbodenkategorien (rechts). Ergebnisse verschiedener Messtiefen/Bodenhorizonte sind hier zusammen dargestellt.	44
Abbildung 22: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus Bohrlochversuchen der Landnutzung Grünland auf Niedermoor (hellgrün) und Hochmoor (dunkelgrün) für ausgewählte Hydrologiestraten.	44
Abbildung 23: Schematische Darstellung der Prozesse, die in natürlichen und naturnahen Mooren zu Geländehöhenänderungen führen, und ihr zeitlicher Verlauf. Nettoprimärproduktion (NPP) = Bruttoprimärproduktion – autotrophe Atmung. Saisonale Oszillation ist durch „Schrumpfung und Quellung“ sowie „Konsolidierung, Sackung und Rückquellung“ verursacht. Die Zeitspanne zwischen den dargestellten Zuständen beträgt Tage bis Monate. Achsen sind nicht maßstabsgetreu.	45
Abbildung 24: Schematische Darstellung der Prozesse, die entwässerten Mooren zu Geländehöhenänderungen führen. Nettoprimärproduktion (NPP) = Bruttoprimärproduktion – autotrophe Atmung. Achsen sind nicht maßstabsgetreu. Die vertikale graue Linie kennzeichnet den Beginn der Entwässerung. Die Zeitspanne zwischen dem zweiten und dritten dargestellten Zustand beträgt Jahre bis Jahrhunderte.	46
Abbildung 25: Schematische Darstellung der Prozesse, die in vernässten Mooren zu Geländehöhenänderungen führen. Nettoprimärproduktion (NPP) = Bruttoprimärproduktion – autotrophe Atmung. Die vertikale graue Linie kennzeichnet den Beginn der Wiedervernässung. Die Zeitspanne zwischen dem zweiten und dritten dargestellten Zustand beträgt Jahre bis Jahrhunderte. Achsen sind nicht maßstabsgetreu.	47
Abbildung 26: Senkungsrate in Abhängigkeit der Zeit seit Entwässerung, A) des Klimas und B) der Entwässerungstiefe. Details zu den Daten in Seidel et al. (eingereicht).	52
Abbildung 27: A) Kamerasystem nach Evans et al. (2021a), B) adaptiertes Kamerasystem Thünen-Institut, C) geöffneter Doppelpegel.	53
Abbildung 28: A) Flacher Erdanker und B) Bultpiercing	54
Abbildung 29: Vergleich täglicher Höhenänderungen unterschiedlich „verankerter“ Seilzugsensoren. A) Rasenschutzmatte (Standardverfahren) vs. flachen Erdanker, B) Rasenschutzmatte vs. Bult-Piercing.	55
Abbildung 30: Vergleich der mit Seilzugssensor und Kamera an einem <i>Grünland (Wiese 4+ Schnitte)</i> auf tiefgründigem Hochmoorboden gemessenen Geländehöhen (Tagesmittel)	56
Abbildung 31: Vergleich der mit Seilzugssensor und Doppelpegel gemessenen Geländehöhen (Tagesmittel) an A) einem <i>Grünland (Wiese 4+ Schnitte)</i> auf tiefgründigem Hochmoorboden und B) <i>einem ungenutzten Hochmoor</i> ohne Abtorfung	57
Abbildung 32: Jährliche Spannweite der Geländehöhen und jährliche Höhenänderung auf drei Flächen (scf_01, pap_01 und gna_03) mit jeweils drei Wiederholungsmessungen.	58
Abbildung 33: A) Mediane der relativen Höhen der Flächenvermessungen gegen tägliche Mittelwerte der relativen Höhen der kontinuierlichen Höhenmessungen am jeweiligen Tag der Flächenvermessung für Doppelpegel und Seilzugssensor. Die Linie zeigt die 1:1 Beziehung, B) Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung (RMSE) zwischen Flächenvermessungen und Höhenmessungen pro Monitoringfläche.	59

Abbildung 34: Flächenvermessung und kontinuierliche Höhenmessung auf einer Torfmoos-Paludikultur. Die relative Höhe entspricht dem Abstand zur Oberkante der Fixstange auf der Monitoringfläche.	60
Abbildung 35: Seilzugsensor auf der Monitoringfläche bei der Einrichtung im Juni 2022 (links) und bei einer Wiedervermessung im März 2025 (rechts).	60
Abbildung 36: A) Anzahl der Flächenvermessungen (Vermessung) und B) Zeitraum zwischen erster und letzter Flächenvermessung (Messzeitraum) pro Monitoringfläche.	61
Abbildung 37: Monitoringflächen mit Seilzugsensor und Doppelpegel.	62
Abbildung 38: Anzahl der Messjahre pro Monitoringfläche der kontinuierlichen Höhenmessungen mit Doppelpegel oder Seilzugsensor.	63
Abbildung 39: Jährliche Spannweite (R) der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen und Wasserstände auf 39 Monitoringflächen (63 Messjahre).	64
Abbildung 40: Jährliche Spannweite (R) der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen und Wasserstände auf 39 Monitoringflächen (63 Messjahre) mit unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen. Aufteilung in Jahresminimum Wasserstand „-25 bis 0 m“ unter Torfuntergrenze und „0 bis 0,5 m“ sowie „0,5 bis 6 m“ über Torfuntergrenze.	64
Abbildung 41: A) Jährliche Spannweite der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen (R-Geländehöhe), B) mit der Spannweite des Wasserstandes (R-Wasserstand) normierte R-Geländehöhe für die Hydrologiestraten der ersten (<i>entwässert, Wassermanagement, naturnah</i>) und zweiten (<i>Grabenentwässerung, Polder, Rohrdrainage, Wassermanagement mit Zusatzwasser, Wassermanagement ohne Zusatzwasser, naturnah</i>) Ebene.	65
Abbildung 42: Jährliche Spannweite der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen (R-Geländehöhe) normiert mit der Spannweite des Wasserstandes (R-Wasserstand) gegen den tiefsten Jahreswasserstand für die Hydrologiestraten der zweiten Ebene.	66
Abbildung 43: Flächenvermessung und kontinuierliche Höhenmessung an den fünf Monitoringflächen im Fehntjer Tief. Relative Höhe bezieht sich auf die Höhe in Bezug zur Fixstange.	67
Abbildung 44: Schrumpfungskurven (SSC) für die oberen fünf Horizonte auf der Monitoringfläche gna_03, oben beginnend mit Horizont 1. Normierte Porenziffer (e) gegen normierte Feuchteziffer (θ).	70
Abbildung 45: Relative Höhe in verschiedenen Tiefen auf der Monitoringfläche gna_03. Gemessene Höhen wurden alle zum Start der Messung auf Null justiert.	71
Abbildung 46: Bodenfeuchte in 0,03 m, 0,15 m und 0,30 m Tiefe, Saugspannung in 0,15 m und 0,30 m Tiefe und Wasserstand unter Flur auf der Monitoringfläche gna_03.	72
Abbildung 47: Radarreflektoren auf einer Grünlandfläche nach der Installation. Links: der Reflektor liegt mit seinem Unterbau auf der Torfoberfläche und bewegt sich mit der Geländeoberfläche auf und ab (links). Rechts: der Reflektor ist über ein Gestänge, welches durch eine Verrohrung von den Bewegungen des Torfkörpers isoliert ist, im mineralischen Untergrund verankert (rechts).	74
Abbildung 48: Zeitliche Abdeckung der Radarreflektor-Flächen mit monatlichen (Vollfarbe) und jährlichen (Halbfarbe) Flächenvermessungen für die drei Landnutzungsstraten (AK=Acker, GL=Grünland, UN=ungenutzt), Stand August 2025. Beginn der Zeitreihe ist stets der Zeitpunkt der Flächeneinrichtung und Reflektorinstallation. Die erste als Acker genutzte Fläche musste nach Wunsch des Eigentümers aufgegeben werden.	74
Abbildung 49: Mittlere Deckung der auf den Dauerbeobachtungsflächen im Fehntjer Tief vorgefundenen Arten sortiert nach Feuchtezahl (<i>Persicaria amphibia</i> : F = 11, <i>Ranunculus bulbosus</i> : F = 3, indifferente Arten wurden wie F = 5 sortiert), Fehlerbalken: Standardfehler. Arten mit einer mittleren Deckung < 0.5% sind nicht dargestellt.	77

Abbildung 50: Zuordnung von Landnutzungsstraten (3. Ebene) zu Biotoptypen nach Finck et al. (2017) (Grafik erstellt mit: https://sankeymatic.com)	79
Abbildung 51: Zuordnung von Hydrologiestraten (3. Ebene) zu Biotoptypen nach Finck et al. (2017) (Grafik erstellt mit: https://sankeymatic.com)	80
Abbildung 52: organischer Kohlenstoffgehalt (C_{org}), dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahlen über den Box-Plots geben die Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Datensätzen pro Kombination an.	84
Abbildung 53: Gesamtstickstoff- (N_t) Gehalte dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahlen über den Box-Plots geben die Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Datensätzen pro Kombination an.	86
Abbildung 54: C/N-Verhältnisse dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahlen über den Box-Plots geben die Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Datensätzen pro Kombination an. C/N-Verhältnisse über 100 ($n = 7$; Hochmoortorf) wurden der Übersicht halber nicht dargestellt.	87
Abbildung 55: Im Gelände im Bodenprofil gemessene pH-Werte aufgeschlüsselt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Anzahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätzen jeder Kombination.	88
Abbildung 56: Vergleich zwischen denen im Gelände und im Labor an verschiedenen Extrakten (H_2O , $CaCl_2$) gemessenen pH-Werte.	89
Abbildung 57: Verhältnis vom Glühverlust zum C_{org} -Gehalt an Hoch- und Niedermoortorfproben aus den Hw- und Hr-Horizonten in Abhängigkeit des Humifizierungsgrades nach v. Post. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätzen jeder Kombination.	90
Abbildung 58: Trockenrohdichten (TRD) dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Anzahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätzen jeder Kombination.	91
Abbildung 59: C_{org} -Dichte (ρC_{org}) dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätze jeder Kombination.	92
Abbildung 60: N_t -Dichte (ρN_t) dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätze jeder Kombination.	93
Abbildung 61: Zusammenhang zwischen A) TRD [$g\ cm^{-3}$] und ϵ [%], B) C_{org} [%] und TRD [$g\ cm^{-3}$], C) N_t [%] und TRD [$g\ cm^{-3}$], D) C_{org} [%] und N_t [%], E) C_{org} [%] und ρC_{org} [$g\ cm^{-3}$] und F) N_t [%] und ρN_t für die nach Hochmoortorf, Niedermoortorf, organischer und mineralischer Mudde sowie anmoorig unterteilten Substrate.	94

Abbildung 62: Schematische Darstellung der Unterteilung und Beprobung des R-Horizontes (lediglich Torfbalken) von Tiefumbruchböden in einen oberen und unteren sowie in einen alten (ehemaliger Unterboden) und einen jungen (ehemaliger Oberboden) Bereich.	95
Abbildung 63: A) organische Kohlenstoffvorräte (C_{org}) gegen Bodenkategorien und B) C_{org} gegen die mittlere Tiefe der Monitoringflächen.	101
Abbildung 64: Bodenkohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Tiefe am Cluster Fehntjer Tief auf den Monitoringflächen feh_01 bis feh_05 (A-E) sowie zusammengefasst für alle Monitoringflächen (F). Die grauen Linien zeigen die Verläufe der einzelnen Beprobungspunkte.	103
Abbildung 65: Zusammenhang der auf den Monitoringflächen ermittelten Variationskoeffizienten (CV) der Moormächtigkeit und des ermittelten C_{org} -Vorrates.	104
Abbildung 66: A) Minimal Detektierbare Differenz (MDD) gegen Bodenkategorien und B) MDD gegen die mittlere Tiefe der Monitoringflächen.	106
Abbildung 67: Profilaufnahme (links) und Blockentnahme (rechts)	107
Abbildung 68: A) Trockenrohdichten (TRD) in Abhängigkeit von Profiltiefe und B) kumulativer C_{org} -Vorrat mit der Tiefe an den 10 Beprobungspunkten der Monitoringfläche.	107
Abbildung 69: A) Gesamtstickstoffvorräte (N_t) gegen Bodenkategorien und B) N_t gegen die mittlere Tiefe der Monitoringflächen.	110
Abbildung 70: Gesamtstickstoff-Vorräte in Abhängigkeit von der Tiefe am Cluster Fehntjer Tief auf den Monitoringflächen feh_01 bis feh_05 (A-E) sowie zusammengefasst für alle Monitoringflächen (F). Die grauen Linien zeigen die Verläufe der einzelnen Beprobungspunkte.	111
Abbildung 71: Tiefenverteilung des gemittelten Vorrats an pflanzenverfügbarem Phosphor (P_{CAL} , schwarze Linien) in Abhängigkeit von der Bodenkategorie A) Niedermoorboden ($n = 46$) und B) Hochmoorboden ($n = 24$). Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand der mittleren P_{CAL} -Vorräte in 10-cm-Stufen, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. In Niedermoorböden traten vereinzelt P_{CAL} -Vorräte bis $0,19 \text{ mg cm}^{-3}$ auf (nicht dargestellt). Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anteil der P_{CAL} -Vorräte im Bodenprofil in 10-cm-Stufen (0,00 - 1,00 m).	112
Abbildung 72: Tiefenverteilung der gemittelten Gehalte an A) pflanzenverfügbarem Phosphor (P_{CAL}) und redox-sensitivem Phosphor (P_{DIT}), B) redox-sensitivem Eisen (Fe_{DIT}) und C) der Trockenrohdichte in Abhängigkeit von den Bodenkategorien Niedermoorboden ($n = 46$) und Hochmoorboden ($n = 24$).	113
Abbildung 73: Tiefenverteilung des gemittelten Vorrats an redox-sensitivem Phosphor (P_{DIT} , schwarze Linien) in Abhängigkeit von der Bodenkategorie A) Niedermoorboden ($n = 46$) und B) Hochmoorboden ($n = 24$). Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand der mittleren P_{CAL} -Vorräte in 10-cm-Stufen, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. In einem Niedermoorboden lag der P_{DIT} -Vorrat bei $0,56 \text{ mg cm}^{-3}$ (nicht dargestellt). Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anteil der P_{DIT} -Vorräte im Bodenprofil in 10-cm-Stufen (0,00 - 1,00 m).	114
Abbildung 74: Verbreitung organischer Böden in Deutschland dargestellt nach Moorbodenkategorien (Wittnebel et al., 2023).	116
Abbildung 75: Ablaufschema der Lückenfüllung der Kulisse organischer Böden Deutschlands zur Verwendung in der Regionalisierung von Moorwasserständen.	118
Abbildung 76: Zwei aneinandergrenzende Polygone weisen eingeschlossene Lücken auf, die durch die unterschiedliche Berücksichtigung der zwischen ihnen verlaufenden Bundeslandgrenze	

entstanden ist (links). Durch Artefakte modellierter Moorbodenverbreitungen entstandene Lücken innerhalb eines Polygons von 10 x 10 m Ausdehnung (rechts). Die jeweils in Halbfarbe dargestellten Flächen wurden durch die Anwendung des Schemas aus Abbildung 75 gefüllt und entsprechend der angrenzenden Flächen mit Attributen ausgestattet.	119
Abbildung 77: A) Gemessene Dichte organischer Kohlenstoff (pC_{org}) gegen die mit Pedotransferfunktion bestimmte pC_{org} (pC_{org} PTF) und B) gemessene Dichte gesamter Stickstoff (pN_t) gegen die mit Pedotransferfunktion bestimmte pN_t (pN_t PTF).	123
Abbildung 78: Organischer Kohlenstoffvorrat (C_{org} -Vorrat) in den Moorböden in Deutschland.	125
Abbildung 79: Organischer Kohlenstoffvorrat (C_{org} -Vorrat) pro Bodenkategorie. A) gesamter C_{org} -Vorrat in Gigatonnen (Gt), B) C_{org} -Vorrat in Tonnen pro Hektar ($t\ ha^{-1}$).	126
Abbildung 80: Stickstoffvorrat (N_t -Vorrat) in den Moorböden in Deutschland.	127
Abbildung 81: Stickstoffvorrat (N_t -Vorrat) pro Bodenkategorie. A) gesamter N_t -Vorrat in Gigatonnen (Gt), B) N_t -Vorrat in Tonnen pro Hektar ($t\ ha^{-1}$).	128
Abbildung 82: Räumliche Verteilung der Grundwassermessstellen der Moorwasserstandsdatenbank in Deutschland, Stand August 2025. Jeder Punkt markiert hierbei eine Messstelle der Datenbank (auf Grund der räumlichen Nähe können Punkte überlappen oder verdeckt sein).	129
Abbildung 83: Anteil der Moorbodenkategorien (links) und der Landnutzungsstraten (rechts) an der Fläche der Moorböden Deutschlands, der Jahresmittelwerte der Moorwasserstandsdatenbank ohne MoMoK-Daten und der Jahresmittelwerte aus dem Monitoring-Netzwerk, Stand August 2025. Die Landnutzungsstraten basieren hier, wie auch für die gesamte Emissionsberichterstattung, auf dem ATKIS Basis-DLM.	130
Abbildung 84: Karte des Grundwasserflurabstandes entsprechend der neuesten Modellversion 2025 für gemittelte Klimabedingungen und integriert über die Landnutzungsverteilungen des aktuellen Berichterstattungszeitraums.	132
Abbildung 85: Nationale Verteilungen der Grundwasserflurabstände unter Verwendung des gemittelten Klimas über den Berichterstattungszeitraum 1990 bis 2024 für die MoMoK Landnutzungsstraten Acker, Grünland und ungenutztes Moor. Gestrichelte Linie: Bodenoberfläche, gepunktete Linie: Mittelwert der Verteilung. In Zahlen ist der Mittelwert \pm (Standardabweichung) angegeben.	133
Abbildung 86: Nationale Verteilungen der Grundwasserflurabstände unter Verwendung des gemittelten Klimas über den Berichterstattungszeitraum 1990 bis 2024 für die Moorbodenkategorien der aktualisierten Kulisse organischer Böden. Gestrichelte Linie: Bodenoberfläche, gepunktete Linie: Mittelwert der Verteilung. In Zahlen ist der Mittelwert \pm (Standardabweichung) angegeben.	134
Abbildung 87: Karte der Emissionen aus organischen Böden (CO_2 , CH_4 , N_2O), inklusive CO_2 aus DOC-Austrägen und CH_4 aus Gräben, für gemittelte Klimabedingungen und integriert über die Landnutzungsverteilungen des aktuellen Berichterstattungszeitraums. Verwendete Global Warming Potentials (GWP's) entsprechend den IPCC Guidelines: $CH_4 = 28$, $N_2O = 265$.	135
Abbildung 88: Übersicht über bestehende Berichtspflichten sowie die durch verschiedene Politikfelder adressierte Notwendigkeit eines Monitorings von Moorböden auf internationaler und nationaler Ebene (keine Vollständigkeit der Beziehungen sowie der aufgeführten Verordnungen, Gesetze und Strategien).	144
Abbildung 89: Verteilung der auf den in die Auswertung integrierten Monitoringflächen vorgefundenen Moor- und Torfmächtigkeiten ($n = 108$).	159

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Finale Anzahl der Monitoringflächen je Boden-Landnutzungstyp-Kombination und Bundesland bei einer Gesamtanzahl von 150 Monitoringflächen im Netzwerk basierend auf den Bodenkategorien der Kulisse organischer Böden (Stand: Dezember 2020) und dem ATKIS© Basis-DLM (Stand: 2019).	8
Tabelle 2:	Bodenkundliche Stratifizierung der Monitoringflächen in zwei Ebenen mit Erläuterungen der Eingruppierung nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005).	11
Tabelle 3:	Stratifizierung der Monitoringflächen nach den erhobenen Managementinformationen in drei Ebenen mit Erläuterungen und Angabe der Anzahl der Ausprägung im eingerichteten Monitoring-Netzwerk in Klammern.	13
Tabelle 4:	Hydrologische Stratifizierung der Monitoringflächen in drei Ebenen mit Erläuterungen und Angabe der Anzahl der Ausprägung im eingerichteten Monitoring-Netzwerk in Klammern.	15
Tabelle 5:	In MoMoK-Bodenprofilen erhobene bodenphysikalische und -chemische Kennwerte.	20
Tabelle 6:	Bodenkategorie, Landnutzung und Hydrologie der Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief	24
Tabelle 7:	Übersicht der Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen je Bundesland mit der geplanten (oberste Zeile je Feld) und eingerichteten (zweite Zeile je Feld) Anzahl an Monitoringflächen sowie dem prozentualen Anteil (geplant/eingerichtete Flächen) zur Verdeutlichung des Einrichtungstandes (Zahlen in grau = keine Fläche mit der Boden-Landnutzungstyp-Kombination in dem jeweiligen Bundesland geplant und eingerichtet).	30
Tabelle 8:	Anzahl, Art und Gesamtmessdauer der installierten und ausgewerteten Messstellen	37
Tabelle 9:	Mittlere Jahres-, Sommer- und Winterflurabstände sowie Jahresmaxima und -minima an den Monitoringflächen im Fehntjer Tief (Winter: 01.11. - 30.04., Sommer: 01.05. - 31.10.).	39
Tabelle 10:	Einzelprozesse des Geländehöhenverlusts und -gewinns von Moorböden.	48
Tabelle 11:	ausgewählte Bodeneigenschaften auf der Monitoringfläche gna_03.	69
Tabelle 12:	Oszillationsspannweiten in verschiedenen Bodentiefen auf der Monitoringfläche gna_03.	71
Tabelle 13:	Landnutzung und Vegetation im Cluster Fehntjer Tief. WS = Grundwasserflurabstand im Jahr 2023, Biotoptypen: BfN nach Finck et al. (2017), Niedersachsen nach Drachenfels (2021), F = Feuchtezahl nach Ellenberg, gefährdete Arten nach Menzing (2018).	76
Tabelle 14:	Fotos der aufgenommenen Bodenprofile, stratifizierte Bodenkategorie, mittlere maximale Moormächtigkeit (\pm Standardabweichung und Variationskoeffizient (CV)) sowie Bodenprofilinformationen zum Horizont (Ho., aggregiert nach KA5), der Boden-/Torfart (Bo.-Art, aggregiert nach KA5) sowie dem Humifizierungsgrad nach v. Post (v.P.) der ersten vier Horizonte (Ho.-Nr.) aller Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief.	82
Tabelle 15:	Vergleich (Mittelwert \pm Standardabweichung) der bodenphysikalischen (TRD) und bodenchemischen Parameter (C_{org} , N_t , C_{org}/N_t , pC_{org} , pN_t) der aus den Torfbalken von Tiefumbruchböden sowohl aus Niedermoortorf und Hochmoortorf entnommenen Bodenproben mit mittleren Werten von Ober- und Unterböden von Hoch- und Niedermoorböden. Durch den geringen Stichprobenumfang wurde auf eine Unterteilung in den oberen und unteren Bereich des Torfbalkens im R-Horizont bei den Niedermoortorfen verzichtet.	96
Tabelle 16:	Vergleich (Mittelwert \pm Standardabweichung) der bodenpyhsikalischen (TRD) und bodenchemischen Parameter (C_{org} , N_t , C_{org}/N_t , pC_{org} , pN_t) der in den Oberböden der überdeckten und tiefumgebrochenen Moorböden sowie Moorfolgeböden entnommenen Bodenproben.	98
Tabelle 17:	Vergleich (Mittelwert \pm Standardabweichung) der bodenphysikalischen (TRD) und bodenchemischen Parameter (C_{org} , N_t , C_{org}/N_t , pC_{org}) der in den Oberböden der Hoch- und	

	Niedermoorböden vorgefundenen Horizonte für verschiedene Landnutzungsstraten (2. Ebene).	99
Tabelle 18:	Mittlere berechnete MDD in t ha ⁻¹ (\pm Standardabweichung) über alle Monitoringflächen für verschiedene α und β Werte.	105
Tabelle 19:	Median der Jahre bis zum Erreichen des MDD über alle Monitoringflächen für verschiedene α und β Werte.	108
Tabelle 20:	Berechnung der Zeitdauer bis zu einer möglichen Wiederholungsinventur basierend auf den auf der ermittelten Minimal Detektierbaren Differenz (MDD), der auf den Monitoringflächen ermittelten Grundwasserflurabständen über die gesamte Messreihe (WS), den aus den WS abgeleiteten CO ₂ -C Emissionen nach Tiemeyer et al. (2020) und des errechneten Intervalls.	109
Tabelle 21:	Verteilung der Moorbodenkategorien der Aktualisierten Kulisse organischer Böden nach Wittnebel et al. (2023, Tabelle 6, Seite 43) auf die Bundesländer nach aktuellen Verwaltungsgrenzen des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, Stand 31.12.2024).	117
Tabelle 22:	Verteilung der Moorbodenkategorien der Aktualisierten Kulisse organischer Böden nach Wittnebel et al. (2023, Tabelle 6, Seite 43) auf die Bundesländer nach aktuellen Verwaltungsgrenzen des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, Stand 31.12.2024) nach der Lückenfüllung.	120
Tabelle 23:	Verteilung der Moorbodenkategorien der Aktualisierten Kulisse organischer Böden nach Wittnebel et al. (2023, Tabelle 6, Seite 43) auf die Bundesländer nach aktuellen Verwaltungsgrenzen des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, Stand 31.12.2024) nach der Lückenfüllung und Rasterisierung zur Verwendung in der Emissionsberichterstattung.	121
Tabelle 24:	Übersicht über die im Moorbodenmonitoring etablierten Cluster.	158
Tabelle 25:	Übersicht der Wiederholungen einzelner Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen in verschiedenen Clustern.	158
Tabelle 26:	Auf den Monitoringflächen vorgefundene Wassermanagementmaßnahmen mit Anzahl der Flächen und Anteil an allen Maßnahmen.	159
Tabelle 27:	Berücksichtigte Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte 1:250.000 (BÜK, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) bei der Lückenfüllung der aktualisierten Kulisse organischer Böden.	160
Tabelle 28:	Berücksichtigte Legendeneinheiten der Geologischen Übersichtskarte 1:250.000 (GÜK, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) bei der Lückenfüllung der aktualisierten Kulisse organischer Böden.	161

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
ANK	Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz
AK	Acker
AP	Anbau-PaludiKultur (Landnutzung: 1. Ebene)
AP_A	Anbau-Paludikultur (Landnutzung: 2. Ebene)
AP_AA	Anbau-Paludikultur (Landnutzung: 3. Ebene)
AP_AT	Torfmoos-Paludikultur (Landnutzung: 3. Ebene)
ATKIS© Basis-DLM	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem - Digitales Basis-Landschaftsmodell
AUKM	Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen
BB	Brandenburg
BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMLEH	Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat
BMUKN	Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit
BÜK	Bodenübersichtskarte 1:250.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe)
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
BZE-LW	Bodenzustandserhebung Landwirtschaft
C	Kohlenstoff
C _{anorg}	anorganischer Kohlenstoff [%]
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid [ppm]
CO ₂ -Äquiv.	CO ₂ -Äquivalente
C _{org}	organischer Kohlenstoff [%]
C _{org} -Vorrat	organischer Kohlenstoffvorrat [t ha ⁻¹]
C _t	Gesamtkohlenstoff [%]
CV	Variationskoeffizient [%]
D	die Mächtigkeit des jeweiligen Horizontes bzw. der jeweiligen Beprobungstiefe
DAS	Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel
DBF	Dauerbeobachtungsflächen
DGM2500	Mittlere Höhe über Meeresspiegel in einem 2500 m Umkreis, abgeleitet aus dem Digitalen Geländemodell
DLD	Länge der Entwässerungsgräben genutzter Flächen in einem 250 m Umkreis, abgeleitet aus dem ATKIS Basis-DLM
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff [mg L ⁻¹]
DWD	Deutscher Wetterdienst
D2E	Distanz des betrachteten Punktes zum nächst gelegenen Rand des Moorkörpers, abgeleitet aus der aktualisierten Kulisse organischer Böden
e	Porenziffer [-]
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
ESA	European Space Agency
EW	entwässert (Hydrologie: 1. Ebene)
EW_G	Grabenentwässerung (Hydrologie: 2. Ebene)
EW_GB	Grabenentwässerung + Beregnung (Hydrologie: 3. Ebene)
EW_GE	Grabenentwässerung (Hydrologie: 3. Ebene)
EW_R	Rohrdrainagen (Hydrologie: 2. Ebene)
EW_RD	Rohrdrainage (Hydrologie: 3. Ebene)
\bar{e}	normierte Porenziffer [-]
ϵ	Porosität (Sättigungswassergehalt) [%]
FAMOS	Flächenhafte Abschätzung der Moorbodenbewegung
Fe	Eisen

Abkürzung	Bedeutung
Fe _{DIT}	Dithionitlösliches Eisen [mg g ⁻¹]
feh	Fehntjer Tief (Cluster)
FFH	Flora-Fauna-Habitat (Richtlinie)
FNR	Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.
GAPKondG	Gemeinsame Agrarpolitik-Konditionalitäten-Gesetz
GAPKondV	Gemeinsame Agrarpolitik-Konditionalitäten-Verordnung
GEM	Extensivgrünland auf Moorböden
GF	Gesamtfläche [ha]
GIM	Intensivgrünland auf Moorböden
GL	Grünland (Landnutzung: 1. Ebene)
GL_1	Grünland - Weide/Wiese (1 Schnitt) (Landnutzung: 2. Ebene)
GL_2+	Grünland - Wiese (2+ Schnitte) (Landnutzung: 2. Ebene)
GL_U	ungenutzte oder extensive Röhrichte / Riede & Brachen (Landnutzung: 2. Ebene)
GL_UB	Grünland - Brache (Landnutzung: 3. Ebene)
GL_UG	ungenutzte oder extensive Großseggenriede (Landnutzung: 3. Ebene)
GL_UR	Ungenutzte oder extensive Röhrichte (Landnutzung: 3. Ebene)
GL_W1	Grünland - Wiese (1 Schnitt) (Landnutzung: 3. Ebene)
GL_W2	Grünland - Wiese (2-3 Schnitte) (Landnutzung: 3. Ebene)
GL_W4	Grünland - Wiese (4+ Schnitte) (Landnutzung: 3. Ebene)
GL_WR	Grünland - Weide (Rind) (Landnutzung: 3. Ebene)
GL_WS	Grünland - Weide (Sonstiges) (Landnutzung: 3. Ebene)
GLÖZ	Standards für den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand von Flächen
gna	Gnarrenburger Moor (Cluster)
GNR	Nährstoffreiche Nasswiese
GNW	mageres Nassgrünland
GÜK	der Geologischen Übersichtskarte 1:250.000 (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe)
GWP	Global Warming Potentials
HSK	Horizont-Substrat-Kombinationen
ICOS	Integrated Carbon Observation Systems
INSAR	Interferometric Synthetic Aperture Radar
InVeKoS	Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
K	Kalium
KA5	Bodenkundlichen Kartieranleitung (5. Auflage)
K _s	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit [m d ⁻¹]
KSG	Klimaschutzgesetz
KSP	Klimaschutzplan
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
LRT	Lebensraumtyp
LUCAS	Land Use and Cover Area frame Survey
LULUCF	Land Use, Land Use Change and Forestry
MDD	Minimal Detektierbare Differenz [t ha ⁻¹]
Mn	Mangan
MV	Mecklenburg-Vorpommern
NaSE	Nationales System Emissionsberichterstattung
NI	Niedersachsen
NN	naturnah (Hydrologie: 1. Ebene)
NN_N	naturnah (Hydrologie: 2. Ebene)
NN_NO	Anschluss an Oberflächengewässer (Hydrologie: 3. Ebene)
NN_NE	nicht entwässert (Hydrologie: 3. Ebene)
NPP	Nettoprimärproduktion
NSG	Nährstoffreiches Großseggenried
N _t	Gesamtstickstoff [%]
NW	Nordrhein-Westfalen

Abkürzung	Bedeutung
N ₂ O	Lachgas [ppm]
OBS	Organische Bodensubstanz [%]
O ₂	Sauerstoff
P	Phosphor
P _{CAL}	pflanzenverfügbare Phosphor [mg g ⁻¹] ermittelt im Calcium-Acetat-Lactat Auszug
P _{DIT}	redox-sensitiver Phosphor [mg g ⁻¹] ermittelt mit Dithionitextraktion
pap	Papenburg (Cluster)
pH (H ₂ O)	pH-Wert, gemessen in Wasser
pH (CaCl ₂)	pH-Wert, gemessen in Calciumchlorid-Lösung
PTF	Pedotransferfunktion
PV	Photovoltaik
R	Spannweite [m]
RMSE	Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung (entsprechend der Variablen)
ρ	Dichte [g cm ⁻³]
scf	Schechenfilz (Cluster)
SH	Schleswig-Holstein
SKWB	klimatestische Wasserbilanz des hydrologischen Sommerhalbjahres, abgeleitet aus Daten des Deutschen WetterdienstesTW
SSC	Schrumpfungskurven
ST	Sachsen-Anhalt
SZS	Seilzugsensor
THG	Treibhausgas
TRD	Trockenrohdichte [g cm ⁻³]
TWI25	gemittelter Topographic Wetness Index in einem 25 m Umkreis, abgeleitet aus dem Digitalen Geländemodell
UN	ungenutzt (Landnutzung: 1. Ebene)
UN_H	Ungenutztes Hochmoor (Landnutzung: 2. Ebene)
UN_HA	ungenutztes Hochmoor nach Abtorfung (Landnutzung: 3. Ebene)
UN_HO	ungenutztes Hochmoor ohne Abtorfung (Landnutzung: 3. Ebene)
V	Volumen [cm ³]
ϑ	Feuchteffizient [-]
ϑ̄	normierte Feuchteffizient [-]
WBNK	Wissenschaftlicher Beirat für Natürlichen Klimaschutz
WKWB	klimatestische Wasserbilanz des hydrologischen Winterhalbjahres, abgeleitet aus Daten des Deutschen Wetterdienstes
WM	Wassermanagement (Hydrologie: 1. Ebene)
WM_M	Wassermanagement mit Zusatzwasser (Hydrologie: 2. Ebene)
WM_MB	Bewässerung (Hydrologie: 3. Ebene)
WM_MR	Überrieselung (Hydrologie: 3. Ebene)
WM_MU	Unterflur-bewässerung (Hydrologie: 3. Ebene)
WM_O	Wassermanagement ohne Zusatzwasser (Hydrologie: 2. Ebene)
WM_OA	Grabenanstau (Hydrologie: 3. Ebene)
WM_OV	Grabenverschluss (Hydrologie: 3. Ebene)
WM_P	Polder (Hydrologie: 2. Ebene)
WM_PO	Polder (Hydrologie: 2. Ebene)
WS	Grundwasserflurabstand [m] - Abstand des Grundwasserspiegels zur Geländeoberkante (bezieht sich ausschließlich auf den Moorwasserstand und nicht auf den Wasserstand in tieferen Grundwasserkörpern)

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Weltweit speichern Moore auf etwa 3% der Landfläche rund 30% des terrestrischen organischen Bodenkohlenstoffs (C_{org}) (Leifeld und Menichetti, 2018; Parish et al., 2008; Tubiello et al., 2016). In natürlichen und vernässten Mooren entsteht Torf unter überwiegend wassergesättigten Bedingungen infolge der unvollständigen Zersetzung torfbildender Vegetation. Eine zentrale Steuergröße der ablaufenden biogeochemischen Prozesse ist dabei die Bodenfeuchte, die entscheidend durch den Grundwasserflurabstand reguliert wird (Evans et al. 2021; Kechavarzi et al., 2010; Holden, 2005; Pärn et al., 2025).

In Deutschland sind mehr als 92% (UBA, 2025) der Moorböden für land- oder forstwirtschaftliche Nutzung sowie zur Rohstoffgewinnung entwässert. Die dadurch erhöhte Sauerstoffverfügbarkeit im Boden führt zu einer verstärkten mikrobiellen Zersetzung des Torfes. Entwässerte Moore sind daher zu „Hotspots“ der Emissionen von Treibhausgasen (THG), insbesondere von Kohlendioxid (CO_2) und Lachgas (N_2O), geworden (Evans et al. 2021; Tiemeyer et al., 2020). Nicht nur Moorböden, sondern auch andere organische Böden stellen bedeutende Quellen von Treibhausgasen dar (Leiber-Sauheitl et al., 2014). Im Folgenden werden alle organischen Böden unter dem Begriff „Moorböden“ zusammengefasst.

Die Bundesregierung hat sich im Rahmen internationaler Vereinbarungen zum Klimaschutz verpflichtet, die anthropogen verursachten THG-Emissionen jährlich vollständig zu berichten. Die Emissionen aus Moorböden werden in den Sektoren Landwirtschaft (N_2O) sowie Landnutzung, Landnutzungsänderung und Forstwirtschaft (LULUCF) (CO_2 , Methan (CH_4) und N_2O aus nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen) berichtet (UBA, 2025). Das Thünen-Institut ist im Rahmen des Nationalen Systems Emissionsberichterstattung (NaSE) für die Sektoren Landwirtschaft und LULUCF zuständig. Die Berechnung der THG-Emissionen aus Moorböden lehnt sich an die in Tiemeyer et al. (2020) veröffentlichte Methodik an. Wichtige Grundlagen sind die Verteilung der Moorböden in Deutschland, die Landnutzung, deutschlandweite Grundwasserflurabstände in Moorböden sowie die Abhängigkeit von THG-Emissionen vom Grundwasserflurabstand und von der Landnutzungskategorie.

Im Rahmen von großen Verbundprojekten wurden an mehr als 100 Standorten mit (weitgehend) einheitlichen Methoden THG-Flüsse über zumeist ein bis vier Jahre gemessen (Übersicht in Tiemeyer et al., 2020). Dieser Wissens- und Datenstand wird durch Forschungsprojekte zu spezifischen Fragestellungen kontinuierlich erweitert (Daun et al., 2023; Offermanns et al., 2023; Bockermann et al., 2024, 2025; Oestmann et al., 2024; Tiemeyer et al., 2024; Welpelo et al., 2024a; Welpelo et al., 2024b; Heller et al., 2025). Zusätzlich werden Grundwasserflurabstände in Moorböden als Grundlage für die Regionalisierung am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz zusammengetragen. Eine stetige Weiterentwicklung der Methodiken für die Emissionsberichterstattung ist notwendig, da die Anforderungen an die Emissionsberichterstattung, z.B. durch Inkrafttreten des Klimaschutzgesetzes (KSG, 2019) und der aktualisierten LULUCF-Verordnung (EU, 2023; EU-Verordnung 2023/839), ebenfalls steigen.

Die THG-Emissionen in Deutschland unterliegen Trends und jährlichen Schwankungen. Im Schnitt der letzten fünf Jahre (2019-2023) belaufen sich die Netto-Gesamtemissionen Deutschlands auf 813,9 Mio. t CO_2 -Äquivalente (CO_2 -Äquiv.) pro Jahr (UBA, 2025). Hiervon entfallen 71,2 Mio. t CO_2 -Äquiv. oder 8,6% auf den Sektor LULUCF und 56,9 Mio. t CO_2 -Äquiv. oder 7,0% auf den Sektor Landwirtschaft. Die Höhe der Emissionen aus organischen Böden beläuft sich hierbei für LULUCF auf 53,0 Mio. t CO_2 -Äquiv. und für Landwirtschaft auf 3,4 Mio. t CO_2 -Äquiv. bzw. 6,0% des Sektors. Sie stellen dabei auch nach dem erheblichen Anstieg der Emission aus dem Waldbereich im Jahr 2018 mit Abstand die größte Einzelquelle im LULUCF-Sektor dar. Die THG Emissionen organischer Böden aus beiden Sektoren summieren sich auf 56,4 Mio. t CO_2 -Äquiv. oder 6,9% der deutschen Gesamtemissionen. Hiermit überschreiten die Emissionen organischer Böden z.B. die Emissionen des gesamten Sektors Industrie (54,2 Mio. t CO_2 -Äquiv.).

Die Vernässung organischer Böden stellt eine besonders effektive Maßnahme zur Minderung von THG-Emissionen dar (Wilson et al., 2016; TEEB DE, 2017). Im LULUCF-Sektor bieten Moorböden auf vergleichsweise geringer Fläche ein großes Minderungspotential, das zum Erreichen der im Rahmen von internationalen Vereinbarungen (z.B. Übereinkommen von Paris, 2015) gesetzten Ziele genutzt werden muss. Gemäß KSG müssen die THG-Emissionen bis 2030 um 65% und bis 2040 um 88% gegenüber 1990 gesenkt werden, um dann bis 2045 Klimaneutralität zu erreichen. Nach dem KSG soll der LULUCF-Sektor ab 2030 eine Nettosenkenleistung von 25 Mio. t CO₂-Äquiv., ab 2040 von 35 Mio. t und ab 2045 von 40 Mio. t CO₂-Äquiv. erreichen. Auch wenn mit der Novelle des KSG im Jahr 2024 die Sektorgrenzen aufgehoben wurden, blieben die LULUCF-Ziele bestehen. Da die Wälder in Deutschland und damit der gesamte LULUCF-Sektor mittlerweile eine THG-Quelle darstellt, ist die im KSG vorgegebene Netto-Senke im Sektor LULUCF stark gefährdet bzw. mit den derzeit implementierten und geplanten Maßnahmen nicht erreichbar (Harthan et al., 2024).

Umso dringlicher sind emissionsmindernde Maßnahmen im Bereich Moorböden, die schon im Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 (BMUB, 2014), im Klimaschutzplan (KSP) 2050 (BMUB, 2016) und im Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung (2019) als Maßnahme im LULUCF-Sektor genannt wurden. Ein konkreter Schritt zur Definition von Zielen zur Minderung der THG-Emissionen (-5 Mio. t CO₂-Äquiv. bis 2030) aus Moorböden ist die Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz (Bund und Länder, 2021). Dieser Zielwert soll auf Vorschlag des BMUKN bis zum Sommer 2026 weiterentwickelt werden und für 2030 zukünftig -2,5 Mio. t CO₂-Äquiv., für 2040 -20 Mio. t CO₂-Äquiv. und für 2045 -28. t CO₂-Äquiv. betragen (BMUKN, 2025). Die Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz (Bund und Länder, 2021) nennt auch die Verbesserung der Datengrundlagen und explizit den Aufbau eines deutschlandweit einheitlichen Monitorings von Moorböden als notwendige Maßnahme. Auch in der nationalen Moorschutzstrategie (BMUV, 2022) wird die Notwendigkeit eines auf einer einheitlichen und standardisierten Basis aufgebauten Monitorings adressiert, sowie die Bedeutung intakter organischer Böden für den Klima-, Natur- und Wasserschutz beschrieben. Das Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK) stellt u.a. das Förderprogramm zur Umsetzung der nationalen Moorschutzstrategie dar, wobei die Vernässung von Moorböden und deren Vorbereitung derzeit (10/2025) Gegenstand von drei Förderrichtlinien ist (BMUV, 2024b; BMUV, 2024c). Auch in der Deutschen Anpassungsstrategie an den Klimawandel (DAS) (BMUKN, 2024) wird die Notwendigkeit eines Monitorings adressiert, mit dem die Indikatoren zur Bewertung der im Unterziel zu Moorböden adressierten Ziele (v.a. Reduktion des Abbaus von C_{org}) erfasst werden können. Auch ist absehbar, dass durch das Inkrafttreten des „Soil Monitoring Law“ sowie der Wiederherstellungsverordnung (W-VO) (Verordnung (EU) 2024/1991) auf europäischer Ebene weitere Berichtspflichten notwendig werden.

Alle genannten Berichtspflichten, Aktionsprogramme, Klimaschutzpläne, Klimaschutzprogramme, Gesetze, Zielvereinbarungen, nationale Strategien und Förderrichtlinien machen explizit oder implizit die Notwendigkeit eines langfristigen nationalen Monitorings organischer Böden deutlich. Dieses soll nach harmonisierten, konsistenten Methoden erfolgen und die räumliche Verteilung organischer Böden sowie deren Nutzung in Deutschland repräsentativ abbilden.

Darüber hinaus ist eine kontinuierliche Verbesserung der Datengrundlage und der Modellansätze dringend erforderlich, um klimawirksame Maßnahmen in hochdynamischen Systemen wie Moorböden adäquat zu erfassen, jährlich aktuell zu berichten und Minderungsmaßnahmen korrekt anzurechnen. Ein einheitliches und repräsentatives Monitoring für Moorböden zur langfristigen Bewertung ihres Zustands und ihrer Klimawirksamkeit existierte bisher in Deutschland jedoch nicht.

Das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz wurde durch das Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat mit dem „Aufbau eines deutschlandweiten Moorbodenmonitorings für den Klimaschutz (MoMoK) - Teil 1: Offenland“ (Laufzeit: 2020 bis 2025) beauftragt, diese Lücken zu schließen. Parallel dazu erfolgte im Thünen-Institut für Waldökosysteme der „Aufbau eines deutschlandweiten Moorbodenmonitoring für den Klimaschutz - Teil 2: Wald“ (siehe Band 2 dieses Thünen Reports).

1.2 Ziele des Moorbodenmonitorings im Offenland

Das Moorbodenmonitoring erhebt naturwissenschaftliche Grundlagen für die Bewertung der Klimawirksamkeit von Moorböden in Deutschland in Abhängigkeit von Bodenkategorie, Hydrologie und Landnutzung. Die erhobenen Daten sind die Grundlage für neue und weiterentwickelte Regionalisierungsansätze und damit ein wichtiger Input für die Emissionsberichterstattung. Folgende Ziele werden mit dem Moorbodenmonitoring im Offenland verfolgt:

- Monitoring-Netzwerk (*mittelfristig, Bestandteil dieses Berichtes*):
 - Aufbau eines deutschlandweit konsistenten und räumlich repräsentativen Monitoring-Netzwerks
 - kontinuierliche und wiederkehrende Erfassung notwendiger Steuerfaktoren für die Bewertung der Klimawirksamkeit (z.B. Bodeneigenschaften, Grundwasserflurabstände, Vegetationszusammensetzung) von Moorböden
 - Erfassung der Vorräte und der Variabilität an organischem Bodenkohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_t) auf den Monitoringflächen
 - Erfassung der Geländehöhenänderungen sowie Verbesserung des Prozessverständnisses der zu den Geländehöhenänderungen beitragenden physikalischen und biologischen Prozessen
- Monitoring-Netzwerk (*langfristig; noch nicht Bestandteil dieses Berichtes*):
 - Langfristige Aufrechterhaltung und Betreuung des Monitoring-Netzwerks
 - Ableitung von CO_2 -Emissionen für Moorböden aus der Änderung der C_{org} -Vorräte mittels Wiederholungsinventuren
 - Ableitung von CO_2 -Emissionen für Moorböden aus den langfristigen Änderungen der Geländehöhen
 - Evaluierung von Maßnahmen zur Minderung von THG-Emissionen
- Regionalisierung:
 - Bereitstellung von Aktivitätsdaten für die Emissionsberichterstattung (z.B. Verbreitung und Eigenschaften organischer Böden)
 - Weiterentwicklung bestehender Regionalisierungsansätze für THG-Emissionen sowie derer Steuerfaktoren (Grundwasserflurabstände, Bodenkohlenstoffvorrat)
- Integration der Ergebnisse in die Emissionsberichterstattung

1.3 Struktur dieses Berichts

Nach einer Erläuterung des Vorgehens zur Etablierung des Monitoring-Netzwerks und zur Stratifizierung der Monitoringflächen nach Bodenkategorien, Landnutzung und Hydrologie wird kurz die Datenerhebung im Gelände und Labor beschrieben. Auf eine detaillierte Darstellung der entsprechenden Methoden wird hier bewusst verzichtet, da diese im Methodenhandbuch zum Moorbodenmonitoring (Frank et al., 2022) ausführlich erläutert werden. Für das Verständnis der Ergebnisse sowie weitergehender, bisher unveröffentlichter Analysen sind erforderliche methodischen Informationen in „Infoboxen“ (grün hinterlegt) zusammengefasst. Zentrale Definitionen sowie weitere relevante, im Verlauf des Monitorings aufgetretene Aspekte werden als „Exkurse“ ebenfalls grün hinterlegt hervorgehoben.

Die Ergebnisdarstellung zu den Themenbereichen Hydrologie, Geländehöhenänderungen, Vegetation und Bodeneigenschaften erfolgt stark aggregiert und wird im Rahmen zukünftiger Publikationen vertiefend bearbeitet. Um einen Einblick in standortspezifische Daten wie beispielsweise Bodenprofile, Zeitreihen von Grundwasserflurabständen oder Vegetationsaufnahmen zu geben, wurde ein fünf Monitoringflächen umfassendes Cluster („Fehntjer Tief“, feh) ausgewählt, für das in den einzelnen Kapiteln detailliertere Ergebnisse vorgestellt werden. Diese Textabschnitte sind in blauer Schrift gehalten und mit blauen Balken vom jeweiligen Hauptkapitel abgegrenzt.

Neben den Ergebnissen zum Monitoring-Netzwerk werden auch zentrale Ergebnisse der Regionalisierung dargestellt: Die aktualisierte Kulisse der organischen Böden (Wittnebel et al., 2023), deren Lückenfüllung für die Emissionsberichterstattung sowie die aktualisierte Kulisse der Grundwasserflurabstände in organischen Böden. Neu ist auch eine regionalisierte Kulisse der Vorräte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff.

Der Bericht schließt mit einem Fazit, einer Einordnung des Moorbodenmonitorings in Berichtspflichten und in verschiedenen Strategien und Programmen formulierten Monitoringbedarfen sowie einem Ausblick.

1.4 Konzeption und Struktur des Moorbodenmonitorings

Die Etablierung des Moorbodenmonitorings im Offenland verlief nach der in Abbildung 1 vereinfacht dargestellten Struktur.

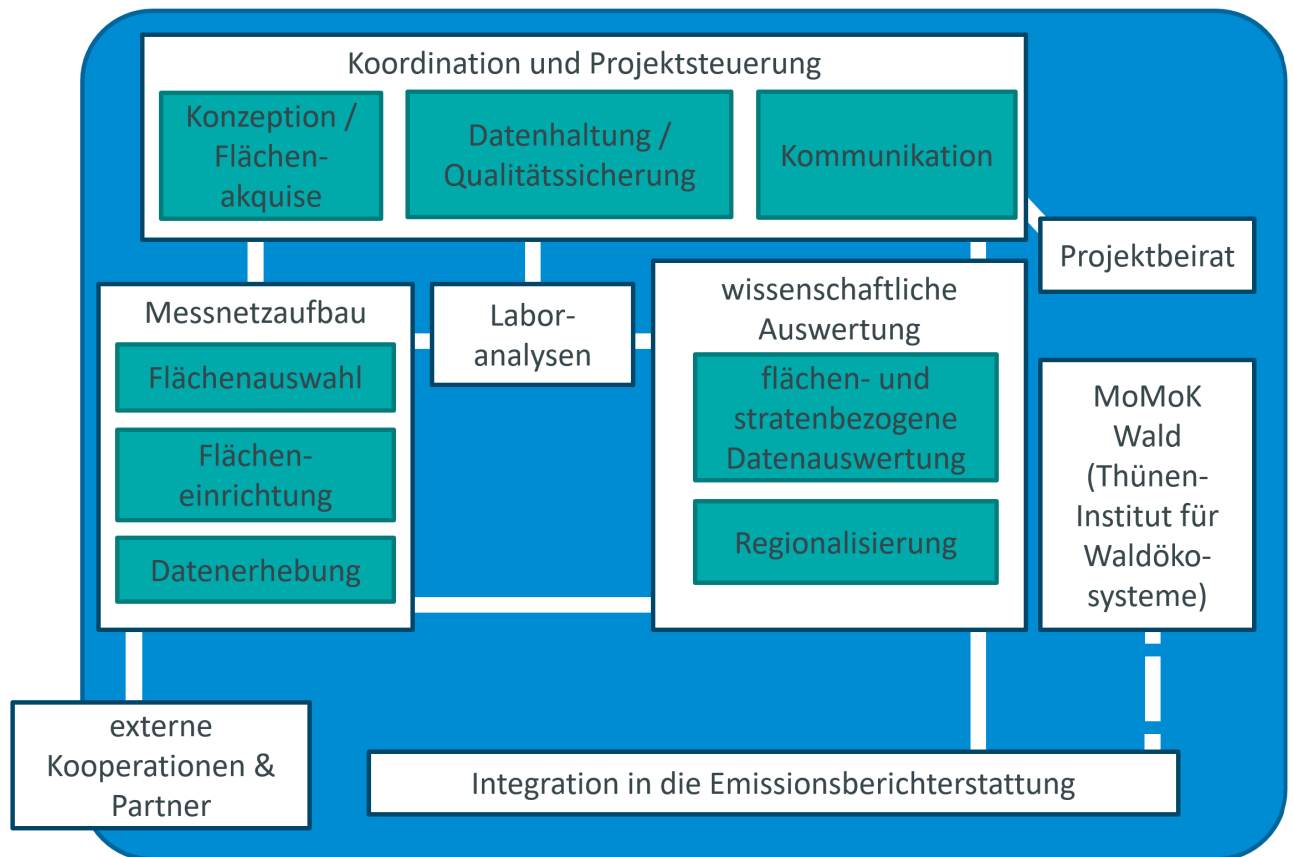
Zu Beginn der Aufbauphase standen vor allem konzeptionelle Arbeiten im Vordergrund. Diese umfassten die Erarbeitung des Vorgehens für die Auswahl und Akquise der Monitoringflächen (Kapitel 2), die Bearbeitung methodischer Fragen für die Gelände- und Laborarbeiten (u.a. Dettmann et al., 2022; Dettmann et al., 2021) sowie die Schaffung von Strukturen für die Datenhaltung und Datenaufbereitung mit Qualitätskontrolle sowie die kontinuierliche Weiterentwicklung der Auswertungsroutinen. Der Aufbau des Messnetzes war dabei nur durch die enge Zusammenarbeit mit externen Kooperationen und Partnern möglich (Kapitel 2.1.2, 2.1.3).

Im April 2021 wurde mit der Einrichtung der ersten Monitoringfläche begonnen. Bereits ein Jahr nach Beginn wurden die ersten Monitoringflächen wiederholt angefahren, um die jährlichen Vermessungs- und Wartungsarbeiten durchzuführen. Zur transparenten und nachvollziehbaren Dokumentierung der zur Anwendung kommenden Gelände- und Labormethoden, wurde im Jahr 2022 das Methodenhandbuch (Frank et al., 2022) veröffentlicht. Mit Beginn der Einrichtung konnte außerdem die Bearbeitung der Bodenproben im Labor für Bodenmonitoring und im Moorlabor (Kapitel 3) anlaufen, da aus bereits absolvierten Projekten (z.B. BZE-LW) die Strukturen für die Messung wesentlicher Bodenkennwerte am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz vorhanden waren.

Die Aufbereitung und Auswertung der auf den Monitoringflächen erhobenen Daten erfolgte zeitnah durch die Anwendung versionierter Auswertungsroutinen des Thünen-internen Moor-Repositories. Darüber hinaus erfolgte die sowohl flächen- als auch stratusspezifische Auswertung (Kapitel 4) in den Bereichen Hydrologie, Geländehöhen, Vegetation und Bodeneigenschaften. Außerdem wurde ein Intensivmessnetz auf ausgewählten Monitoringflächen errichtet (Geländehöhen; Kapitel 4.3.6.2) und ein Laborversuch (Schrumpfungsverhalten von Torfen; Kapitel 4.3.6.1) durchgeführt, um Daten für die Entwicklung von Modellen zur Trennung der zu Geländehöhenänderungen führenden Prozessen zu erheben. Durch die ausgewählte Flächengröße und die Installation von Zusatzgeräten, können die Monitoringflächen als Referenzflächen für Fernerkundungsanwendungen (z.B. Bodenbewegung) herangezogen werden (Kapitel 4.3.7).

Ein weiterer Schwerpunkt des Moorbodenmonitorings liegt in der Regionalisierung von THG-Emissionen sowie deren Steuerfaktoren. Die Arbeiten umfassten die Aktualisierung der Kulisse organischer Böden, welche im Juni 2023 abgeschlossen werden konnte (Wittnebel et al., 2023; Kapitel 5.1.1), die darauf aufbauende Modellierung der deutschlandweiten Grundwasserflurabstände mit „Machine-learning“ Ansätzen (Kapitel 5.3) sowie die Ableitung von deutschlandweiten THG-Emissionen (Kapitel 5.4).

Für die Sicherstellung hoher wissenschaftlicher Standards wurde 2021 ein wissenschaftlicher Beirat etabliert, der sich aus renommierten nationalen (Niedersachsen, Bayern, Berlin, Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern) und internationalen (Niederlande, Schweiz, Finnland, Großbritannien) Moorwissenschaftler*innen verschiedener Fachbereiche zusammensetzt. In den jährlichen Treffen wurden die Konzepte und Methodiken sowie erste Ergebnisse diskutiert. Durch die Anregungen, die aus dem Beirat an das Team des Moorbodenmonitorings herangetragen wurden, wurde das Gesamtkonzept nachhaltig verbessert.

Abbildung 1: Struktur des Moorbodenmonitorings im Offenland


Quelle: Thünen-Institut

2 Aufbau des Monitoring-Netzwerks

Langfristig sollen insgesamt 150 Monitoringflächen als repräsentatives Monitoring-Netzwerk eingerichtet werden. Das Monitoring-Netzwerk soll die in Deutschland typischerweise vorherrschenden Moorboden-Landnutzungstyp-Kombinationen als auch innovative Landnutzungstypen umfassen (Kapitel 2.1). Die Bereitstellung der Monitoringflächen erfolgte in jedem Schritt stets auf freiwilliger Basis der Flächeneigentümer*innen, -pächter*innen und -bewirtschafter*innen.

Rasterbasierte Ansätze mit definierten räumlichen Abständen zur Auswahl, Einrichtung und Beprobung von Böden wurden standardmäßig bei der Etablierung von Monitoringansätzen auf nationaler (z.B. BZE-LW; Jacobs et al., 2018) oder europäischer Ebene (LUCAS; Orgiazzi et al., 2018) angewandt. Ergebnisse der BZE-LW haben jedoch gezeigt, dass eine repräsentative Abdeckung auf einem rasterbasierten Ansatz für Moorböden bestehend aus 158 Beprobungspunkten nicht möglich war (Jacobs et al., 2018). Als Gründe wurden neben einer unzureichenden Abbildung kleinräumiger und linienhafter Strukturen ebenfalls Differenzen bei der Definition von Moorböden (Beprobungspunkte vs. Karteninformationen) sowie eine sich auf Grund von Mineralisationsprozessen stetig ändernde Fläche von Moorböden im Vergleich zum Flächendatensatz, zu diesem Zeitpunkt die Kulisse organischer Böden nach Roßkopf et al. (2015), angeführt.

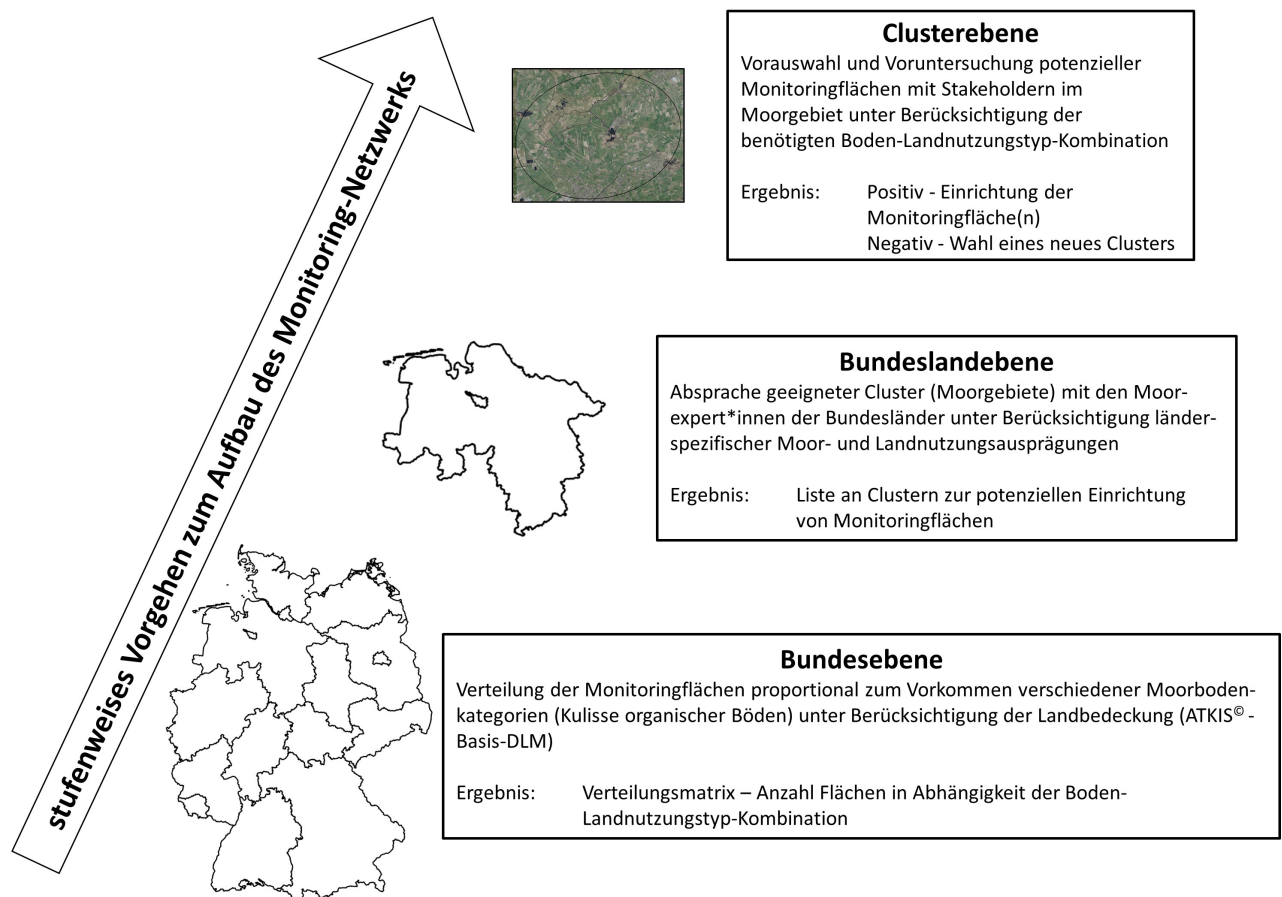
Für das Moorbodenmonitoring wurde, basierend auf den vorangegangenen Erkenntnissen, ein clusterbasierter Ansatz gewählt. Durch diesen Ansatz konnten Monitoringflächen mit definierten Standorteigenschaften gesucht und eingerichtet werden. Die Auswahl der Cluster war unabhängig von deren Form und Struktur. So konnten auch den Flussläufen linienhaft folgende oder kleinere Mooregebiete berücksichtigt werden. Innerhalb eines Clusters konnten durch die Anlage mehrerer Monitoringflächen wahlweise Bodeneigenschaften, Landnutzungstypen und die Hydrologie variiert werden, um den Einfluss einzelner Steuergrößen auf die Klimawirksamkeit der Moorböden

untersuchen zu können. Auch haben bisherige Untersuchungen gezeigt, dass die Abhängigkeit z.B. der CO₂-Emissionen vom Grundwasserflurabstand standortspezifisch ist (Tiemeyer et al. 2016) und damit zwischen Clustern variieren kann.

2.1 Vorgehen zur Etablierung des Monitoring-Netzwerks

Die Planung des Monitoring-Messnetzes erfolgte in drei aufeinander aufbauenden Schritten auf unterschiedlichen Zielebenen (Abbildung 2). Ausgangspunkt stellte die Übersichtsplanung auf Bundesebene (Kapitel 2.1.1) dar. Anschließend wurde eine Clusterplanung auf Bundeslandebene (Kapitel 2.1.2) und eine konkrete Planung der Monitoringflächen innerhalb der vorausgewählten Cluster je Bundesland (Kapitel 2.1.3) durchgeführt.

Abbildung 2: Schematische Darstellung des Vorgehens zur Etablierung des Monitoring-Netzwerks.



Quelle: Thünen-Institut

2.1.1 Bundesebene

Ausgangspunkt der Messnetzplanung war die Ermittlung der Flächenanteile nach Bodenkategorie sowie Landbedeckung je Bundesland. Hierzu wurden die im Jahr 2020 am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz zur Verfügung stehenden bundesweiten Flächeninformationen verwendet. Die Ableitung der Bodenkategorien (*Hochmoorboden, Niedermoorboden, Moorfolgeboden, überdeckter Hoch- oder Niedermoorboden, Tiefumbruchboden aus Hoch- oder Niedermoor*) erfolgte mit der zum Zeitpunkt der Planung aktuellen (Stand: Dezember 2020), aber noch nicht finalen Version der Kulisse organischer Böden (nach Wittnebel et al., 2023), welche in ihrer Gesamtfläche noch von der finalen Version abwich, jedoch alle notwendigen Informationen zu den Bodenkategorien (siehe Kapitel 2.2.1) beinhaltete. Die Bodenkategorien beruhen auf Vorarbeiten aus der BZE-LW (Wittnebel et al., 2021). Die Landbedeckung wurde in Anlehnung an das Vorgehen in der Emissions-

berichterstattung (Acker, Grünland, „Feuchtgebiete“ (also ungenutzt, aber nicht notwendigerweise feuchte bzw. nasse Flächen); UBA, 2020) aus dem ATKIS© Basis-DLM (Stand: 2019) abgeleitet. Die ermittelten Flächen wurden anteilig auf die jeweilige Boden-Landnutzungstyp-Kombination umgelegt und mit der Gesamtanzahl der Monitoringflächen verrechnet (Tabelle 1). Als Ziel des Monitoring-Netzwerks wurde die Gesamtgröße von 150 Monitoringflächen festgelegt. Dieser Wert stellt einen Kompromiss aus Repräsentativität und Arbeitsaufwand dar.

In diesem Schritt wurden die Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen mit gegenwärtig landwirtschaftlicher Nutzung flächenrepräsentativ berücksichtigt (Grünland, Acker; $n = 114$). Herkömmliche Verfahren zur Wiedervernässung und innovative Landnutzungstypen (z.B. Paludikulturen) sowie naturnahe Referenzflächen, wurden in diesem Schritt nicht flächenrepräsentativ abgebildet ($n = 36$). Diese Ausprägungen wären andernfalls ihrem Flächenanteil im ATKIS© Basis-DLM entsprechend entweder gar nicht (z.B. Anbau-Paludikulturen) oder nur in einem sehr geringen Umfang (z.B. klassische Vernässung) in das Netzwerk integriert worden.

Infobox: Cluster

Ein Cluster repräsentiert einen zusammenhängenden Moorkörper mit vergleichbaren hydrogeologischen und meteorologischen Bedingungen und vergleichbarer Moorgenese. Die ausgewählten Cluster wurden nach ombrotropher (Hochmoor) und minerotropher (Niedermoor) Moorgenese getrennt. Bei Vorhandensein beider Moorgenesen innerhalb eines Moorkörpers wurden entweder zwei Cluster mit abweichenden Namen definiert oder lediglich Monitoringflächen auf Hoch- oder Niedermoorböden eingerichtet. Da verschiedene hydrogenetische Moortypen nebeneinander vorkommen können, können diese zwischen den Monitoringflächen innerhalb eines Clusters variieren.

Moorböden liegen in großflächigen Moorkomplexen vergesellschaftet vor. Ebenfalls können Moorböden durch menschliche Aktivitäten in ihrem Aufbau verändert worden sein. Daher können in den Clustern verschiedenen Typen von Moorböden nebeneinander vorliegen.

Beispiel: In einem Niedermoor-Cluster können daher neben Erd- oder Mulmniedermooren auch Anmoorgleye, Niedermoorgleye sowie Tiefpflugsanddeckkulturen oder Deckkulturen auftreten.

Insgesamt wurden die 36 nicht flächenrepräsentativ geplanten Monitoringflächen in neun *Hochmoorböden* sowie 27 *Niedermoorböden* aufgeteilt, wobei das Verhältnis von 1:3 zwischen den *Hochmoor*- und *Niedermoorböden* aus dem Verhältnis ihres Flächenanteils in der Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al., 2023) abgeleitet wurde. Die *Hochmoorböden* wurden anschließend in die Landnutzungskategorien *ungenutzt* ($n = 6$; naturnahe und vernässte Flächen) und *Anbau-Paludikultur* ($n = 3$) unterteilt. Die Landnutzungskategorie *ungenutzt* wurde bei den *Niedermoorböden* nicht verwendet, da der Übergang zwischen Nassgrünland und natürlichen Niedermooren fließend sein kann, da beispielsweise auch Seggenriede ggf. unregelmäßig gemäht werden können. Daher wurden bei den *Niedermoorböden* sowohl *genutzte* als auch *ungenutzte Röhrliche* und *Riede* der Kategorie *Grünland* zugeordnet. *Anbau-Paludikulturen* auf *Niedermoorböden* wurden analog der *Hochmoorböden* in einer eigenen Landnutzungskategorie geführt. Auf die Bundesländer wurden diese Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen, soweit in den Bundesländern vorhanden, flächenrepräsentativ verteilt. Die finale Verteilung der Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen ist in Tabelle 1 aufgeführt.

Der Kulisse organischer Böden (Stand: Dezember 2020) folgend verteilen sich die meisten Monitoringflächen auf Niedersachsen ($n = 52$), Mecklenburg-Vorpommern ($n = 24$), Brandenburg ($n = 21$), Schleswig-Holstein ($n = 20$) und Bayern ($n = 16$). Aus organisatorischen Gründen wurden Monitoringflächen nur in Bundesländern eingerichtet, in denen mehr als eine Monitoringfläche dem jeweiligen Bundesland zugewiesen wurde. Aus diesem Grund wurden in Sachsen, Thüringen, Hessen, Rheinland-Pfalz und dem Saarland keine Monitoringflächen etabliert. In den Stadtstaaten Hamburg, Bremen und Berlin ist eine Einrichtung zusammen mit den umliegenden Flächenbundesländern möglich, aber bisher noch nicht eingetreten.

Neben der generellen Verteilung der Monitoringflächen nach Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen wurden im Rahmen der Ausgestaltung des Monitoring-Netzwerkes zusätzlich Informationen u.a. zum hydrogenetischen Moortyp, zur Torf- bzw. Moormächtigkeit sowie zur Intensität der Nutzung berücksichtigt.

Tabelle 1: Finale Anzahl der Monitoringflächen je Boden-Landnutzungstyp-Kombination und Bundesland bei einer Gesamtanzahl von 150 Monitoringflächen im Netzwerk basierend auf den Bodenkategorien der Kulisse organischer Böden (Stand: Dezember 2020) und dem ATKIS® Basis-DLM (Stand: 2019).

Boden-kategorie	Landnutzung	NI	SH	BY	BB	BW	MV	NW	ST	Gesamt
HH	Acker	2	0	0	0	0	0	0	0	2
HH	Grünland	8	2	0	0	0	0	0	0	10
HH	Anbau-Paludikultur ¹	3	0	0	0	0	0	0	0	3
HH	ungenutzt ¹	3	2	1	0	0	0	0	0	6
DK_HH	Grünland	2	0	0	0	0	0	0	0	2
TR_HH	Acker	2	0	0	0	0	0	0	0	2
TR_HH	Grünland	3	0	0	0	0	0	0	0	3
NH	Acker	2	2	2	1	0	2	0	1	10
NH	Grünland	10	6	8	11	4	17	2	4	62
NH	Anbau-Paludikultur ¹	2	1	1	2	0	3	0	0	9
DK_NH	Acker	2	2	0	0	0	0	0	0	4
DK_NH	Grünland	4	2	0	1	0	0	0	1	8
TR_NH	Acker	2	0	0	1	0	0	0	0	3
TR_NH	Grünland	2	0	0	0	0	0	0	0	2
MF	Acker	2	1	2	2	0	0	1	1	9
MF	Grünland	3	2	2	3	1	2	1	1	15
Summe		52	20	16	21	5	24	4	8	150

¹ Gesamtanzahl ist nicht flächenrepräsentativ; die Verteilung auf das jeweilige Bundesland erfolgte basierend auf dem jeweiligen prozentualen Anteil an der Bodenkategorie sowie Vorhanden sein von potenziellen Flächen

Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK_HH = überdeckter Hochmoorboden, TR_HH = Tiefumbruchboden aus Hochmoor, NH = Niedermoorboden, DK_NH = überdeckter Niedermoorboden, TR_NH = Tiefumbruchboden aus Niedermoor, MF = Moorfolgeboden

Bundesländer: NI = Niedersachsen, SH = Schleswig-Holstein, BY = Bayern, BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NW = Nordrhein-Westfalen, ST = Sachsen-Anhalt

Quelle: Thünen-Institut

Wesentlich für die konkrete Planung der Monitoringflächen auf den nachfolgenden Ebenen war die Vorgabe, dass Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen nicht mehrmals in einem Cluster vorkommen dürfen. Zudem sollten einzelne Kombinationen, wenn von der Gesamtanzahl möglich, in mindestens drei verschiedenen Clustern vorkommen, um regionale Unterschiede (Klima, Nutzungsgeschichte, etc.) abbilden zu können. In das Monitoring-Netzwerk werden prioritär Flächen bestehender Messnetze integriert, wie z.B. Dauerbeobachtungsflächen der Bundesländer oder Flächen mit langfristigen Messungen von THG-Emissionen mittels Eddy-Kovarianz-Methode (ICOS – „Integrated Carbon Observation Systems“) sowie langfristig angelegten Projekten (z.B. Modell- und Demonstrationsvorhaben des BMLEH oder der Moorpiloten des BMUKN im PaludiNetz). Durch die Integration dieser Flächen können Wiederholungen innerhalb eines Clusters sowie eine erhöhte Anzahl an Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen als ursprünglich geplant auftreten. Monitoringflächen, deren Eigenschaften von den genannten Regeln abweichen, werden als „Zusatzflächen“ in das Monitoring-Netzwerk aufgenommen. Die prioritäre Integration dieser Flächen in das Monitoring-Netzwerk erfolgt vor dem Hintergrund der Schaffung von Synergie-Effekten durch:

- sich ergänzende Untersuchungen an den Monitoringflächen in Kombination mit effizienterem Ressourceneinsatz (personell und finanziell),

- Bündelung und Berücksichtigung von bestehender regionaler Expertise und vorhandener Messdaten sowie
- Abgleich verschiedener methodischer Ansätze, verbessertes Prozessverständnis und Entwicklung von sowohl Proxys als auch prozessbasierten Modellen.

Eine weitere Integration von Zusatzflächen erfolgte durch die Berücksichtigung von weiteren Merkmalen (z.B. Hochmoore in Mittelgebirgsregionen) sowie neu auftretenden Nutzungstypen (z.B. Moor-PV, Anlagen auf den Monitoringflächen sind jedoch noch in Planung).

2.1.2 Bundeslandebene

Tabelle 1 wurde als Grundlage für die weitere Konkretisierung der Cluster und Monitoringflächen in den jeweiligen Bundesländern verwendet. Um regionale Ausprägungen in der Moorgenese und historische sowie gegenwärtige Landnutzungen der Moore berücksichtigen zu können, wurden Gespräche mit Moorexpert*innen auf Bundeslandebene durchgeführt. Besonderer Fokus lag dabei auf der Auswahl von Monitoringflächen mit regionaltypischer Nutzungsintensität. Zu den Moorexpert*innen gehörte u.a. Personen aus:

- Landesministerien (u.a. Landwirtschaft, Umwelt)
- Landesbehörden und -Anstalten (u.a. Landwirtschaft, Umwelt)
- Regierungspräsidien
- Staatlichen Geologischen Diensten
- Wissenschaftler*innen aus Hochschulen, Universitäten und weiteren Forschungseinrichtungen
- Expert*innen aus Ingenieur- oder Planungsbüros
- Stiftungen (Länder, Bund)

Die Gespräche wurden dabei bilateral als auch in Online-Treffen mit einer Vielzahl von Vertreter*innen oder innerhalb von Landesarbeitsgruppen zum Thema Moor geführt. Ziel war es in jedem Gespräch die Auswahl möglicher Cluster für jedes Bundesland zu präzisieren, um eine bestmögliche Verteilung der Boden-Landnutzungstyp-Kombination zu erreichen. Am Ende der Gespräche wurde eine Liste mit möglichen Clustern sowie potenziellen Monitoringflächen innerhalb der Cluster erstellt, die als weitere Arbeitsgrundlage dienten. Außerdem wurden in diesem Schritt, sofern möglich, bereits potenzielle Ansprechpartner*innen in den vorausgewählten Clustern benannt.

2.1.3 Clusterebene

Die Finalisierung der Monitoringflächenauswahl erfolgte auf lokaler Ebene durch Einbindung wesentlicher Stakeholder vor Ort in den Mooregebieten. Ansprechpartner*innen waren vor allem:

- Landwirt*innen als Flächenbewirtschafter*innen, -pächter*innen, -eigentümer*innen,
- Wissenschaftler*innen,
- Landwirtschaftskammer, Verbände, Stiftungen sowie
- Untere Behörden aus den Bereichen Naturschutz, Boden und Wasser.

Konnten Flächen mit geeigneter Boden-Landnutzungstyp-Kombination innerhalb der Cluster nominell gefunden werden, wurden bei fehlender Kenntnis über wesentliche Flächeneigenschaften (u.a. Aufbau, Mächtigkeit und Variabilität des Torfkörpers, an- bzw. abmooriger Bodenhorizonte, anthropogene Veränderungen, Vegetationszusammensetzung, etc.) Voruntersuchungen durchgeführt. Erst nach erfolgter Kontrolle und Feststellung der Flächeneignung wurde die Einrichtung der Monitoringfläche geplant und die genaue Position auf dem Schlag festgelegt. Zusätzlich wurde geprüft, ob bereits Flächen mit den gewünschten Eigenschaften aus der BZE-LW im Cluster vorlagen, die bei Eignung berücksichtigt wurden.

Nicht in allen, eingangs geplanten, Clustern konnten geeignete Flächen gefunden werden. In diesen Fällen musste das vorausgewählte Cluster verworfen und auf vergleichbare Mooregebiete ausgewichen werden. Der notwendige Zeitaufwand zwischen dem ersten Kontakt in einem Cluster und der Einrichtung der Monitoringflächen hat zwischen wenigen Wochen und mehreren Monaten variiert.

2.2 Konzept der Monitoringflächen-Stratifizierung

Ausgangspunkt für die Auswahl und Einrichtung der Monitoringflächen waren auf Bundesebene die vorhandenen Informationen aus Bodenkategorie und Landnutzung (Kapitel 2.1.1), die für die Auswertungen genauer stratifiziert wurden. Die Stratifizierung wurde dabei nach den auf den Monitoringflächen erhobenen Informationen in den Bereichen Boden, Landnutzung, und Hydrologie durchgeführt. Jeder dieser Straten wurde dabei in zwei bis drei Ebenen unterteilt, wobei die erste Ebene die höchste und die dritte Ebene die niedrigste Aggregierungsstufe darstellt (Tabelle 2, Tabelle 3, Tabelle 4). In Abhängigkeit von der Fragestellung kann daher bei der Auswertung die zur Anwendung kommende Ebene der Straten variieren.

2.2.1 Bodenkategorien

Im Bereich des Bodens wurde die Stratifizierung an im Rahmen der BZE-LW entwickelten (Wittnebel et al., 2021) und angewandten Bodenkategorien angelehnt (Jacobs et al., 2018; Wittnebel et al., 2023). Die auf den Monitoringflächen unter Verwendung der Bodenkundlichen Kartieranleitung der 5. Auflage (KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005) aufgenommenen Bodeninformationen (Frank et al., 2022) wurden hierfür in die Bodenkategorien (Tabelle 2) eingeordnet.

In die Bodenkategorien der *Hoch- und Niedermoore* fielen dabei Böden der Abteilung Moore. Sie sind durch eine mindestens 30 cm mächtige Torfschicht mit einem Gehalt an organischer Bodensubstanz (OBS) von mehr als 30% gekennzeichnet. Die Bodenkategorie der *Moorfolgeböden* umfasst u.a. Bodentypen die durch eine geringmächtige Torfschicht (zwischen 10 und 30 cm; z.B. Moorgleye) sowie einem an- bzw. abmoorigen Oberbodenhorizont (OBS-Gehalte zwischen 15% und 30%; Anmoorgleye) gekennzeichnet sind. Anthropogen oder natürlicherweise mit Mineralboden überdeckte Moorböden wurden in die Bodenkategorie der *überdeckten Moorböden* eingruppiert. Während auf der 1. Ebene keine Unterteilung nach den darunter liegenden Torfen unternommen wurde, wurde in der 2. Ebenen zwischen einer Hochmoor- sowie Niedermoorgenese unterschieden. Auf eine weitergehende Unterteilung nach Mächtigkeit oder Substratart der überlagerten Schichten wurde aufgrund fehlender Wiederholungen verzichtet. Zudem können die mineralischen Schichten über den Torfen durch OBS-Gehalte zwischen 15% und 30% gekennzeichnet sein. Monitoringflächen, die durch einmaliges Tiefpflügen in ihrem Profilaufbau stark verändert wurden und durch die für diese Böden typischen Schrägschichtungen der Sand- und Torfbalken gekennzeichnet sind, wurden in der 1. Ebene der Bodenkategorie als *Tiefumbruchboden aus Moor* eingruppiert und in der 2. Ebenen hinsichtlich der Moorgenese (Hoch- und Niedermoore) differenziert.

Im Rahmen der bodenkundlichen Charakterisierung der Monitoringflächen wurde die zu Beginn der Einrichtungsphase in Arbeit befindliche und 2024 veröffentlichte Bodenkundliche Kartieranleitung der 6. Auflage (KA6; Ad-hoc-AG Boden, 2024) mitberücksichtigt, jedoch noch nicht aktiv zur Ausweisung von Bodentypen angewandt.

Auf eine weitere Differenzierung, z.B. im Stratum der *Niedermoorböden* hinsichtlich des hydrogenetischen Moortyps, wurde verzichtet, da für die weitergehende Differenzierung die Anzahl der Wiederholungen zu gering ausfiel. Außerdem können, wie bereits erwähnt, größere Niedermoorkomplexe durch eine Kombination aus verschiedenen hydrogenetischen Moortypen gekennzeichnet sein (Succow & Jeschke, 1990), so dass innerhalb einiger der ausgewählten Cluster mehrere Typen nebeneinander vorlagen.

Exkurs Bodentyp: Muddemoor

Mit der 6. Auflage Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA6; Ad-hoc-AG Boden, 2024) wurde der Bodentyp Muddemoor erstmalig eingeführt. Durch Entwässerung können aus diesen Mulm- oder Erdmuddemoore entstehen. Muddemoore weisen innerhalb der ersten 7 dm mindestens in Summe 3 dm H- (Torfhorizont) oder U-Horizonte auf, wobei der U-Horizont < 1dm unterhalb der Torfoberfläche beginnt. Für die Ausweisung dieser Böden wurde das U als Haupthorizont eingeführt. Der U-Horizont kann z.B. aus Resten von Algen, Wasserpflanzen oder sedimentierten Torfpartikeln bestehen und entspricht einer organischen Muddede (z.B. Lebermudden, siehe Abbildung 3).

Im Monitoring-Netzwerk wurde dieser Bodentyp trotz teilweise naturnahem Wasserhaushalt der Kulisse organischer Böden folgend (abmoorige Horizonte, Muddemoore oder Torfmächtigkeiten < 30 cm; Wittnebel et al., 2023; S. 32) als Bodenkategorie *Moorfolgeboden* stratifiziert.

Abbildung 3: Profilfoto - Muddemoor



Quelle: Thünen-Institut / B. Schemschat

Tabelle 2: Bodenkundliche Stratifizierung der Monitoringflächen in zwei Ebenen mit Erläuterungen der Eingruppierung nach Bodenkundlicher Kartieranleitung KA5 (Ad-hoc-AG Boden, 2005).

Bodenkategorie				
1. Ebene		2. Ebene		
Name	Abk.	Name	Abk.	Erläuterung
Niedermoorboden (n = 52)	NH	Niedermoorboden (n = 52)	NH	Niedermoor, Erdniedermoor oder Mulmniedermoor
Hochmoorboden (n = 27)	HH	Hochmoorboden (n = 27)	HH	Hochmoor oder Erdhochmoor
Moorfolgeboden (n = 20)	MF	Moorfolgeboden (n = 20)	MF	Anmoorgley, Moorgley, Stagnogley, Pseudogley sowie als deren Subtypen und Varietäten
Überdeckter Moorboden (n = 9)	DK	Überdeckter Niedermoorboden (n = 7)	DK_NH	Natürlicherweise oder anthropogen mit mineralischen Substraten überlagerte Niedermoorböden, fallen nach KA5 in den Anhang der kultivierten Moore oder sind Varietäten der Niedermoores infolge von Überlagerung oder Marschen
		Überdeckter Hochmoorboden (n = 2)	DK_HH	Natürlicherweise oder anthropogen mit mineralischen Substraten überlagerte Hochmoorböden, fallen nach KA5 in den Anhang der kultivierten Moore oder sind Varietäten der Hochmoorböden infolge von Überlagerung
Tiefumbruchboden aus Moor (n = 10)	TR	Tiefumbruchboden aus Niedermoor (n = 4)	TR_NH	Einmalig tief umgebrochener Niedermoorboden (fallen nach KA5 in den Anhang der kultivierten Moore, Tiefpflugsanddeckkulturen)
		Tiefumbruchboden aus Hochmoor (n = 6)	TR_HH	Einmalig tief umgebrochener Hochmoorboden (fallen nach KA5 in den Anhang der kultivierten Moore, Sandmischkulturen)

Quelle: Thünen-Institut

2.2.2 Landnutzung

Die Auswertung des ATKIS® Basis-DLM für die Flächenvorauswahl auf Bundesebene (siehe Kapitel 2.1.1) bildete den Ausgangspunkt der Stratifizierung der Landnutzung auf der 1. Ebene. Es wurde zwischen *Acker*, *Grünland*, *Anbau-Paludikultur* und *ungenutzt* (nur bei *Hochmoorböden*) unterschieden. Aufgrund der geringen Wiederholungen wurden die *Anbau-Paludikulturen* erst auf der 3. Ebene in *Torfmoos-Paludikulturen* sowie weitere (halmgurtartige) *Anbau-Paludikulturen* (z.B. Rohrkolben, Schilf, Rohrglanzgras), der Unterteilung von Nordt et al. (2022) folgend, gegliedert. Auf der 3. Ebenen wurde das Stratum *ungenutzt* noch einmal in *ohne Abtorfung* und *mit Abtorfung* untergliedert, da sich diese Flächen langfristig im Flächenmanagement aufgrund variierender Eigenschaften (z.B. Stratigraphie des Torfkörpers, Hydrologie) unterscheiden.

Monitoringflächen unter *Acker* wurden über alle drei Ebenen gleich stratifiziert. Eine Verfeinerung z.B. nach angebauten Kulturpflanzen war auf Grund der geringen Anzahl an Wiederholungen nicht möglich und aufgrund von Fruchtfolgen auch nicht sinnvoll. Im Gegensatz dazu konnten die auf der 1. Ebene als *Grünland* stratifizierten Monitoringflächen in der 2. und 3. Ebene weiter untergliedert werden. Grundlage hierfür waren die auf den Monitoringflächen erhobenen Informationen zum Flächenmanagement über Fragebögen und Schlagkarteien (Kapitel 2.3.2). Auf der 3. Ebene wurden die Monitoringflächen feingliedrig in Abhängigkeit der Schnitthäufigkeit (4+, 2-3 und 1 Schnitt(e)) sowie der Art der Beweidung (*Rinder* vs. *Schafe*, etc.) untergliedert. In der 2. Ebene erfolgte eine Aggregation in intensive bis mittelintensive Grünlandflächen (2+ Schnitte(e)) sowie extensiver genutzten Grünlandflächen mit maximal einem Schnitt sowie einer ausschließlichen Beweidung. Da die Begriffe „Intensivgrünland“ und „Extensivgrünland“ regional sehr unterschiedlich verstanden werden und nicht einheitlich definiert sind, wurde sich bewusst gegen entsprechende Bezeichnungen entschieden. Dem Vorgehen aus Kapitel 2.1 folgend wurden ungenutzt sowie extensiv genutzte Röhrichte und Riede auf der 1. Ebenen der *Grünland*-Kategorie zugeordnet. Eine feinere Stratifizierung erfolgte auf der 2. und 3. Ebene. Eine Trennung in ungenutzte sowie extensiv genutzte Röhrichte und Riede ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt auf Grund der geringen Anzahl an Wiederholungen nicht möglich, wird jedoch zukünftig, mit der weiteren Einrichtung von Monitoringflächen in diesen Straten, angestrebt.

Tabelle 3: Stratifizierung der Monitoringflächen nach den erhobenen Managementinformationen in drei Ebenen mit Erläuterungen und Angabe der Anzahl der Ausprägung im eingerichteten Monitoring-Netzwerk in Klammern.

Landnutzung						
1. Ebene		2. Ebene		3. Ebene		
Name	Abk.	Name	Abk.	Name	Abk.	Erläuterung
Acker (n = 18)	AK	Acker (n = 18)	AK	Acker (n = 18)	AK	Anbau von einjährigen Kulturpflanzen (z.B. Getreide, Hackfrüchte)
Grünland (n = 84)	GL	Grünland - Wiese (2+ Schnitte) (n = 50)	GL_2+	Grünland - Wiese (4+ Schnitte) (n = 30)	GL_W4	Mähwiese mit mindestens vier Schnitten
				Grünland - Wiese (2-3 Schnitte) (n = 20)	GL_W2	Mähwiese mit mindestens zwei jährlichen Schnitten oder Mähweide mit mindestens zwei Schnitten und Beweidung, inkl. Nasswiesen
		Grünland - Weide/Wiese (1 Schnitt) (n = 21)	GL_1	Grünland - Wiese (1 Schnitt) (n = 13)	GL_W1	Mähwiese mit mindestens einem Schnitt, inkl. Nasswiesen
				Grünland - Weide (Sonstiges) (n = 4)	GL_WS	Beweidung z.B. mit Schafen oder Wasserbüffeln, Nachmahd möglich
				Grünland - Weide (Rind) (n = 4)	GL_WR	Beweidung mit Rindern, Nachmahd möglich
		ungenutzte oder extensive Röhrichte / Riede & Brachen (n = 13)	GL_U	Grünland - Brache (n = 1)	GL_UB	ungenutzte ehemals als Grünland genutzte Fläche (Nutzungsaufgabe)
				ungenutzte oder extensive Großseggenriede (n = 7)	GL_UG	Großseggenriede mit und ohne Biomasseentnahme (z.B. durch Pflegemaßnahmen)
				ungenutzte oder extensive Röhrichte (n = 6)	GL_UR	z.B. Schilf, Rohrglanzgras, Rohrkolben Mischbestände mit und ohne Biomasseentnahme (z.B. durch Pflegemaßnahmen)
Anbau-Paludikultur (n = 5)	AP	Anbau-Paludikultur (n = 5)	AP_A	Torfmoos-Paludikultur (n = 2)	AP_AT	durch Anbau von Torfmoosen etablierte Paludikultur auf Hochmoorböden
				Anbau-Paludikultur (n = 3)	AP_AA	durch Anpflanzung von moortypischer Vegetation etablierte Paludikultur auf Niedermoorböden (z.B. Rohrkolben)
ungenutzt (n = 11)	UN	Ungenutztes Hochmoor (n = 11)	UN_H	ungenutztes Hochmoor ohne Abtorfung (n = 7)	UN_HO	ungenutzte Hochmoorfläche ohne vorangegangenem Torfabbau (z.B. „Heile Haut Flächen“ ¹ , Pflegemaßnahmen möglich)
				ungenutztes Hochmoor nach Abtorfung (n = 4)	UN_HA	ungenutzte Hochmoorfläche mit vorangegangenem Torfabbau (klassische Wiedervernässung, Pflegemaßnahmen möglich)

¹ Der Begriff "Heile-Haut-Flächen" bezeichnet vor allem in Niedersachsen die wertvollsten und (vergleichsweise) intakten Flächen von Hochmooren, die nicht abgetorft wurden und häufig eine charakteristische Hochmoorvegetation aufweisen.

2.2.3 Hydrologie

Die biogeochemischen Umsetzungsprozesse werden in Moorböden maßgeblich vom Wasserstand beeinflusst. So haben Synthesearbeiten gezeigt, dass die Höhe der THG-Emissionen maßgeblich vom Grundwasserflurabstand innerhalb der Fläche bestimmt wird (Tiemeyer et al., 2020; Evans et al., 2021b; Koch et al., 2023). In vorangegangenen Projekten konnte der Einfluss der Landnutzung vom Einfluss der Hydrologie auf die THG-Emissionen nicht voneinander getrennt bewertet werden, da extensivere Landnutzungstypen oft mit einem geringerem Grundwasserflurabstand assoziiert waren (z.B. Tiemeyer et al., 2016), ohne dass Informationen zur Hydrologie der Fläche beschrieben wurden. Unterschiede in der Hydrologie, neben weiteren Einflussfaktoren (z.B. der Torfeigenschaften), spiegeln sich direkt in den auf den Flächen gemessenen Grundwasserflurabständen wider (z.B. Dietrich et al., 2001; Kalinski et al., 2021; Tiemeyer et al., 2024). Da keine deutschlandweiten Informationen zur Hydrologie in Moorböden vorliegen, konnte bei der initialen Planung der Monitoringflächen auf Bundesebene diese zentrale Charakteristik nicht mitberücksichtigt werden.

Im Zuge der Monitoringflächeneinrichtung wurde die hydrologische Situation detailliert aufgenommen, so dass für die Auswertung die Monitoringflächen auf drei Ebenen hinsichtlich ihrer Hydrologie stratifiziert werden können. Auf der 1. Ebene wurde zwischen *entwässerten* Flächen, Flächen mit *Wassermanagement*maßnahmen mit dem Ziel einer Wasserstandsanhhebung sowie Flächen mit *naturnahen* hydrologischen Verhältnissen unterschieden.

Voraussetzung für eine auf Entwässerung basierende Nutzung (Land-, Forstwirtschaft oder Abtorfung) ist und war die Notwendigkeit der Wasserregulierung in den Flächen, wobei die Intensität der Nutzung das Maß der Entwässerung maßgeblich beeinflusst (Eggelsmann, 1990b). Auf der 2. und 3. Ebene wurde das Stratum *entwässert* weiter in die Art der Entwässerung (*Rohrdrainage*, *Grabenentwässerung*) unterteilt. Da eine der Monitoringflächenfläche neben der Grabenentwässerung zusätzlich noch eine Wasserzufuhr über Beregnungsaktivitäten erhielt, wurde die *Grabenentwässerung* auf der 3. Ebenen zusätzlich aufgeteilt (Tabelle 4).

Das Stratum *Wassermanagement* wurde allen Monitoringflächen zugeordnet, auf denen durch Maßnahmen sowohl in den Gräben als auch auf der Fläche selbst der Wasserstand angehoben wurde. Auf der 2. Ebene wurde dieses Stratum in *Wassermanagement*maßnahmen *mit* und *ohne* Zufuhr von *Zusatzwasser* sowie der Anlage von *Poldern* auf den Flächen unterteilt. Beim *Wassermanagement ohne Zusatzwasser* wird das abfließende Wasser in den Grabensystemen durch die Installation von Wehren (*Grabenanstau*) oder durch den partiellen Verschluss der Gräben (*Grabenverschluss*) im System zurückgehalten (vgl. Dietrich et al., 2001).

Beim *Wassermanagement mit Zusatzwasser* wird neben dem Zurückhalten des Wassers in den Grabensystemen zusätzlich Wasser durch Umleitung (Oberflächenwasser) oder Förderung (Grundwasser) den Gräben oder der Fläche zugeführt. Wobei auf der 3. Ebene in diesen Fällen zwischen der *Unterflurbewässerung*, der Zufuhr von Wasser unterhalb der Geländeoberfläche durch die Installation von Rohrdrainagen, der *Überrieselung*, der Zufuhr von Wasser oberhalb der Geländeoberfläche auf Flächen mit ausreichendem Gefälle, oder der *Bewässerung*, also der Zufuhr von Zusatzwasser in bestehende Grabensysteme (auch als „Grabeneinstau“ bezeichnet), unterschieden wird (vgl. Dietrich et al., 2001; Prösl et al., 2016; Kalinski et al., 2021). Eine weitere Option zur Vernässung ist die Anlage von Poldern, die vorzugsweise bei der Vernässung von ehemals industriell abgetorften Hochmoorflächen zur Anwendung kommt. Ziel der Polderung durch die Anlage von Dämmen auf der Fläche ist es, den überschüssigen Winterniederschlag innerhalb der Polder als Überstau zurückzuhalten, so dass den hochmoortypischen Pflanzen in den Flächen in den Sommermonaten ausreichend Wasser zur Verfügung steht (Graf et al., 2022, Brux et al., 2023). Da diese Flächen durch eine abweichende Hydrologie gekennzeichnet sind, werden sie in einem eigenen Stratum *Polder* innerhalb der 2. und 3. Ebenen zusammengefasst.

Als *naturnah* wird die Hydrologie von Monitoringflächen verstanden die 1. keiner direkten Beeinträchtigung durch aktive Entwässerungssysteme ausgesetzt sind oder die 2. durch die direkte Lage an Oberflächengewässern oder Küsten durch deren Dynamik maßgeblich beeinflusst werden. Letzteres kann ebenfalls auf den Rückbau von ehemaligen Poldern oder Deichen (z.B. Küsten- oder Auenüberflutungsmooren) zurückzuführen sein. Eine randliche Störung, z.B. bei Hochmoorkomplexen mit indirekten Auswirkungen auf die Monitoringfläche, kann

hingegen nicht ausgeschlossen werden. Eine Unterscheidung zwischen den beiden oben genannten Ausprägungen wird nur auf der 3. Ebene vorgenommen.

Tabelle 4: Hydrologische Stratifizierung der Monitoringflächen in drei Ebenen mit Erläuterungen und Angabe der Anzahl der Ausprägung im eingerichteten Monitoring-Netzwerk in Klammern.

Hydrologie						
1. Ebene		2. Ebene		3. Ebene		
Name	Abk.	Name	Abk.	Name	Abk.	Erläuterung
entwässert (n = 74)	EW	Rohrdrainagen (n = 23)	EW_R	Rohrdrainage (n = 23)	EW_RD	Entwässerung über Rohrdrainagen
		Graben- entwässerung (n = 51)	EW_G	Graben- entwässerung (n = 22)	EW_GE	Entwässerung über direkt angrenzende Grabensysteme (verschiedener Ordnungen)
				Graben- entwässerung + Beregnung (n = 1)	EW_GB	Entwässerung über direkt angrenzende Grabensysteme (verschiedener Ordnungen), aktive Wasserzufuhr (oberflächlich) im Rahmen von Beregnungsmaßnahmen
Wasser- management (n = 35)	WM	Wasser- management ohne Zusatzwasser (n = 23)	WM_O	Grabenanstau (n = 17)	WM_OA	Wasserrückhalt im Graben z.B. durch Wehre mit variabler Stauhöhe (z.B. Moorschonende Stauhaltung)
				Grabenverschluss (n = 6)	WM_OV	vollständiger Verschluss des Grabens (z.B. mit Torf) ggfs. mit Überlauf
		Wasser- management mit Zusatzwasser (n = 7)	WM_M	Unterflur- bewässerung (n = 2)	WM_MU	Wasserzufuhr über Drainagerohre unterhalb der Geländeoberfläche
				Überrieselung (n = 1)	WM_MR	Wasserzufuhr durch Überrieselung oberhalb der Geländeoberfläche
				Bewässerung (n = 4)	WM_MB	Wasserzufuhr in bestehende Grabensysteme (Grabeneinstau)
		Polder (n = 5)	WM_P	Polder (n = 5)	WM_PO	Einpolderung von Flächen mit zeitweisem Überstau (z.B. bei Hochmooren nach Torfabbau)
naturnah (n = 9)	NN	naturnah (n = 9)	NN_N	Anschluss an Oberflächen- gewässer (n = 5)	NN_NO	Anschluss an angrenzende Oberflächengewässer (z.B. Flüsse, Seen) durch direkte Lage an den Gewässern oder durch ein Grabensystem (z.B. nach Deichrückbau)
				nicht entwässert (n = 4)	NN_NE	keine direkte Entwässerung der Fläche (randliche hydrologische Störungen des Moorkomplexes möglich)

Quelle: Thünen-Institut

2.3 Aufbau der Monitoringflächen und Datenerhebung

Dieses Kapitel gibt einen kurzen Überblick über die im Rahmen des Moorbodenmonitorings auf den Flächen erhobenen Daten und gesammelten Informationen. Für eine ausführliche Beschreibung der genauen Methodiken wird auf das Methodenhandbuch zum Moorbodenmonitoring im Offenland von Frank et al. (2022) verwiesen.

2.3.1 Geländearbeiten

Zur Flächeneinrichtung durchgeführte Tätigkeiten

Im Rahmen der Flächeneinrichtung werden nahezu alle Arbeiten auf der Monitoringfläche (50 m * 50 m) durchgeführt. Die erhobenen Größen werden in die Bereiche Boden, Hydrologie, Geländehöhenvermessung, Vegetation und Sonstiges unterteilt (Abbildung 4). Im Folgenden sind die Arbeiten zusammen mit den erhobenen Informationen stichpunktartig aufgeschlüsselt:

- (1) Boden
 - a. Profilaufnahme mit bodenkundlicher Beschreibung des Moorbodens (nach Bodenkundlicher Kartieranleitung, KA5) sowie Aufnahme von physikalischen und chemischen Kennwerten aus den vorgefundenen Horizonten
 - b. Anlage von 10 (Standardfläche) oder 12 (auf *Tiefumbruchböden*) Beprobungspunkten zur Bestimmung des Vorrates an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und an Gesamtstickstoff (N_t) bis zum mineralischen Untergrund
- (2) Hydrologie
 - a. Installation einer Moor- und falls notwendig einer Grabenmessstelle zur stündlichen Erfassung des Grundwasserflurabstandes und des Grabenwasserstandes
 - b. Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_s) mittels Bohrlochmethode in 3-facher Wiederholung
- (3) Geländehöhen
 - a. Installation einer im mineralischen Untergrund verankerten Fix-Stange als Referenzhöhe
 - b. Rastervermessung der Geländeoberfläche an 196 Punkten sowie der Höhen der installierten Messgeräte mittels Nivelliergerät oder Tachymeter
 - c. Installation eines Doppelpegels oder eines Seilzugsensors zur stündlichen Messung der Geländehöhenänderungen an einem Punkt (nur auf ausgewählten Monitoringflächen)
- (4) Vegetation

Die Aufnahme der Vegetation erfolgt unabhängig von den anderen Arbeiten zur Flächeneinrichtung in für die Vegetationserfassung phänologisch günstigen Jahreszeiten.

 - a. Abgrenzung von Vegetationseinheiten
 - b. Bestimmung des Biotoptyps nach der Roten Liste der Biotoptypen („Bundeschlüssel“, Finck et al. 2017) und dem Schlüssel des jeweiligen Bundeslandes für die Vegetationseinheiten
 - c. Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen (DBF) mit Fotodokumentation, Aufnahme der Gesamtartenliste sowie des Deckungsgrades nach der durch Belting et al. (2016) angepassten Skala nach Londo (1976).
 - i. Wenn die Monitoringfläche eine einzige Vegetationseinheit („Haupttyp“) aufweist, werden fünf DBF eingerichtet.
 - ii. Wenn weitere Vegetationseinheiten einen Flächenanteil von mehr als 20% aufweisen („Nebentypen“), werden auf diesen jeweils drei weitere DBF eingerichtet.
- (5) Sonstiges

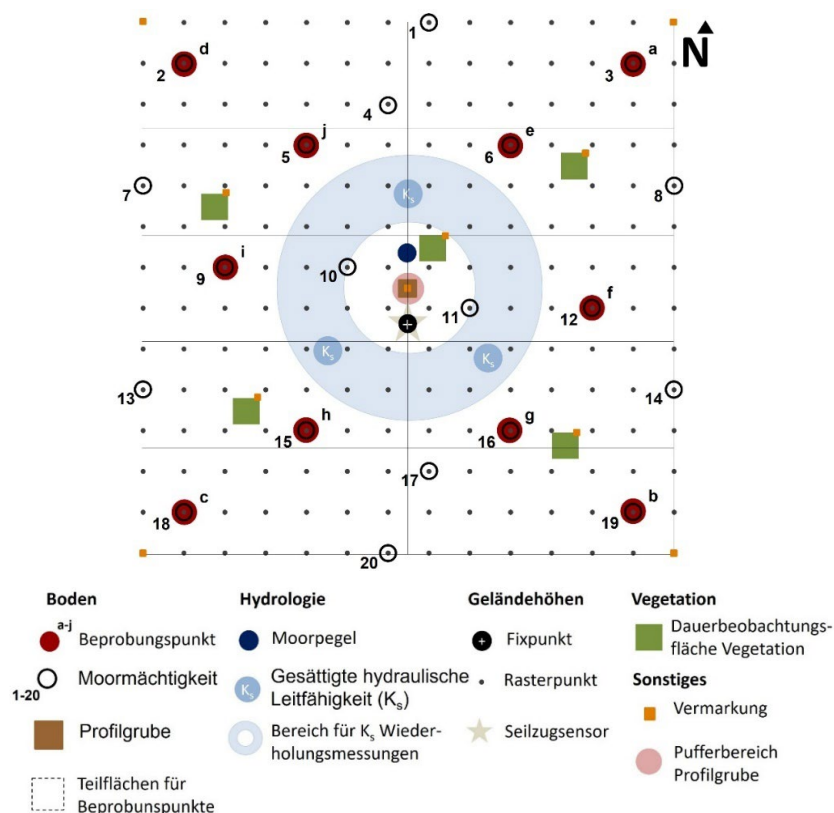
- a. Vermarkung wesentlicher Punkte (z.B. Eckpunkte der Monitoringfläche, nordöstliche Ecke der Dauerbeobachtungsplots, Bodenprofil)

(Jährlich) wiederkehrende Tätigkeiten

Alle Monitoringflächen werden im Rahmen jährlicher Wartung und Pflegearbeiten aufgesucht. Während der jährlichen Wartung und Pflege werden folgende Arbeiten getätigt:

- (1) Hydrologie
 - a. Auslesen der Datenlogger aus den Moor- und Grabenpegeln
 - b. Messung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_s), sofern sich der Grundwasserflurabstand in einem anderen Tiefenbereich des Bodenprofils als zur Flächeneinrichtung befindet
- (2) Geländehöhen
 - a. Rastervermessung der Geländeoberfläche an 196 Punkten sowie der Höhen der installierten Messgeräte mittels Nivelliergerät oder Tachymeter
 - b. Auslesen der Datenlogger des Doppelpiegel sowie der Seilzugsensoren mit Nachstellen auf der Fläche durchgeführter Bodenbearbeitungsschritte an den Punkten zur Messung der zeitliche hochauflösenden Geländebewegungen
- (3) Vegetation
 - a. Vegetationsaufnahmen wurden nur jährlich wiederholt, wenn Managementmaßnahmen (z.B. Entkusselung) oder hydrologische Extremereignisse eine starke Dynamik vermuten ließen.
 - b. Grundsätzlich wird eine Wiederholung der Aufnahmen im Turnus von 2-3 Jahren angestrebt.

Abbildung 4: Schematische Übersicht der Positionen der auf einer Monitoringfläche durchzuführenden Arbeiten sowie zu installierenden Messtechnik (angepasst nach Frank et al., 2022).



2.3.2 Abfrage von Bewirtschaftungsinformationen

Neben den einmalig und wiederkehrend durchgeführten Feldarbeiten werden zusätzlich Informationen bei den Flächeneigentümer*innen, -bewirtschafter*innen sowie -pächter*innen eingeholt. Dies erfolgt zur Flächeneinrichtung mithilfe eines Fragebogens. Der Fragebogen enthält Fragen zu folgenden Themen:

(4) Flächeninformationen

- a. Eigentumsverhältnisse
- b. Zurückliegende Eingriffe in den Boden- und Wasserhaushalt der Fläche (z.B. Kultivierungszeitpunkt, Entwässerungssituation, Wassermanagement, Bodenbewegung, Abtorfung, weitere Meliorationsmaßnahmen, etc.)
- c. Landnutzungsgeschichte
- d. Bewirtschaftung der Fläche in den zurückliegenden 20 Jahren (Bodenbearbeitung, Düngung, Kalkung, Hauptfrucht, Zwischenfrüchte, Art der Grünlandnutzung, etc.)
- e. Naturschutzfachliche Belange und Förderungen, z.B. im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen

(5) Betriebsstruktur

Nach Einrichtung der Flächen werden jährlich bei den Flächenbewirtschaftenden über Schlagkarteien fortlaufende Informationen zur Bewirtschaftung abgefragt:

- (1) Nutzung (z.B. Acker, Grünland)
- (2) Angaben zur Mahd oder Beweidung bei Grünlandflächen
- (3) Angaben zur Aussaat und Ernte bei Ackerflächen
- (4) Düngung
- (5) Bodenbearbeitung
- (6) Pflegemaßnahmen
- (7) Wassermanagement (z.B. jährliche Änderungen von Stauzielen)

Alle im Rahmen des Fragebogens und der Schlagkartei gegebenen Antworten sind freiwilliger Art. Im Rahmen dieses Berichtes werden lediglich die Informationen zur Bewirtschaftung als Grundlage für die Stratifizierung der Monitoringflächen (siehe Kapitel 2.2.2) verwendet.

3 Laboranalysen

Die Laboranalysen erfolgten im „[Labor für Bodenmonitoring](#)“, und im Labor für Bodenphysik und Torfe („[Moorlabor](#)“).

3.1 „Labor für Bodenmonitoring“

Im „Labor für Bodenmonitoring“ wurden Proben sowohl aus den MoMoK-Bodenprofilen als auch aus den Beprobungspunkten analysiert. Die Aufbereitung der entnommenen Bodenproben ist in Frank et al. (2022) detailliert beschrieben. Für alle Horizonte der Bodenprofile, die innerhalb des ersten Meters beprobt wurden, wurden feldfrische Rückstellproben von jeweils 2,5 L aufgehoben.

3.1.1 Bodenprofil

Aus den MoMoK-Bodenprofilen fließen in diesen Bericht Untersuchungen von 911 gestörten Mischproben zur Analyse chemischer Parameter sowie von 261 volumengetreuen Proben zur Bestimmung der Trockendrohichte (TRD) ein (Stand: Juli 2025). In Tabelle 5 sind die gemessenen chemischen- und physikalischen Kennwerte aufgelistet. Eine Besonderheit stellen dabei die pH-Werte dar, die nicht nur im Labor in CaCl_2 - und H_2O -Extrakten ermittelt, sondern auch direkt in der Profilwand gemessen wurden. Die volumengetreuen Proben wurden mit Stechbohrer oder Klappsonde (Frank et al. 2022, Dettmann et al. 2022) unterhalb des Bodenprofils entnommen. Die Bestimmung der TRD am Bodenprofil erfolgte mit Stechzylinderproben im „Moorlabor“.

3.1.2 Beprobungspunkte

An 102 Monitoringflächen wurden insgesamt 1.038 Beprobungspunkte untersucht (Stand: August 2025). An jedem Punkt erfolgte die Probenahme im obersten Meter horizontbezogen sowie in darauffolgenden Tiefenstufen (1,00 - 1,25 m; 1,25 - 1,50 m; 1,50 - 2,00 m; 2,00 - 2,50 m; etc.). Dabei wurden sowohl Mischproben als auch volumengetreue Proben über die gesamte Moormächtigkeit entnommen. Aus den Mischproben wurden der Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_{t}) bestimmt und aus den volumengetreuen Proben die TRD. Insgesamt konnten aus 7.318 Proben die C_{org} - und N_{t} -Dichten berechnet werden.

3.2 Labor für Bodenphysik und Torfe („Moorlabor“)

Im „Moorlabor“ wurden für diesen Bericht Daten aus MoMoK-Bodenprofilen von 104 Monitoringflächen berücksichtigt. Diese umfassen 491 Horizonte mit insgesamt 2.206 Stechzylinderproben (Stand: Juli 2025). Eine detaillierte Beschreibung der Labormethoden ist in Dettmann et al. (2019), Dettmann et al. (2022) und Frank et al. (2022) zu finden.

Die TRD wurde an allen Stechzylinderproben gemessen. Zusätzlich wurde für 372 Horizonte (1.351 Stechzylinderproben) die Porosität (ϵ) und die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_s) bestimmt. Die Messung der ungesättigten hydraulischen Eigenschaften (Retentionseigenschaft und Leitfähigkeitsfunktion) erfolgte für 120 Horizonte an 382 Stechzylinderproben (46 Monitoringflächen).

In diesem Bericht werden die Ergebnisse zu TRD und ϵ dargestellt. Die Laborergebnisse zu K_s und den ungesättigten hydraulischen Eigenschaften liegen ausgewertet und qualitätsgesichert vor, werden in diesem Bericht jedoch nicht weiter behandelt.

Neben der Bestimmung von bodenphysikalischen Standardparametern (TRD, ϵ , K_s) wurde die Schrumpfung von Moorböden im Moorlabor untersucht. Dabei wurde die maximale Schrumpfung an 579 ofengetrockneten Stechzylinderproben (136 Horizonte) bestimmt (Details in Seidel et al., 2023). Zusätzlich erfolgten detaillierte

Untersuchungen zur Ermittlung der Schrumpfungsscharakteristik verschiedener Torfe an 128 Stechzylinderproben aus 32 Horizonten.

Tabelle 5: In MoMoK-Bodenprofilen erhobene bodenphysikalische und -chemische Kennwerte.

	<i>Kennwert</i>	<i>Anzahl Horizonte</i>	<i>Bemerkung</i>
	C _{org} -, C _{anorg} -, C _t -, N _t -Gehalte	911	alle Horizonte
	Glühverlust	538	ausgewählte Horizonte
	pH-Wert (H ₂ O, CaCl ₂)	541 (H ₂ O) 830 (CaCl ₂)	ausgewählte Horizonte
„Labor für Boden- monitoring“		544 (P)	
	CAL Extraktion (P, K, Fe)	507 (K) 536 (Fe)	ausgewählte Horizonte
	Dithionit Extraktion (P, Mn, Fe)	539	ausgewählte Horizonte
	Textur	209	ausgewählte Horizonte
	TRD	261	alle Horizonte, die nicht mit Stechzylindern beprobte wurden
	TRD	491	alle mit Stechzylinder beprobten Horizonte
„Moorlabor“	ε	372	ausgewählte Horizonte
	K _s	372	ausgewählte Horizonte
	Hydraulische Eigenschaften	120	ausgewählte Horizonte
Feld	pH-Wert	508	ausgewählte Horizonte

C_{org} = organischer Kohlenstoff, C_{anorg} = anorganischer Kohlenstoff, C_t = Gesamtkohlenstoff, N_t = Gesamtstickstoff, TRD = Trockenrohdichte, ε = Porosität, K_s = gesättigte hydraulische Eigenschaften, CAL = Calcium-Acetat-Lactat, Fe = Eisen, K = Kalium, Mn = Mangan, P = Phosphor

Quelle: Thünen-Institut

3.3 Nutzung weiterer Bodendaten

In diesen Bericht fließen weitere Daten aus Bodenprofilen ein, die seit 2015 im „Labor für Bodenmonitoring“ sowie im „Moorlabor“ mit identischen Methoden und Laborprotokollen erhoben wurden. Die zugrundeliegenden Daten sind in Dettmann et al. (eingereicht) beschrieben und in Dettmann et al. (2025) veröffentlicht.

Insgesamt konnten für diesen Bericht Kennwerte aus 1.318 Horizonten (911 davon aus MoMoK) analysiert werden. Dabei lagen für alle 1.318 Horizonte C_{org}-Werte, für 1.291 Horizonte N_t-Werte, für 1.119 Horizonte TRD und für 694 Horizonte BD Werte vor. Nach Ausschluss der mineralischen Horizonte (C_{org}-Gehalte < 15% OBS und keine Mudden) umfasste der Datensatz 1.115 C_{org}-, 1.088 N_t-, 432 pH- und 460 Glühverlustwerte.

4 Ergebnisse aus dem Monitoring-Netzwerk

Seit dem Start der Einrichtungen im April 2021 wurden, bis zur Veröffentlichung dieses Berichtes, 118 Monitoringflächen eingerichtet (Abbildung 5). 101 der eingerichteten Monitoringflächen wurden im Rahmen der jährlichen Wiedervermessung bereits wiederholt angefahren. Insgesamt wurden 218 Wiedervermessungen (Kapitel 2.3.1, wiederkehrende Tätigkeiten) durchgeführt, wobei 29 Monitoringflächen einmal, 31 Monitoringflächen zweimal, 37 Monitoringflächen dreimal und vier Monitoringflächen viermal wieder aufgesucht wurden. Im Rahmen der Ergebnisdarstellung der folgenden Kapitel wird darauf hingewiesen, dass die Anzahl der in die Auswertung integrierten Monitoringflächen variiert und noch nicht alle Auswertungen auf jeder Monitoringfläche verfügbar sind. Die für die Auswertung berücksichtigten Monitoringflächen werden jeweils in den folgenden Kapiteln genauer beziffert. Dem clusterbasierten Ansatz folgend (Kapitel 2), wurden die 118 Monitoringflächen in 45 Clustern etabliert, wobei die nördlichste in der „Eider-Treene-Sorge-Niederung“, die östlichste im „Ahlbecker Seegrund“, die westlichste im „Kranenburger Bruch“ und die südlichste Monitoringfläche

im „Schwarzwald“ lokalisiert ist. Eine Übersicht über alle im Rahmen der Einrichtung etablierten Cluster ist im Anhang (Tabelle 24) gegeben.

Exkurs: Durch Fahrten zur Einrichtung, Wiedervermessung und Aufnahme der Vegetation auf den Monitoringflächen verursachte Emissionen

Im Rahmen der Arbeiten auf den Monitoringflächen wurden 492 Ausfahrten durchgeführt und insgesamt ca. 293.000 km mit den Fahrzeugen (Diesel mit einem Verbrauch von 10 Liter pro 100 km) zurückgelegt. Dies entspricht CO₂-Emissionen von 77,5 t.

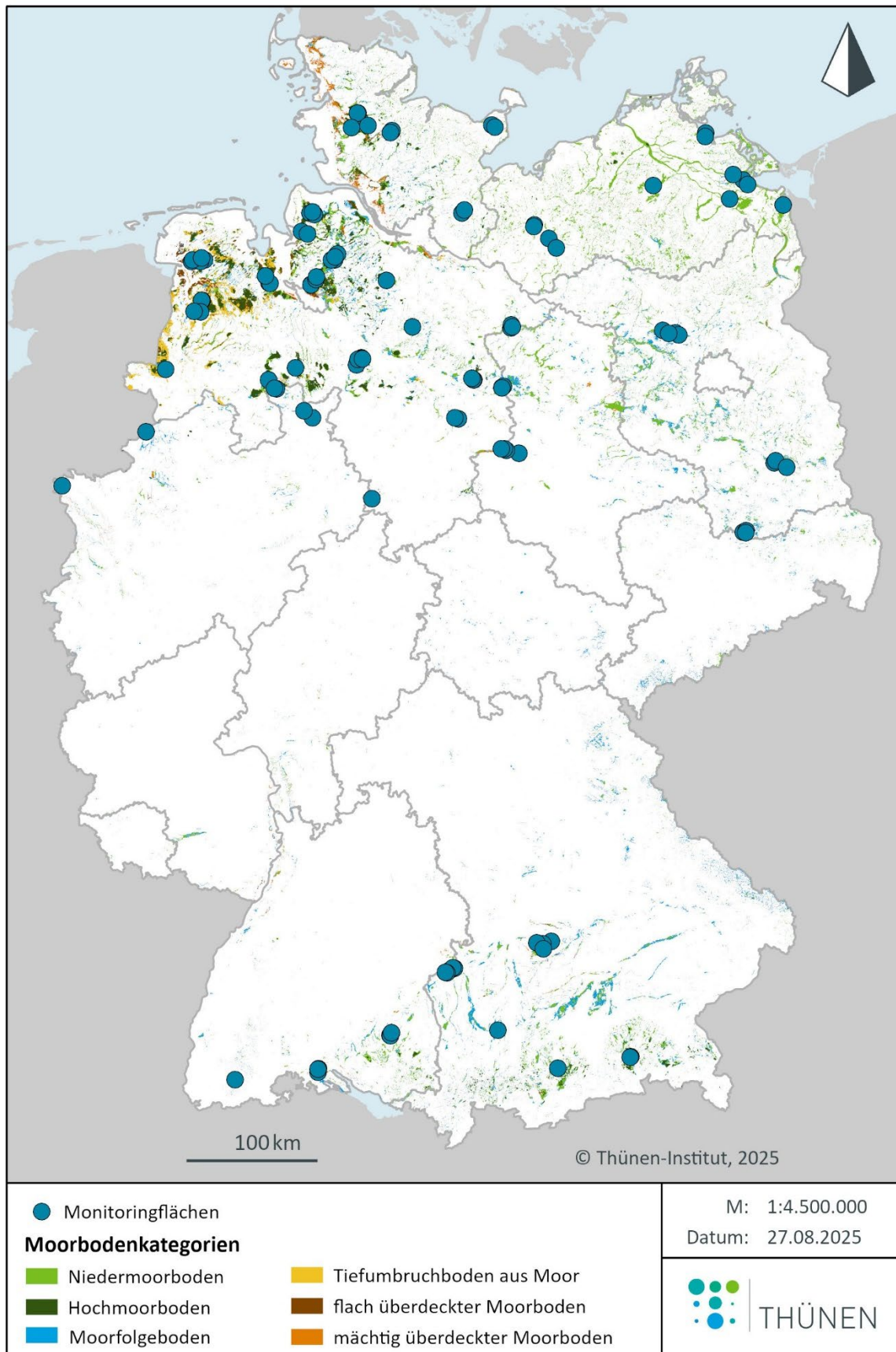
Dem Methodenhandbuch im Offenland (Frank et al., 2022) sowie Kapitel 2.3.1 zur Einrichtung der Monitoringflächen folgend, werden folgende auf den Flächen durchgeführte Arbeiten mit stark aggregierten Ergebnissen zusammen mit dem Stand der Netzwerkeinrichtung in den nachfolgenden Kapiteln dargestellt:

- Hydrologie
 - Grundwasserflurabstände
 - Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit
- Geländehöhenänderungen
 - Grundlagen
 - Methodische Aspekte der Erfassung
 - Flächenvermessung und zeitlich hochauflösende Punktmessungen
- Vegetation
 - Biotoptypen auf den Monitoringflächen
- Bodeninformationen
 - Profilinformationen mit bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften zu den vorgefundenen Horizont-Substrat-Kombinationen (HSK)
 - C_{org}- und N_t-Vorräte sowie deren Variabilität und die zeitliche Abschätzung für Wiederholungsinventuren

Nicht alle im Methodenhandbuch (Frank et al., 2022) adressierten Arbeiten auf der Fläche werden im Rahmen des Berichtes behandelt. Zu diesen Arbeiten zählen:

- Hydrologie
 - Grabenwasserstände

Abbildung 5: Lage der 118 gegenwärtig eingerichteten Monitoringflächen in Deutschland.



Quelle: Thünen-Institut

4.1 Das Monitoring-Netzwerk in Zahlen

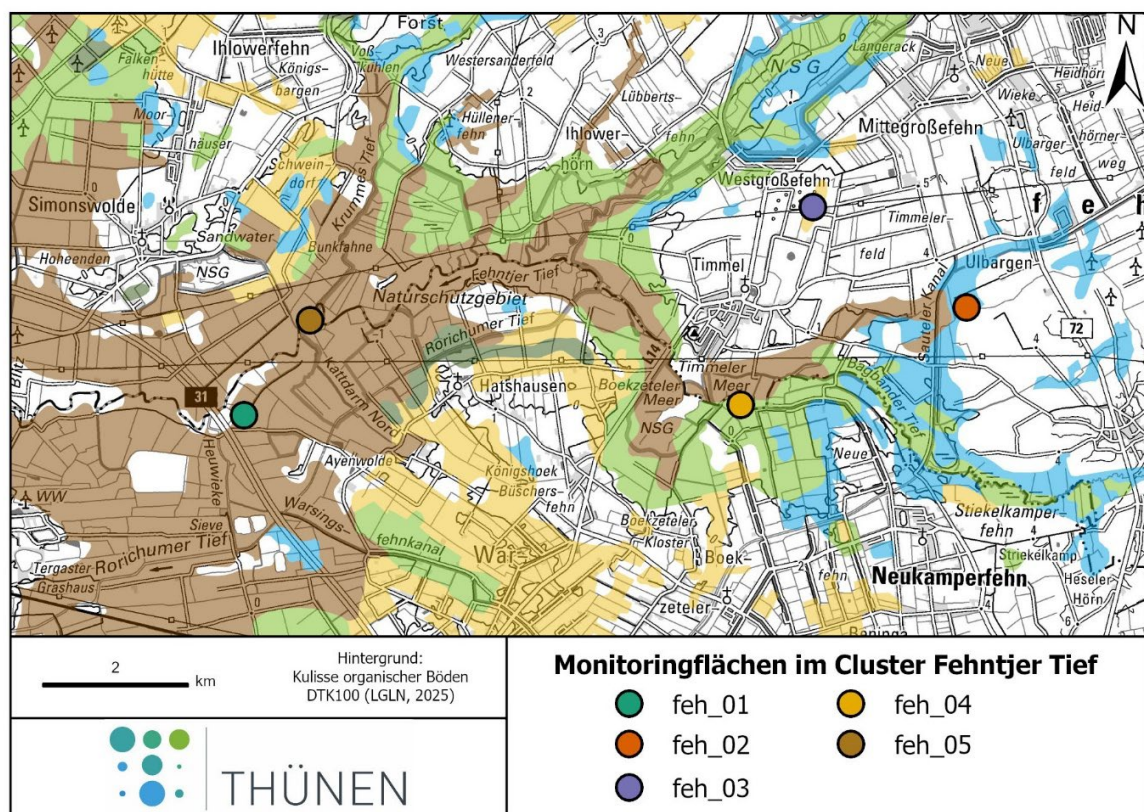
4.1.1 Stratifizierung der eingerichteten Monitoringflächen

Eine genaue Stratifizierung der Monitoringflächen ist Grundlage für eine zielführende Auswertung in den folgenden Kapiteln. Diese wurde in den Bereichen Boden, Landnutzung sowie Hydrologie durchgeführt. Die Ableitung der Straten in den genannten drei Bereichen erfolgte dabei ausschließlich durch auf an den Monitoringflächen erhobenen und durch die Beweritschafter*innen sowie Flächeneigentümer*innen bereitgestellten Informationen in zwei bis drei hierarchisch aufeinander aufbauenden Ebenen (vgl. Kapitel 2.2).

Lage und Stratifizierung der Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief

Im Cluster Fehntjer Tief wurden fünf Monitoringflächen eingerichtet (Abbildung 6). Die eingerichteten Monitoringflächen umfassen vier Bodenkategorien, drei Landnutzungsstraten und drei hydrologische Straten. Wie für die Planung der Cluster vorgesehen, unterscheiden sich die Monitoringflächen immer in mindestens einer der Ausprägungen voneinander (Tabelle 6). So waren die Monitoringflächen mit gleicher Landnutzung (z.B. Grünland - Wiese (4+ Schnitt), feh_01, feh_02 und feh_03) durch unterschiedliche Bodenkategorien oder Monitoringflächen mit gleicher Bodenkategorie (z.B. überdeckter Niedermoorboden, feh_01 und feh_05) durch eine abweichende Landnutzung charakterisiert. Langfristig kann dadurch der Einfluss der unterschiedlichen Ausprägungen auf die Klimawirksamkeit der Monitoringflächen untersucht werden. In den Torfbalken des Tiefumbruchbodens von feh_03 traten neben Niedermoor torfen auch Reste von Hochmoor torfen auf, so dass diese Fläche als Tiefumbruchboden aus Hochmoor stratifiziert wurde.

Abbildung 6: Lage der Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief



Quelle: Thünen-Institut

Tabelle 6: Bodenkategorie, Landnutzung und Hydrologie der Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief

Monitoringfläche	Bodenkategorie	Landnutzung	Hydrologie
feh_01	überdeckter Niedermoorboden	Grünland - Wiese (4+ Schnitte)	Grabenentwässerung
feh_02	Moorfolgeboden	Grünland - Wiese (4+ Schnitte)	Rohrdrainage
feh_03	Tiefumbruchboden aus Hochmoor	Grünland - Wiese (4+ Schnitte)	Rohrdrainage
feh_04	Niedermoorboden	Ungenutztes oder extensives Großseggenried	naturnah
feh_05	überdeckter Niedermoorboden	Grünland - Wiese (1 Schnitt)	Grabenentwässerung

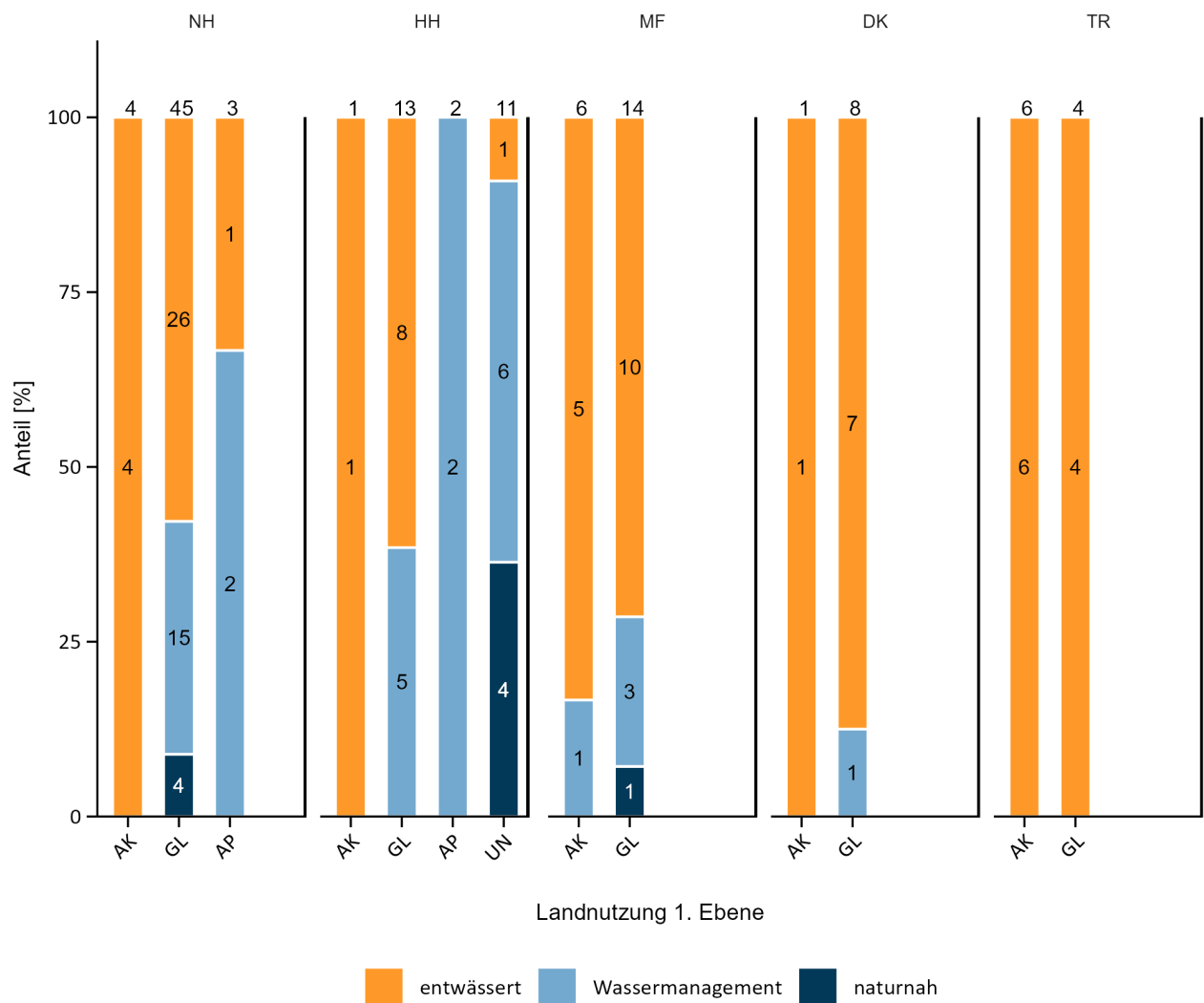
Quelle: Thünen-Institut

In Abbildung 7 ist die mehrdimensionale Einordnung der Monitoringflächen in die drei Bereiche mit der höchsten Aggregationsebene (1. Ebene) dargestellt. Insgesamt konnten 52 Monitoringflächen als *Niedermoorboden* (NH), 27 als *Hochmoorboden* (HH), 20 als *Moorfolgeboden*, neun als *überdeckter Moorboden* sowie 10 als *Tiefumbruchboden aus Moor* stratifiziert werden (vgl. Tabelle 2). 84 Monitoringflächen werden als *Grünland*, 18 als *Acker* und fünf als *Anbau-Paludikultur* genutzt. Auf 11 Flächen findet keine Nutzung statt (vgl. Tabelle 3). 74 Monitoringflächen sind durch *entwässernde* Maßnahmen in ihrer Hydrologie beeinflusst, auf 35 Flächen sind Maßnahmen zum *Wassermanagement* etabliert und neun Flächen wurden mit *naturnahen* hydrologischen Bedingungen stratifiziert (vgl. Tabelle 4).

Von den als *Niedermoorboden* stratifizierten Monitoringflächen werden vier als *Acker*, 45 als *Grünland* und drei als *Anbau-Paludikultur* genutzt. Mit 60% (n = 31) dominiert bei den *Niedermoorböden* eine auf *Entwässerung* basierende Nutzung, gefolgt von einem *Wassermanagement* zur Anhebung des Wasserstands auf 33% (n = 17) der Flächen sowie einer Fläche mit *naturnahen* hydrologischen Bedingungen. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch bei den 27 *Hochmoorböden*, von denen einer als *Acker*, 13 als *Grünland* sowie zwei als *Anbau-Paludikultur* genutzt werden. 11 Flächen wurden als *ungenutzt* stratifiziert. Während die als *Acker* und *Grünland* genutzten Flächen zu 60% (n = 9) durch *Entwässerung* charakterisiert sind, dominieren bei den *Anbau-Paludikulturen* sowie den *ungenutzten* Flächen *Wassermanagementmaßnahmen* mit 62% (n = 8) auf den Flächen. Vier der 11 *ungenutzten* Monitoringflächen besitzen darüber hinaus *naturnahe* hydrologische Bedingungen. Auch auf den als *Moorfolgeboden*, *überdeckter Moorboden* und *Tiefumbruchboden aus Moor* stratifizierten Monitoringflächen dominierte mit 85% (n = 33) eine auf *Entwässerung* basierende Landnutzung. Lediglich 13% (n = 5) der 39 Monitoringflächen dieser drei Bodenkategorien sind durch *Wassermanagementmaßnahmen* gekennzeichnet. Während bei den *Moorfolgeböden* und den *überdeckten Moorböden* die *Grünlandnutzung* dominiert, wurde bei den *Tiefumbruchböden aus Moor* mehr als *Acker* genutzte Flächen eingerichtet (Abbildung 7).

Zwei Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen (z.B. *Hochmoorboden* unter *Acker*) sowie sechs Boden-Hydrologie-Landnutzungstyp-Kombinationen (z.B. *Moorfolgeboden* unter *Acker* mit *Wassermanagement*) werden gegenwärtig nur durch eine Monitoringfläche repräsentiert (vgl. Abbildung 7).

Abbildung 7: Mehrdimensionale Stratifizierung der Monitoringflächen in den Bereichen Boden, Hydrologie und Landnutzung auf der ersten Aggregationsebenen (Zahlen über und in den Balken zeigen die Anzahl der Monitoringflächen).

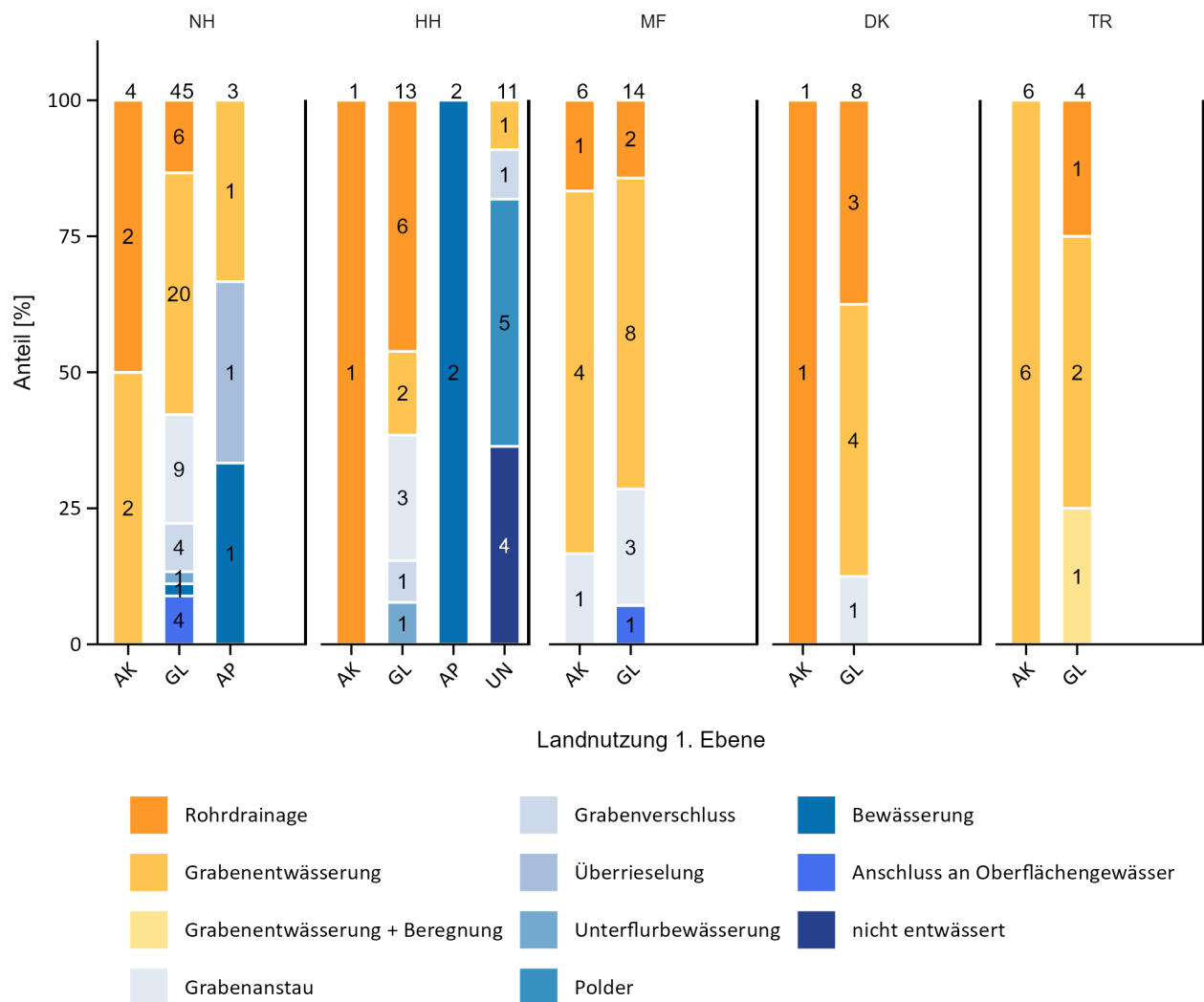


Bodenkategorie: NH = Niedermoorboden, HH = Hochmoorboden, MF = Moorfolgeboden, DK = überdeckter Moorboden, TR = Tiefumbruchboden aus Moor

Landnutzung: AK = Acker, GL = Grünland, AP = Anbau-Paludikultur, UN = ungenutzt

Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 8: Mehrdimensionale Stratifizierung der Monitoringflächen in den Bereichen Boden und Landnutzung auf der ersten Aggregationsebenen sowie der Hydrologie auf der 3. Aggregationsebene (Zahlen über und in den Balken zeigen die Anzahl der Monitoringflächen mit der jeweiligen Kombination).



Bodenkategorie: NH = Niedermoorboden, HH = Hochmoorboden, MF = Moorfolgeboden, DK = überdeckter Moorboden, TR = Tiefumbruchboden aus Moor

Landnutzung: AK = Acker, GL = Grünland, AP = Anbau-Paludikultur, UN = ungenutzt

Quelle: Thünen-Institut

Detaillierte Betrachtung des Wassermanagements und der Landnutzung

In der detaillierten Betrachtung der hydrologischen Bedingungen durch die Verwendung der nicht aggregierten 3. Ebene werden weitere Unterschiede zwischen den Moorbodenkategorien sowie den Landnutzungstypen sichtbar (Abbildung 8). Während als *entwässert* stratifizierte *Hochmoorböden* (n = 9) zu 78% mittels *Rohrdrainage* entwässert werden, liegt der Anteil von *Rohrdrainagen* bei *Niedermoorböden*, *Moorfolgeböden* oder *Tiefumbruchböden aus Moor* lediglich bei 26%, 20% bzw. 10%. Ein ähnliches Muster ist auch bei den überdeckten Moorböden (n = 9) zu beobachten, bei denen die *überdeckten Hochmoorböden* zu 100% (n = 2) und die *überdeckten Niedermoorböden* lediglich zu 33% (n = 2) durch *Rohrdrainagen* entwässert werden. Bezogen auf die Landnutzung wurden keine Unterschiede sichtbar. So sind über alle Bodenkategorien hinweg 30% (n = 5) der als *Acker* und 33% (n = 18) der als *Grünland* genutzten Flächen durch *Rohrdrainagen* entwässert. Mit 78% (n = 14) haben die intensiv genutzten Flächen (3. Ebene: *Grünland - Wiese (4+ Schnitte)*) den größten Anteil an den mit *Rohrdrainagen* entwässerten Grünlandflächen.

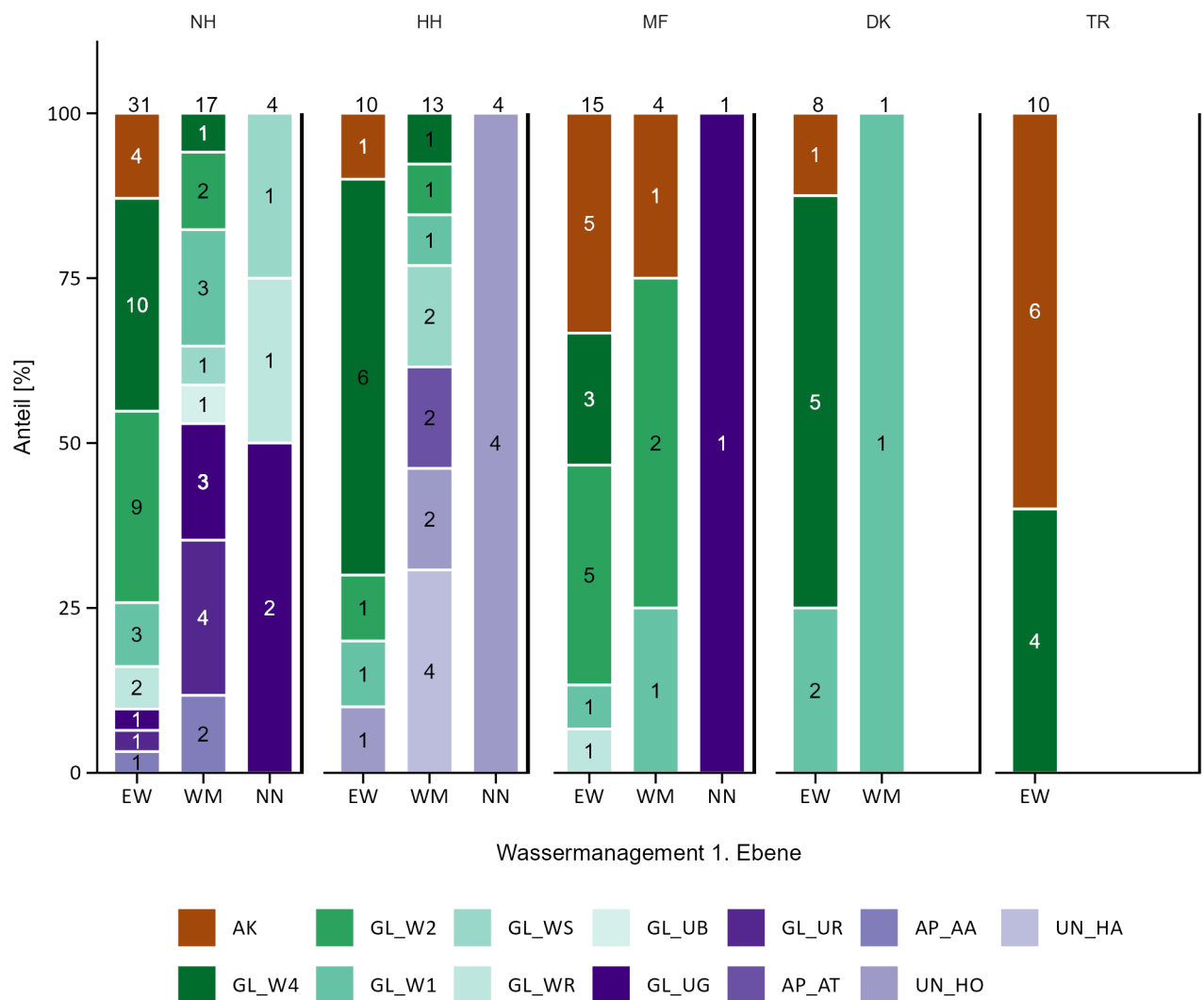
Auf 25% (n = 30) der als *Hoch-* oder *Niedermoorböden* stratifizierten Monitoringflächen haben Wassermanagementmaßnahmen stattgefunden. Sowohl die *Niedermoorböden* als auch die *Hochmoorböden* konnten insgesamt durch jeweils fünf verschiedene Wassermanagementmaßnahmen charakterisiert werden. Dabei tritt eine *Überrieselung* nur auf *Niedermoorböden* und eine klassische *Polderung* nur auf *ungenutzten Hochmoorböden* auf. Mit jeweils 60% (n = 3) auf *Hoch-* und *Niedermoorböden* (n = 9) war der *Grabenanstau* die am häufigsten vorliegende Wassermanagementmaßnahme auf Grünlandflächen und ebenfalls mit 49% (n = 17) die dominierende Wassermanagementmaßnahme über alle Bodentkategorien hinweg (Tabelle 26, im Anhang). Auf als *Niedermoorböden* stratifizierten Flächen, konnten unter *Grünland* vier Flächen mit *naturnahen* hydrologischen Bedingungen durch direkten *Anschluss an Oberflächengewässer* (Seen, Flüssen) etabliert werden. Alle *Anbau-Paludikulturen* mit Wassermanagementmaßnahme (n = 4) waren auf Zusatzwasser im Rahmen der Maßnahmen (*Bewässerung*, *Überrieselung*) angewiesen. Monitoringflächen mit *naturnahen* hydrologische Bedingungen konnten auf vier *ungenutzten Hochmoorböden* eingerichtet werden.

Eine detaillierte Darstellung der Landnutzung (3. Ebene) in Abhängigkeit von der Bodenkategorie sowie der Hydrologie (jeweils 1. Ebene) wird in Abbildung 9 gegeben. Von den 52 eingerichteten Flächen auf *Niedermoorboden* waren 50% (n = 26) als *Acker* (n = 4) sowie *Grünland* mit zwei und mehr Schnitten pro Jahr (n = 22) mittel bis intensiv genutzt. Zu 88% (n = 23) waren diese Flächen durch eine aktive *Entwässerung* charakterisiert. 23% (n = 12) aller *Niedermoorböden* waren durch Beweidung (n = 5) sowie keiner (n = 1) oder einer extensiven einschürigen Wiesennutzung (n = 6) gekennzeichnet. Von diesen Flächen waren jeweils 42% (n = 5) durch *Entwässerung* oder *Wassermanagement* sowie 16% durch *naturnahe* hydrologische Bedingungen geprägt. Die 21% (n = 11) als *Röhricht* (n = 5) oder *Großseggenried* (n = 6) stratifizierten *Niedermoorböden* waren zu 64% (n = 7) durch *Wassermanagement*maßnahmen, ausschließlich ohne die Zufuhr von Zusatzwasser, gekennzeichnet sowie zu je 18% (n = 2) durch einen *naturnahen* Wasserhaushalt sowie eine aktive *Entwässerung* gekennzeichnet.

Im Vergleich zu den *Niedermoorböden* war bei den als *Hochmoorböden* stratifizierten Monitoringflächen der Anteil mittel bis intensiv genutzter Acker- (n = 1) und Grünlandflächen (n = 10, zwei und mehr Schnitte pro Jahr) mit 37% (n = 11) geringer, der Anteil von beweideten (n = 2) und einschürig genutzten Mähwiesen (n = 2) mit 20% ähnlich. Während die mittel bis intensiv genutzten *Hochmoorböden* zu 72% (n = 8) durch *Entwässerung* gekennzeichnet sind, lag der Anteil bei einschürigen Mähwiesen und Weiden bei 25% (n = 1). 37% (n = 11) der *Hochmoorböden* wurden als *ungenutzt* stratifiziert, wobei 36% (n = 4) dieser Flächen durch eine vorangegangene Abtorfung und aktueller *Polderung* gekennzeichnet sind. Auf den verbleibenden 64% (n = 7) der ungenutzten Hochmoore hat keine Abtorfung stattgefunden. Diese sind entweder als naturnahe Referenzflächen (n = 4) definiert worden, gegenwärtig durch Entwässerung gestört (n = 1) oder eine Vernässung hat ohne vorhergehende Abtorfung stattgefunden (n = 2).

Mit 80% dominiert bei den als *Moorfolgeböden* stratifizierten Flächen eine mittlere bis intensive *Acker-* (n = 6) bzw. *Grünlandnutzung* (n = 10, zwei und mehr Schnitte pro Jahr). 81% (n = 13) dieser Flächen sind durch *Entwässerung* charakterisiert. Auf drei Flächen liegt ein *Grabenanstau* als Wassermanagementmaßnahme vor. Bei dem mit Großseggen bestandenen *Moorfolgeboden* unter *naturnahen* hydrologischen Bedingungen (*Anschluss an Oberflächengewässer*) handelt es sich nach der aktuellen Bodenkundlichen Kartieranleitung (Ad-hoc-AG Boden, 2024) um ein Muddemoor (siehe Infobox). Die Eingruppierung als *Moorfolgeboden* basiert hier auf den in der Karte der organischen Böden vorgegebenen Kriterien und spiegelt nicht die Genese des Bodens auf der Fläche wider.

Abbildung 9: Mehrdimensionale Stratifizierung der Monitoringflächen in den Bereichen Boden und Hydrologie auf der ersten Aggregationsebenen sowie der Landnutzung auf der 3. Aggregationsebene (Zahlen über und in den Balken zeigen die Anzahl der Monitoringflächen mit der jeweiligen Kombination).



Bodenkategorie: NH = Niedermoorboden, HH = Hochmoorboden, MF = Moorfolgeboden, DK = überdeckter Moorboden, TR = Tiefumbruchboden aus Moor

Hydrologie: EW = entwässert, WM = Wassermanagement, NN = naturnah

Landnutzung: AK = Acker, GL_W4 = Grünland - Wiese (4+ Schnitte), GL_W2 = Grünland - Wiese (2-3 Schnitte), GL_W1 = Grünland - Wiese (1 Schnitt), GL_WS = Grünland - Weide (sonstiges), GL_WR = Grünland - Weide (Rind), GL_UB = Grünland - Brache, GL_UG = ungenutzte oder extensive Großseggenriede, GL_UR = ungenutzte oder extensive Röhrichte, AP_AT = Torfmoos-Paludikultur, AP_AA = Anbau-Paludikultur, UN_HO = ungenutztes Hochmoor ohne Abtorfung, UN_HA = ungenutztes Hochmoor mit Abtorfung

Quelle: Thünen-Institut

Überdeckte Moorböden werden zu 67% intensiv als *Acker* (n = 1) oder *Grünland* (n = 5, vier oder mehr Schnitte pro Jahr) und zu 33% als einschürige Mähwiese (n = 3) genutzt und waren zu 89% durch *Entwässerung* charakterisiert. *Tiefumbruchböden aus Moor* werden zu 100% intensiv als *Acker* (n = 6) oder *Grünland* (n = 4, vier oder mehr Schnitte pro Jahr) genutzt und waren in allen Fällen *entwässert*

Mit 37%, 50%, 67%, 80% zu 100% nahm der Anteil an mittel- bis intensiv genutzten Flächen (*Acker* und *Grünland* - *Wiese* (2+ Schnitte)) von *Hochmoorböden*, *Niedermoorböden*, *überdeckte Moorböden*, *Moorfolgeböden* hin zu *Tiefumbruchböden aus Moor* zu. Da bei *Nieder-* und *Hochmoorböden* aktiv nach Flächen mit Wassermanagementoptionen und damit verbunden extensiveren Nutzungstypen gesucht wurde, ist dieser Trend für deutschlandweite Generalisierungen nicht anwendbar.

4.1.2 Stand der Einrichtung und Repräsentativität

Mit bisher 118 eingerichteten Monitoringflächen wurden 79% der geplanten Flächen etabliert. Dies entspricht über die Projektlaufzeit je Quartal im Mittel ca. sieben eingerichteten Monitoringflächen. In Tabelle 7 sind die Details der Einrichtung umfassend beschrieben. Je Boden-Landnutzungstyp-Kombination und Bundesland sind in den Feldern die geplanten Flächen in der obersten Zeile, die eingerichteten Flächen in der zweiten Zeile sowie der prozentuale Anteil (eingerichtete dividiert durch die geplanten Flächen) in der dritten Zeile angegeben. 23 der eingerichteten Monitoringflächen entsprachen nicht der ursprünglichen Verteilung der Boden-Landnutzungstyp-Kombination je Bundesland und wurden als Zusatzflächen eingerichtet (siehe Kapitel 2.1.1). Daher kann die Anzahl der tatsächlich eingerichteten Flächen die der geplanten übersteigen und der prozentuale Anteil über 100% liegen. Ein weiterer Grund für prozentuale Anteile über 100% ist die Verschiebung von Monitoringflächen nach Auswertung aller Flächeninformationen (z.B. Laborergebnisse) in andere Bodentyp-Landnutzungstyp-Kombinationen (Tabelle 7, mit * markierte Kombinationen).

Bundesländer in denen mit Beginn der Aufbauphase sofort mit der Etablierung von Monitoringflächen begonnen wurde (NI: 98%, BY: 94%) oder die mit einer geringeren Gesamtzahl an Monitoringflächen (< 10) gekennzeichnet sind (BW: 140%, NW: 100%, ST: 75%), sind durch einen höheren Anteil eingerichteter Monitoringflächen gekennzeichnet (Tabelle 7). Die Einrichtung von Monitoringflächen in BB (48%), MV (54%) und SH (60%) startete aus Kapazitätsgründen verzögert und führte in Kombination mit einer höheren Anzahl an einzurichtenden Monitoringflächen zu einem niedrigeren Anteil etablierter Flächen. Seit Mitte 2023 wurde jedoch bereits der Fokus auf die letztgenannte nBundesländer gelegt.

Bezogen auf Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen zeigt sich, dass insbesondere Monitoringflächen unter Ackernutzung, mit Ausnahme der *Tiefumbruchböden aus Moor* (TR_NH, TR_HH), in der Bodenkategorie Hochmoorböden (50%) leicht und in den Bodenkategorien *Niedermoorböden* (40%) und *überdeckte Niedermoorböden* (25%) stark unterrepräsentiert sind. Die Akquise von Monitoringflächen dieser Kombinationen erwiesen sich im Rahmen der Aufbauphase mit Ausnahme von BY als am schwierigsten. Auch *Anbau-Paludikulturen auf Niedermoorböden* (33%) wurden gegenwärtig noch nicht in ausreichendem Umfang etabliert. Hier sei auf Kapitel 7.1 verwiesen, da ein gegenwärtiger Fokus im Moorbodenmonitoring (MoMoK II) auf der Integration von Nasswiesen- und Anbau-Paludikulturen liegt. Die Kombination *Grünland auf Tiefumbruchböden aus Niedermoor* ist gegenwärtig nicht im Monitoring-Netzwerk enthalten und hat, da bereits 10 *Tiefumbruchböden aus Moor* eingerichtet sind (vgl. mit Soll-Verteilung Tabelle 1), gegenwärtig eine untergeordnete Priorität. *Hochmoorböden unter Grünland* (n = 3) sowie *ungenutzte Hochmoorböden* (n = 5) wurden in absoluten Zahlen betrachtet am stärksten überrepräsentiert. Ergänzende Untersuchungen zur Erfassung von THG-Emissionen mittels Eddy-Kovarianz-Methode war dabei der hauptsächliche Hintergrund. Abschließend lässt sich festhalten, dass 11 der 16 Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen in einem zufriedenstellenden Umfang etabliert werden konnten. Ebenfalls konnte das Ziel der Einrichtung gleicher Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen in verschiedenen Clustern bei ausreichender Anzahl an Wiederholungen pro Kombination erfüllt werden (Tabelle 25, im Anhang).

Tabelle 7: Übersicht der Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen je Bundesland mit der geplanten (oberste Zeile je Feld) und eingerichteten (zweite Zeile je Feld) Anzahl an Monitoringflächen sowie dem prozentualen Anteil (geplant/eingerichtete Flächen) zur Verdeutlichung des Einrichtungstandes (Zahlen in grau = keine Fläche mit der Boden-Landnutzungstyp-Kombination in dem jeweiligen Bundesland geplant und eingerichtet).

Boden-kategorie	Landnutzung	NI	SH	BY	BB	BW	MV	NW	ST	Gesamt
HH	Acker	2	0	0	0	0	0	0	0	2
		1	0	0	0	0	0	0	0	1
		50%	-	-	-	-	-	-	-	50%
HH	Grünland	8	2	0	0	0	0	0	0	10
		12	1	0	0	0	0	0	0	13
		150%	50%	-	-	-	-	-	-	130%
HH	Anbau-Paludikultur	3	0	0	0	0	0	0	0	3
		2	0	0	0	0	0	0	0	2
		67%	-	-	-	-	-	-	-	67%
HH	ungenutzt	3	2	1	0	0	0	0	0	6
		7	1	1	0	1	0	1	0	11
		233%	50%	100%	-	-	-	-	-	183%
DK_HH	Grünland	2	0	0	0	0	0	0	0	2
		2	0	0	0	0	0	0	0	2
		100%	-	-	-	-	-	-	-	100%
TR_HH	Acker	2	0	0	0	0	0	0	0	2
		2	0	0	0	0	0	0	0	2
		100%	-	-	-	-	-	-	-	100%
TR_HH	Grünland	3	0	0	0	0	0	0	0	3
		4*	0	0	0	0	0	0	0	4
		133%	-	-	-	-	-	-	-	133%
NH	Acker	2	2	2	1	0	2	0	1	10
		1	1	2	0	0	0	0	0	4
		50%	50%	100%	0%	-	0%	-	0%	40%
NH	Grünland	10	6	8	11	4	17	2	4	62
		7	6	6	6	3*	11	1	3	45
		70%	100%	75%	55%	75%	65%	50%	75%	73%
NH	Anbau-Paludikultur	2	1	1	2	0	3	0	0	9
		0	0	2	0	0	1	0	0	3
		0%	0%	200%	0%	-	33%	-	-	33%
DK_NH	Acker	2	2	0	0	0	0	0	0	4
		0	0	0	0	0	0	1	0	1
		0%	0%	-	-	-	-	-	-	25%
DK_NH	Grünland	4	2	0	1	0	0	0	1	8
		4	1	0	0	0	0	0	1	6
		100%	50%	-	0%	-	-	-	100%	75%
TR_NH	Acker	2	0	0	1	0	0	0	0	3
		3	0	0	1	0	0	0	0	4
		150%	-	-	100%	-	-	-	-	133%
TR_NH	Grünland	2	0	0	0	0	0	0	0	2
		0*	0	0	0	0	0	0	0	0
		0%	-	-	-	-	-	-	-	0%
MF	Acker	2	1	2	2	0	0	1	1	9
		3	0	1	1	0	0	1	0	6
		150%	0%	50%	50%	-	-	100%	0%	67%
MF	Grünland	3	2	2	3	1	2	1	1	15
		1	2	3	2	3*	1	0	2	14
		33%	100%	150%	67%	300%	50%	0%	200%	93%
Summe		52	20	16	21	5	24	4	8	150
		51	12	15	10	7	13	4	6	118
		98%	60%	94%	48%	140%	54%	100%	75%	79%

* Änderung der Bodenkategorie nach Einrichtung der Monitoringfläche innerhalb eines Bundeslandes (z.B. durch Abgleich mit Laborergebnissen)

Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK_HH = überdeckter Hochmoorboden, TR_HH = Tiefumbruchboden aus Hochmoor, NH = Niedermoorboden, DK_NH = überdeckter Niedermoorboden, TR_NH = Tiefumbruchboden aus Niedermoor, MF = Moorfolgeboden

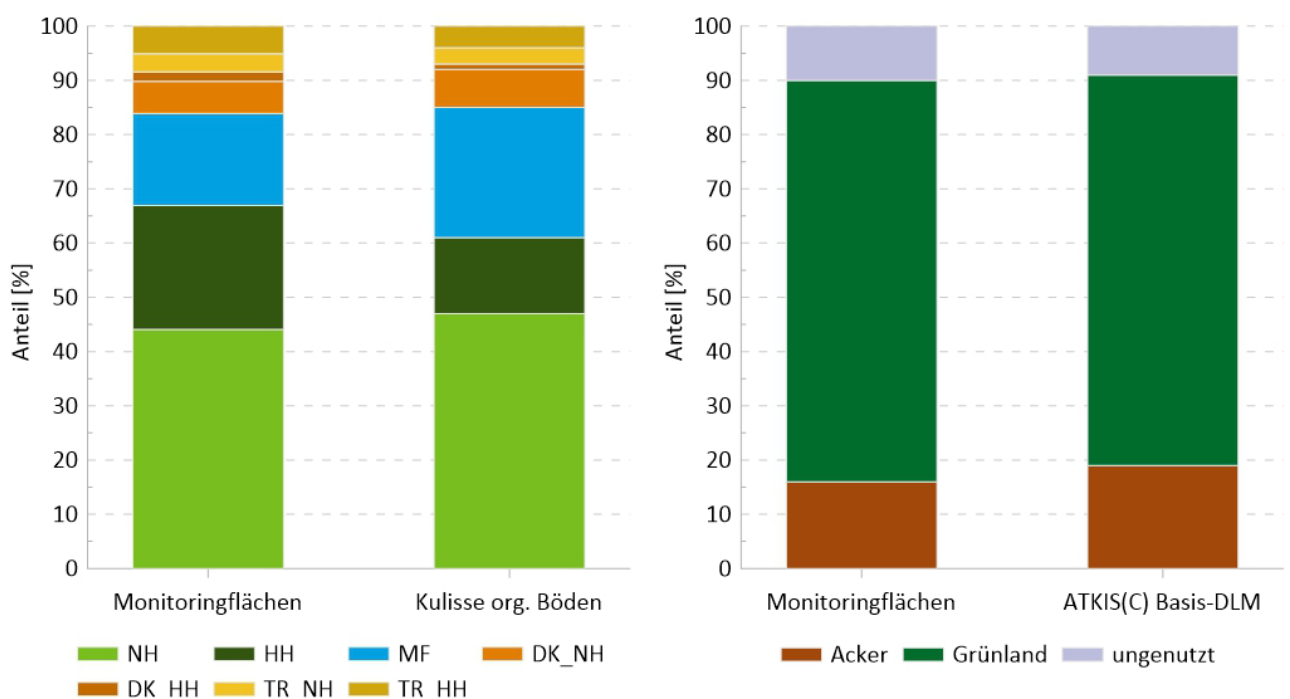
Bundesländer: NI = Niedersachsen, SH = Schleswig-Holstein, BY = Bayern, BB = Brandenburg, BW = Baden-Württemberg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NW = Nordrhein-Westfalen, ST = Sachsen-Anhalt

Innerhalb der einzelnen Bundesländer zeigt sich ein heterogenes Bild zum Stand der Einrichtungen. Mit Ausnahme von BW und BY sind in allen Bundesländern einzelne Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen vollständig ausstehend oder stark unterrepräsentiert (Tabelle 7). Durch die länderspezifische Planung und Dokumentation des Ist/Soll Standes der einzelnen Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen werden zukünftige Einrichtungen von Monitoringflächen gezielt die unterrepräsentierten Ausprägungen adressieren. Die Überrepräsentation von Moorfolgeböden in ST und BY unter Grünland liegt in der zusätzlichen Integration von Flächen mit Eddy-Kovarianz-Messungen begründet. In NI wurde zusätzlich ein *Moorfolgeboden* unter *Acker* als Referenzfläche für einen langjährigen Vergleich mit einem *Tiefumbruchboden aus Moor* etabliert.

Abbildung 10 zeigt vergleichend die Verteilung der Bodenkategorien (2. Ebene) und der Landnutzung (1. Ebene) der eingerichteten Monitoringflächen mit dem Flächenanteil einzelner Bodenkategorien in der Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al., 2023; links) sowie der Landbedeckung aus dem ATKIS© Basis-DLM aus dem Jahr 2023 (rechts).

Vergleich mit der Kulisse organischer Böden

Abbildung 10: Vergleich der Anteile der Bodenkategorien (links) und der Landnutzung (rechts) zwischen den eingerichteten Monitoringflächen und deutschlandweit zur Verfügung stehenden Informationen zu Bodenkategorien (Kulisse organischer Böden) sowie zur Landbedeckung (ATKIS© Basis-DLM 2023).



Bodenkategorie: NH = Niedermoorboden, HH = Hochmoorboden, MF = Moorfolgeboden, DK_NH = überdeckter Niedermoorboden, DK_HH = überdeckter Hochmoorboden

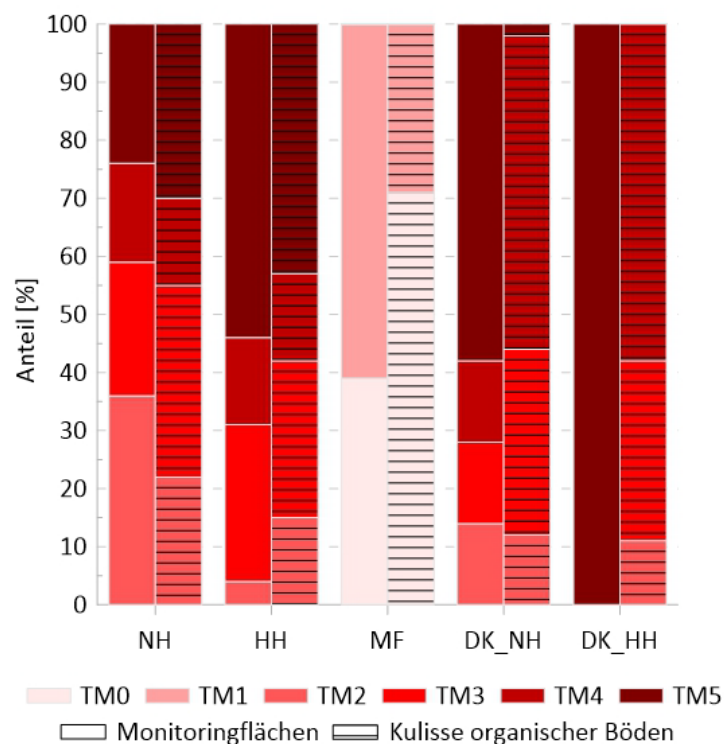
Quelle: Thünen-Institut

Trotz der auftretenden Verschiebungen von Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen innerhalb einzelner Bundesländer verdeutlicht Abbildung 10 die gute Repräsentativität des aufgebauten Monitoring-Netzwerks auf Bundesebene. Während *Niedermoorböden* (Monitoringflächen: 44% vs. Kulisse organischer Böden: 47%), *überdeckte Moorböden* (8% vs. 8%) sowie *Tiefumbruchböden aus Moor* (8% vs. 7%) sehr gut repräsentiert sind, sind *Hochmoorböden* (23% vs. 14%) gegenwärtig leicht über- sowie *Moorfolgeböden* (17% vs. 24%) leicht unterrepräsentiert. Die Ursache bei den *Moorfolgeböden* ist auf unterschiedliche Flächenkulissen der Kulisse organischer Böden für die Vorauswahl (Stand: 2020) sowie der finalen Version (2023) zurückzuführen. Bei den

Hochmoorböden liegt die Ursache in der Integration von Flächen mit zusätzlichen Eddy-Kovarianz-Messungen sowie von Flächen mit besonderen Wassermanagementsystemen (Unterflurbewässerung) sowie deren Referenzflächen begründet.

Neben den Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen wurde ebenfalls versucht weitere Bodeneigenschaften, wie z.B. die Verteilung der Torf- bzw. Moormächtigkeiten, zu berücksichtigen. Wichtig zu erwähnen ist, dass die Bodenkategorie sowie die Landnutzung immer Vorrang bei der Auswahl von Flächen hatten. Der Vergleich der Anteile verschiedener Torfmächtigkeiten (TM0 bis TM5) je Bodenkategorie auf den Monitoringflächen mit den Flächenanteilen in der Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al., 2023) je Bodenkategorie sind in Abbildung 11 dargestellt. Generell konnten mit Ausnahme der *überdeckten Hochmoorböden* ($n = 2$) eine Vielzahl von verschiedenen Torfmächtigkeiten bei der Flächenauswahl integriert werden. Während *Niedermoorböden* in der Tendenz durch einen höheren Anteil an flachen (TM2) Torfmächtigkeiten gekennzeichnet sind (Monitoringflächen: 36% vs. Kulisse organischer Böden: 22%), wurden bei den *Hochmoorböden* tendenziell mehr Flächen mit sehr tiefen (TM5) Torfmächtigkeiten eingerichtet (Monitoringflächen: 54% vs. Kulisse organischer Böden: 43%). *Moorfolgeböden* sind in der Kulisse organischer Böden verstärkt durch Böden mit an-/bzw. abmoorigen Horizonten charakterisiert (z.B. Anmoorgley), während bei den eingerichteten Monitoringflächen *Moorfolgeböden* mit einer sehr flachen (TM1) Torfmächtigkeit (v.a. Moorgleye) dominieren. Der Vergleich der *überdeckten Moorböden* (DK_NH, DK_HH; vgl. Abbildung 11) mit der Kulisse organischer Böden ist nicht zielführend, da die Aussagekraft der Kulisse basierend auf den Eingangsdaten bei zwei Metern begrenzt ist und durch das Vorhandensein einer mineralischen Decken Moormächtigkeiten von ≥ 2 m nicht ausgewiesen werden können. *Tiefumbruchböden aus Moor* sind in der Abbildung nicht integriert, da dieser Bodenkategorie in der Kulisse der organischen Böden keine Torfmächtigkeit (TM0) zugewiesen wurde (vgl. Wittnebel et al., 2023).

Abbildung 11: Vergleich der Anteile der an den Monitoringflächen ermittelten Torfmächtigkeit in den Stufen TM0 bis TM 5 mit der Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al., 2023) unterteilt nach Bodenkategorien.



Torfmächtigkeit: TM0 = kein Torf (Böden mit ausschließlich abmoorigen Horizonten), TM1 = 10 - < 30 cm, TM2 = 30 - < 70 cm, TM3 = 70 - < 120 cm, TM4 = 120 - < 200 cm, TM5 = ≥ 200 cm

Bodenkategorie: NH = Niedermoorböden, HH = Hochmoorböden, MF = Moorfolgeböden, DK_NH = überdeckter Niedermoorboden, DK_HH = überdeckter Hochmoorboden

Quelle: Thünen-Institut

Die Verteilung der Moor- und Torfmächtigkeiten der eingerichteten und bereits in die Auswertung integrierten Flächen ist in Abbildung 89 (im Anhang) zu sehen. Mit 53% ist die Mehrzahl der eingerichteten Flächen durch eine Torfmächtigkeit kleiner als einen Meter gekennzeichnet. 19% und 14% der Flächen weisen Torfmächtigkeiten zwischen einem und zwei sowie zwei und drei Metern auf. Auf 14% der Flächen waren die Torfmächtigkeiten größer als drei Meter. Ca. 50% der Flächen waren durch an- bzw. abmoorige Horizonte oder unterlagernde Mudden gekennzeichnet und wiesen daher eine größere Moor- als Torfmächtigkeit auf (vgl. Abbildung 89, im Anhang). Während die mächtigste vorgefundene Torfschicht 5,95 m auf den Monitoringflächen beträgt, ist die mächtigste vorgefundene Moorschicht (Torf und Mudden) mit 11,19 m fast doppelt so mächtig.

Zusätzlich wurde ein Verschnitt der auf den Monitoringflächen ermittelten Bodenkategorien und Torfmächtigkeiten mit den Flächeninformationen aus der Kulisse organischer Böden durchgeführt. 83% (n = 43) der als *Niedermoorböden*, 89% (n = 23) der als *Hochmoorböden*, 35% (n = 7) der als *Moorfolgeböden*, 67% (n = 6) der als *überdeckten Moorböden* und 50% (n = 5) der als *Tiefumbruchböden aus Moor* stratifizierten Monitoringflächen waren in der Kulisse organischer Böden in der gleichen Bodenkategorie verortet. Während bei den *Hoch-* und *Niedermoorböden* eine sehr hohe Übereinstimmung gefunden wurde, zeigten insbesondere die *Moorfolgeböden* eine sehr große Abweichung zur Kulisse organischer Böden. Mit 55% (n = 11) waren die *Moorfolgeböden* noch in Bodenkategorien der *Hoch-* und *Niedermoorböden* eingruppiert. Die Integration von Versuchsflächen zur Anlage von *Tiefumbruchböden aus Moor* mit lediglich einem kleinen Flächenumfang führte zum Umstand, dass lediglich 50% der Monitoringflächen dieser Bodenkategorie in der Kulisse der organischen Böden richtig eingeordnet waren. Lediglich vier (3% aller Monitoringflächen) als *Moorfolgeböden* und *Niedermoorböden* stratifizierten Monitoringflächen lagen außerhalb der Kulisse organischer Böden.

Bei der Betrachtung der Torfmächtigkeiten (n = 99) zeigten sich größere Unterschiede zwischen den vorgefundenen Mächtigkeiten auf den Monitoringflächen und der Kulisse organischer Böden. Methodenbedingt wurden als *Tiefumbruchböden aus Moor* und *überdeckte Moorböden* stratifizierte Flächen bei der Betrachtung nicht integriert. Mit 25%, 8%, 19%, 61%, 15% und 67% lag die Übereinstimmung für die Torfmächtigkeitsklassen TM0 (kein Torf), TM1 (> 0 bis < 30 cm), TM2 (30 bis < 70 cm), TM3 (70 bis < 120 cm), TM4 (120 bis < 200 cm) und TM5 (\geq 200 cm) deutlich unterhalb der Übereinstimmung mit den Bodenkategorien, wobei die Mächtigkeitsklassen TM3 und TM5 durch die höchste Übereinstimmung gekennzeichnet waren.

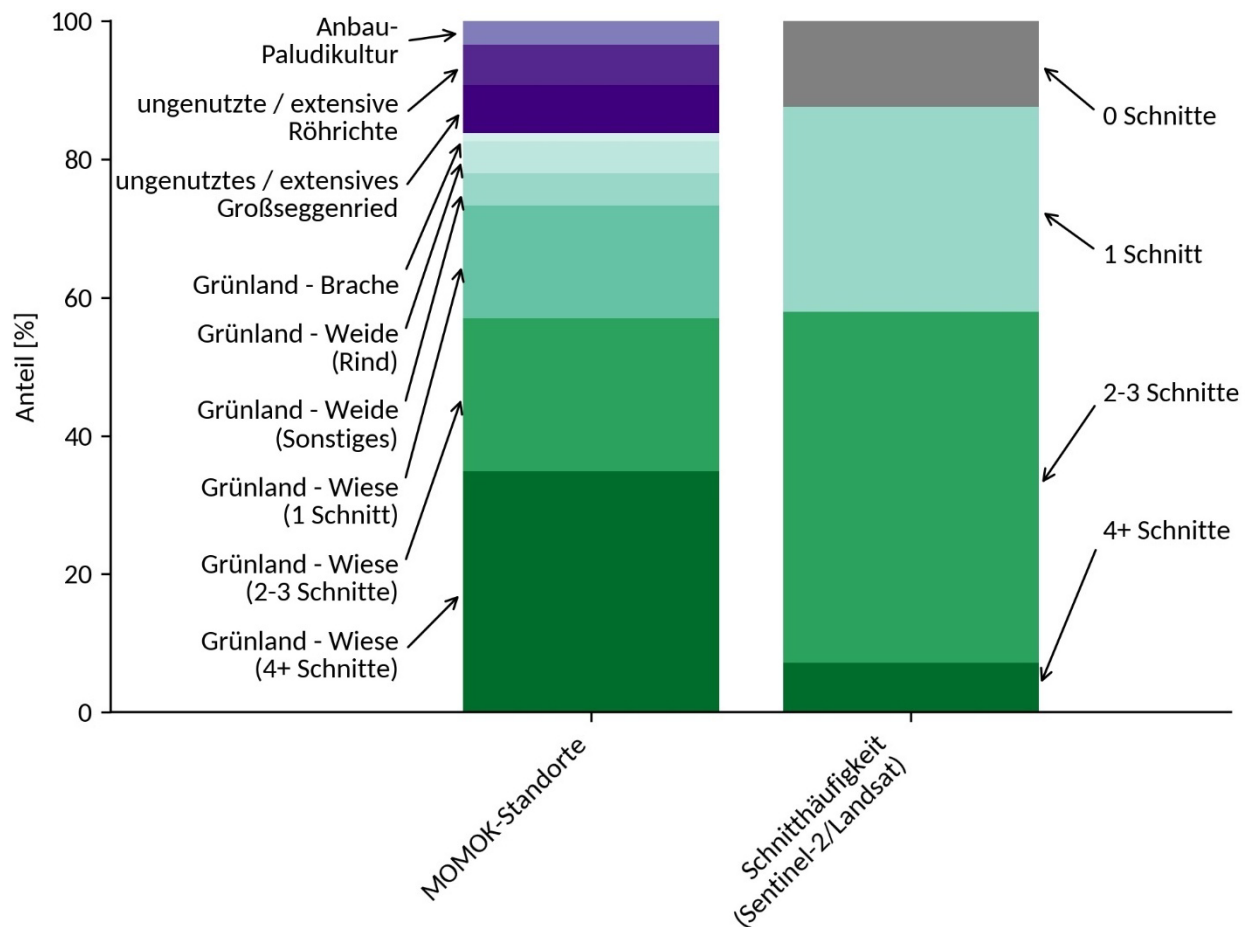
Die Gründe für die Abweichungen zwischen den vorgefundenen Informationen auf den Monitoringflächen und der Kulisse organischer Böden sind vielseitig und hier nicht Gegenstand der Diskussion. Die Ergebnisse verdeutlichen jedoch, dass eine kontinuierliche Aktualisierung der Kulisse organischer Böden notwendig ist, um die neuesten flächenhaften Bodeninformationen der Bundesländer zu Bodentypen und Torfmächtigkeiten zu integrieren.

Vergleich mit dem ATKIS© Basis-DLM (2023) und Schnitthäufigkeit

Beim Vergleich der Landnutzung (1. Ebene) auf den Monitoringflächen mit der Landbedeckung nach ATKIS ©Basis-DLM (2023) zeigt sich, eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Straten *ungenutzt* (Monitoringflächen: 10% vs. ATKIS: 9%), *Grünland* (74% vs. 72%) und *Acker* (16% vs. 19%). Ein Vergleich niedrigerer Aggregierungsebenen (2. oder 3. Ebene) mit dem ATKIS© Basis-DLM ist auf Grund fehlender Inhalte z.B. zur Nutzungsintensität oder Bewirtschaftungsart (Wiese vs. Weide) nicht möglich. Auch können in ATKIS integrierte Attribute (z.B. Röhricht/Schilf) nicht für einen Vergleich herangezogen werden, da lediglich 1547 ha unter Grünland mit diesem Attribut versehen waren, dies entspricht weniger als ein Prozent der als Grünland ausgewiesenen Fläche auf Moorböden.

Neueste Datenprodukte aus der Fernerkundung können zum Vergleich mit den MoMoK Landnutzungsstraten herangezogen werden. Hierbei ist vor allem die Schnitthäufigkeit zu nennen, die auf der 3. Ebene der Landnutzungsstratifizierung wesentliches Merkmal ist. In Abbildung 12 ist die aktuelle Flächenverteilung des Messnetzes der Schnitthäufigkeit der Grünländer innerhalb der Kulisse organischer Böden zwischen 2017 bis 2024 aus Sentinel-2/Landsat-Daten gegenübergestellt.

Abbildung 12: Anteile der Landnutzungsstraten (3. Ebene) an den MoMoK-Monitoringflächen (ohne Acker, ungenutztes Hochmoor ohne/nach Abtorfung, Hochmoor-Paludikultur) sowie Schnitthäufigkeit auf Grünland nach Schwieder et al. (2022) für den Zeitraum 2017 - 2024, ausgewertet für die aktualisierte Kulisse der organischen Böden.



Quelle: Thünen-Institut

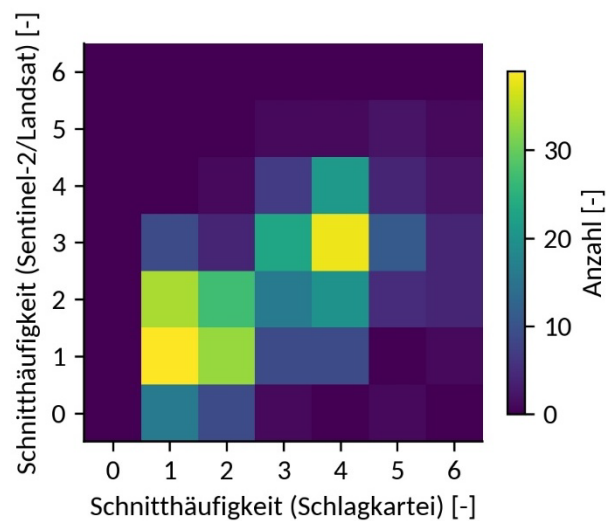
Hierbei wird ersichtlich, dass im Vergleich die besonders intensiv genutzten Grünländer (*Grünland - Wiese (4+ Schnitte)*) überrepräsentiert sind, was auf das Fehlen solcher Daten aus der Fernerkundung zum Zeitpunkt der Messnetzplanung zurückzuführen ist. Auf Ebene der Monitoringflächen kann dem Sentinel-2 / Landsat-Produkt eine hohe Datengüte attestiert werden, was aus dem Vergleich der tatsächlichen Mahdereignisse aus den Schlagkarteien der Landwirte mit den Schnitthäufigkeiten der Fernerkundungsdaten, ausgewertet an den Messnetzflächen, deutlich wird (Abbildung 13).

Dennoch wird eine leichte Unterschätzung der höheren Schnitthäufigkeiten (drei und mehr Schnitte) bei den Daten des Fernerkundungsproduktes sichtbar, dass sich auch bei der Darstellung der Schnitthäufigkeiten aus dem Sentinel-2 / Landsat-Produkt entsprechend der Landnutzungsstraten auf Ebene der Monitoringflächen zeigt (Abbildung 14).

Die Fernerkundungsdaten treffen sehr gut die Flächenstratifizierung für Straten geringer Schnitthäufigkeiten und zeigen lediglich beim Stratum *Grünland - Wiese (4+ Schnitte)* eine Unterschätzung. Die in MoMoK erhobenen Daten zu Mahdereignissen werden den Entwicklern von Fernerkundungsprodukten zur Verfügung gestellt.

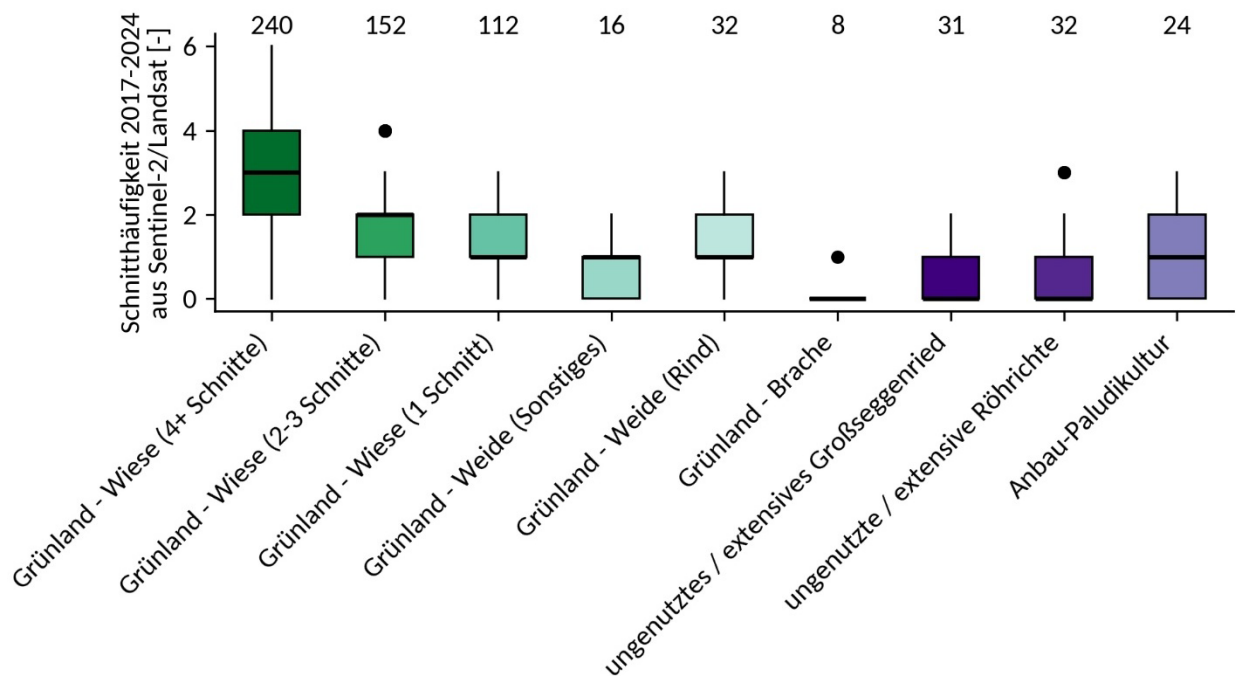
Eine weitere Differenzierung und der Vergleich mit nationalen Daten im Stratum *ungenutzt* kann zukünftig auf Basis von Biotoptypen erfolgen (vgl. Kapitel 4.4.1), wohingegen deutschlandweite Informationen zur Hydrologie von Moorböden fehlen und eine Einordnung der Flächenverteilung in diesem Kontext nicht möglich ist. Die größte Datenbasis hierzu ist die am Thünen Institut für Agrarklimaschutz geführte Moorwasserstandsdatenbank, welche in Abschnitt 5.3 für Vergleiche herangezogen wird.

Abbildung 13: Häufigkeitsverteilung (Anzahl) der Übereinstimmung zwischen tatsächlichen Schnitthäufigkeiten aus den Schlagkarteien der Landwirte und des Sentinel-2 / Landsat-Produkts nach Schwieder et al. (2022) für den Zeitraum 2017 - 2024, ausgewertet an den Monitoringflächen.



Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 14: Schnitthäufigkeit aus Sentinel-2 / Landsat-Daten nach nach Schwieder et al. (2022) für den Zeitraum 2017 - 2024, ausgewertet an den Monitoringflächen nach Landnutzungsstratum (3.Ebene).



Quelle: Thünen-Institut

Ergänzende Informationen zum Monitoring-Netzwerk

21% (n = 25) der Monitoringflächen sind in weiteren Messnetzen oder Projekten mit langjährigen Messungen von Bodeneigenschaften oder THG-Emissionen integriert. Hierzu zählen in BY und NI insgesamt drei Flächen die ebenfalls im Bodendauerbeobachtungsprogramm der Bundesländer integriert sind. Auf 22 Flächen wurden und werden zusätzlich über Eddy-Kovarianz-Messungen THG-Emissionen erfasst. Von diesen Flächen gehören drei Flächen zum ICOS-Netzwerk (Heiskanen et al., 2022), 12 Flächen zum PaludiNetz (Minke et al., 2025) sowie sieben weitere Flächen zu Projekten, die sich mit der Bewertung von THG-Emissionen aus Moorböden beschäftigen. Fokus liegt bei all diesen Flächen unter anderem auf der Untersuchung der Klimawirksamkeit von ungenutzten Hochmoorböden, Nasswiesen- oder Anbau-Paludikulturen, Wassermanagementoptionen bei Grünlandnutzung sowie derer Referenzflächen.

Von den 118 eingerichteten Monitoringflächen befinden sich 69 Flächen im Privatbesitz und 49 Flächen im öffentlichen Eigentum. 91% der Flächen im privaten Eigentum waren durch eine *Acker-* (n = 12) bzw. *Grünlandnutzung* (n = 51) gekennzeichnet. 80% (n = 41) der Grünlandflächen wurden hierbei mittel bis intensiv als *Grünland - Wiese (Schnitte 2+)* auf der 2. Ebene der Landnutzung charakterisiert. 77% (n = 53) der Flächen waren durch *Entwässerung* und 18% (n = 13) durch *Wassermanagementmaßnahmen* charakterisiert. Von den Flächen im öffentlichen Eigentum waren 4% der Flächen im Eigentum von Bundes-, 44% im Eigentum von Landes- sowie 52% im Besitz von kommunalen Einrichtungen, Verbänden oder Stiftungen. 80% der Flächen im öffentlichen Eigentum waren unter landwirtschaftlicher Nutzung als *Acker* (n = 6) oder *Grünland* (n = 33), wobei lediglich 28% (n = 9) der Grünlandflächen als *Grünland - Wiese (Schnitte 2+)* stratifiziert wurden. In der Hydrologie waren diese Flächen mit 45% (n = 22) verstärkt durch *Wassermanagementmaßnahmen* charakterisiert.

Von den 118 Monitoringflächen lagen mit 57% (n = 67) die Mehrzahl der Flächen außerhalb von Schutzgebieten, 26% der Flächen lagen in Naturschutzgebieten (n = 31), 15% in Landschaftsschutzgebieten (n = 18) und 2% in FFH-Gebieten (n = 2). Während Flächen im Privateigentum zu 31% in Schutzgebieten lagen, war der Anteil von Flächen im öffentlichen Eigentum mit 60% deutlich erhöht. 91% der Flächen außerhalb von Schutzgebieten waren durch eine *Acker-* (n = 15) oder *Grünlandnutzung* (n = 46) charakterisiert, wobei der Anteil von *Grünlandflächen* des Stratum *Grünland - Wiese (Schnitte 2+)* bei 80% (n = 37) lag. Innerhalb der Schutzgebiete wurden ca. 80% der Flächen als *Acker* oder *Grünland* genutzt, der Anteil von Flächen mit höherer Nutzungsintensität im Stratum *Grünland - Wiese (Schnitte 2+)* lag jedoch nur bei 34% (n = 13), vorrangig in Landschaftsschutzgebieten.

4.2 Hydrologie

Dem Methodenhandbuch von Frank et al. (2022) folgend wird mit Grundwasserflurabstand (kurz: Flurabstand) der Abstand des Grundwasserspiegels zur Geländeoberkante bezeichnet. In diesem Dokument bezieht sich dies ausschließlich auf den Moorwasserstand und nicht auf den Wasserstand in tieferen Grundwasserkörpern.

4.2.1 Datenbasis

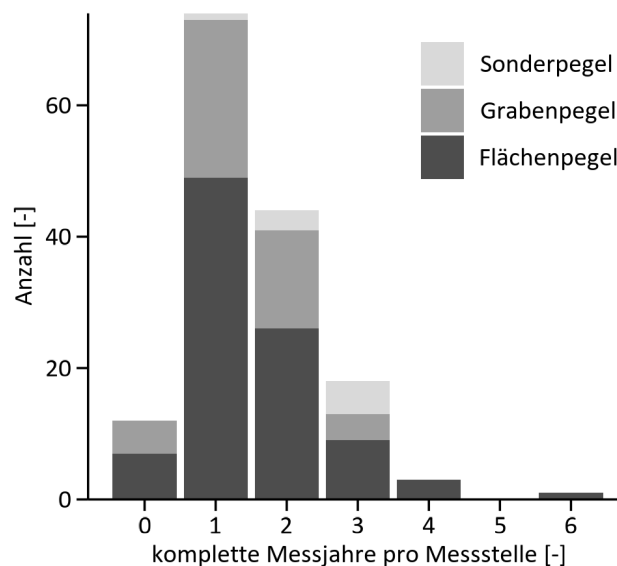
Wie in Tabelle 8 aufgeführt, wurden bereits 197 Messstellen zur Beobachtung des Wasserstandes im Moorkörper und in anliegenden Entwässerungsgräben ausgelesen und ausgewertet, lediglich installierte und noch nicht ausgelesene Messstellen sind nicht berücksichtigt. Eine Installation von Graben- und Flächenmessstellen wurde insbesondere auf Monitoringflächen mit Wassermanagementmaßnahmen vorgenommen, während auf Monitoringflächen mit Rohrdrainagen tendenziell keine Messstellen in den Gräben installiert worden. Ebenfalls war die Installation von Grabenmessstellen nicht auf allen Monitoringflächen möglich (fehlende Genehmigung, kein Graben in der Nähe). Sonderpunkte bezeichnen dabei zusätzliche Messstellen, die beispielsweise im Zuge des Unterprojekts FAMOS, neben den Radarreflektoren (Kapitel 4.3.7) installiert wurden.

Tabelle 8: Anzahl, Art und Gesamtmessdauer der installierten und ausgewerteten Messstellen

Ort	Anzahl		Messjahre (min. 10 Monate Daten)
	installiert	ausgewertet	
<i>Monitoringfläche</i>	118	95	146
<i>Graben</i>	65	48	66
<i>Sonderpunkt</i>	14	9	22
Gesamt	197	152	234

Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 15 zeigt die zeitliche Verteilung der bisher verfügbaren, ausgewerteten Wasserstandsdaten. Messjahre wurden nur aufgenommen, sofern diese eine Messdauer von mindestens 10 Monate im Jahr umfassen, also maximal zwei Monate Lücken aufweisen. Die Gruppe der Messstellen mit 0 Messjahren ($n_{\text{Fläche}} = 7$, $n_{\text{Graben}} = 5$, $n_{\text{Sonder}} = 0$) repräsentiert also vorwiegend Messstellen, die innerhalb des letzten Jahres eingerichtet und mindestens einmal wieder besucht wurden. Für die meisten Messstellen liegen ein- ($n_{\text{Fläche}} = 49$, $n_{\text{Graben}} = 24$, $n_{\text{Sonder}} = 1$) bis zweijährige ($n_{\text{Fläche}} = 26$, $n_{\text{Graben}} = 15$, $n_{\text{Sonder}} = 3$) Zeitreihen vor. Die längste Zeitreihe, gemessen im Gnarrenburger Moor (gna_01), erstreckt sich über sechs Jahre.

Abbildung 15: Anzahl der kompletten Messjahre (max. zwei Monate Lücke) aller Flächen-, Graben- und Sondermessstellen

Quelle: Thünen-Institut

4.2.2 Ergebnisse

In Abbildung 17 sind die mittleren Grundwasserflurabstände (WS) für jedes Messjahr für die verschiedenen Wassermanagement-Straten (2. Ebene) dargestellt.

In Abbildung 17A sind die Jahreswerte denen der Sommer- (01.05. - 31.10.) und Winterhalbjahre (01.11. - 30.04.) gegenübergestellt. Der Mittelwert (\pm Standardabweichung) aller mittleren Grundwasserflurabstände über alle Straten betrug $WS_{\text{Jahr}} = -0,43 \pm 0,34$ m. Erwartungsgemäß waren die mittleren Flurabstände im Sommer ($WS_{\text{Sommer}} = -0,57 \pm 0,41$ m) geringer als im Winter ($WS_{\text{Winter}} = -0,27 \pm 0,30$ m), wobei die Differenz zwischen den mittleren Sommer- und Winterflurabständen für das Stratum *Grabenentwässerung* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,61 \pm 0,40$ m, $WS_{\text{Sommer}} = -0,80 \pm 0,45$ m, $WS_{\text{Winter}} = -0,36 \pm 0,36$ m) mit 0,44 m am größten war, gefolgt vom Stratum *Rohrdrainage* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,58 \pm 0,20$ m, $WS_{\text{Sommer}} = -0,72 \pm 0,23$ m, $WS_{\text{Winter}} = -0,39 \pm 0,23$ m) mit 0,33 m. Die per *Rohrdrainage* oder

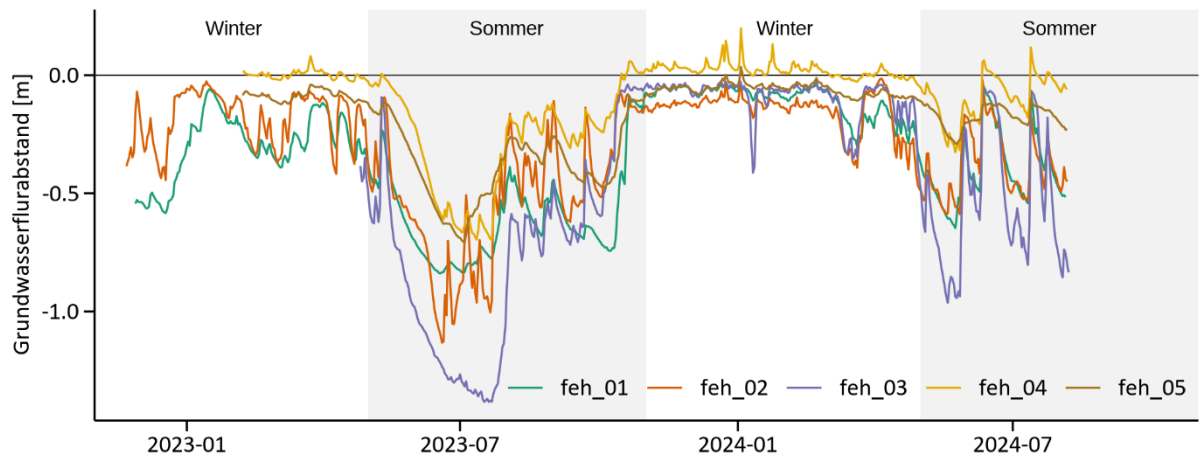
Grabenentwässerung entwässerten Monitoringflächen zeigten erwartungsgemäß die größten mittleren Grundwasserflurabstände, wobei sie, wie oben gezeigt, auf dem gleichen Niveau lagen. Monitoringflächen die den Straten *Wassermanagement mit Zusatzwasser* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,20 \pm 0,18$ m, $WS_{\text{Sommer}} = -0,27 \pm 0,25$ m, $WS_{\text{Winter}} = -0,11 \pm 0,14$ m) und *Wassermanagement ohne Zusatzwasser* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,22 \pm 0,15$ m, $WS_{\text{Sommer}} = -0,31 \pm 0,21$ m, $WS_{\text{Winter}} = -0,13 \pm 0,15$ m) zugeordnet sind, zeigten vergleichbare mittlere Grundwasserflurabstände. Die geringsten mittleren Grundwasserflurabstände wurden für das Stratum *Polder* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,08 \pm 0,30$ m, $WS_{\text{Sommer}} = -0,17 \pm 0,46$ m, $WS_{\text{Winter}} = 0,05 \pm 0,18$ m) gemessen. Durch den winterlichen Überstau auf den gepolderten Flächen werden ganzjährig flurnahe Wasserstände gewährleistet. Der in Abbildung 17A gezeigte Ausreißer im Stratum *Polder* von -0,79 m (Jahr) wurden im ersten Jahr eines neu gepolderten Monitoringfläche gemessen. Monitoringflächen mit *naturnaher* Hydrologie ($WS_{\text{Jahr}} = -0,16 \pm 0,10$ m, $WS_{\text{Sommer}} = -0,22 \pm 0,13$ m, $WS_{\text{Winter}} = -0,06 \pm 0,13$ m) zeigten etwas größere Grundwasserflurabstände als *Polder*, ähnlich denjenigen unter *Wassermanagement mit* und *ohne Zusatzwasser*, allerdings mit geringerer Variabilität.

Wie in Abbildung 17B zu sehen ist, hat die Landnutzung innerhalb der hydrologischen Straten keinen klar erkennbaren Einfluss auf den Grundwasserflurabstand (z.B. *Rohrdrainage*). Dies war zu erwarten, da sich Landnutzung und die hydrologischen Gegebenheiten gegenseitig stark bedingen und somit nicht unabhängig voneinander sind. Über alle Straten hinweg zeigten *ungenutzte* Monitoringflächen ($WS_{\text{Jahr}} = -0,15 \pm 0,25$ m) und *Anbau-Paludikulturen* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,16 \pm 0,26$ m) geringere Grundwasserflurabstände als Monitoringflächen unter *Grünland* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,44 \pm 0,35$ m) und *Acker* ($WS_{\text{Jahr}} = -0,70 \pm 0,39$ m), die größere Grundwasserflurabstände erfordern. Lediglich in den Straten *Grabenentwässerung* und *Wassermanagement mit Zusatzwasser* waren Unterschiede in der Landnutzung zu sehen. So zeigten im Stratum *Grabenentwässerung* als *Acker* genutzte Moorböden ($WS = -0,75 \pm 0,41$ m) in der Tendenz größere Grundwasserflurabstände als die als *Grünland* genutzten Moorböden ($WS = -0,52 \pm 0,44$ m). Ebenfalls waren als *Anbau-Paludikultur* genutzte Monitoringflächen im Stratum *Wassermanagement mit Zusatzwasser* durch geringere Grundwasserflurabstände ($WS = -0,10 \pm 0,20$ m) im Vergleich zu den als *Grünland* genutzten Flächen ($WS = -0,27 \pm 0,18$ m) gekennzeichnet. Darüber hinaus zeigten *Anbau-Paludikulturen* sowohl beim *Wassermanagement mit* und *ohne Zusatzwasser* die geringste Variabilität zwischen den Jahresmittelwerten (vgl. Abbildung 17B).

Grundwasserflurabstände im Cluster Fehntjer Tief

Die in Abbildung 16 und Tabelle 9 gezeigten Daten für die Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief (feh) veranschaulichen beispielhaft die erhobenen Wasserstandsdaten. Beim Vergleich der Werte ist darauf zu achten, dass die Messungen nicht zeitgleich begannen. Die Eigenschaften der Monitoringflächen (Tabelle 5) können die Eigenheiten der gezeigten Grundwasserflurabstände gut erklären. Die größten Flurabstände wurden auf der Fläche feh_03, einem Grünland (Wiese 4+ Schnitte) auf Tiefumbruchboden aus Hochmoor mit Rohrdrainage gemessen. Im Gegensatz dazu wurden die geringsten Flurabstände an der Monitoringfläche feh_04, einem ungenutzten oder extensiven Großseggenried auf einem Niedermoorboden mit naturnaher Hydrologie beobachtet. Die beiden Flächen auf überdecktem Niedermoorboden mit Grabenentwässerung, feh_01 und feh_05, unterscheiden sich in ihrer Landnutzung, was sich ebenfalls im Grundwasserflurabstand zeigt. Die Monitoringfläche feh_05 ist durch einen geringeren mittleren Flurabstand im Vergleich zu feh_01 gekennzeichnet, was sich in einer extensiveren Nutzung, Grünland - Wiese (1 Schnitt) verglichen mit Grünland - Wiese (4+ Schnitte), widerspiegelt. Die Monitoringfläche feh_02 ist durch vergleichsweise starke kurzfristige Wasserstandsschwankungen, insbesondere im Sommer 2023, geprägt. Auf dieser Fläche befindet sich ein Moorfolgeboden mit einer Mächtigkeit von nur etwa 0,4 m. Damit hat der unterliegende sandige Mineralboden einen relevanten Einfluss auf den Grundwasserflurabstand, insbesondere unterhalb von -0,4 m.

Abbildung 16: Grundwasserflurabstände unter der Geländeoberkante an den Monitoringflächen im Fehntjer Tief (Winter: 01.11. - 30.04., Sommer: 01.05. - 31.10.).



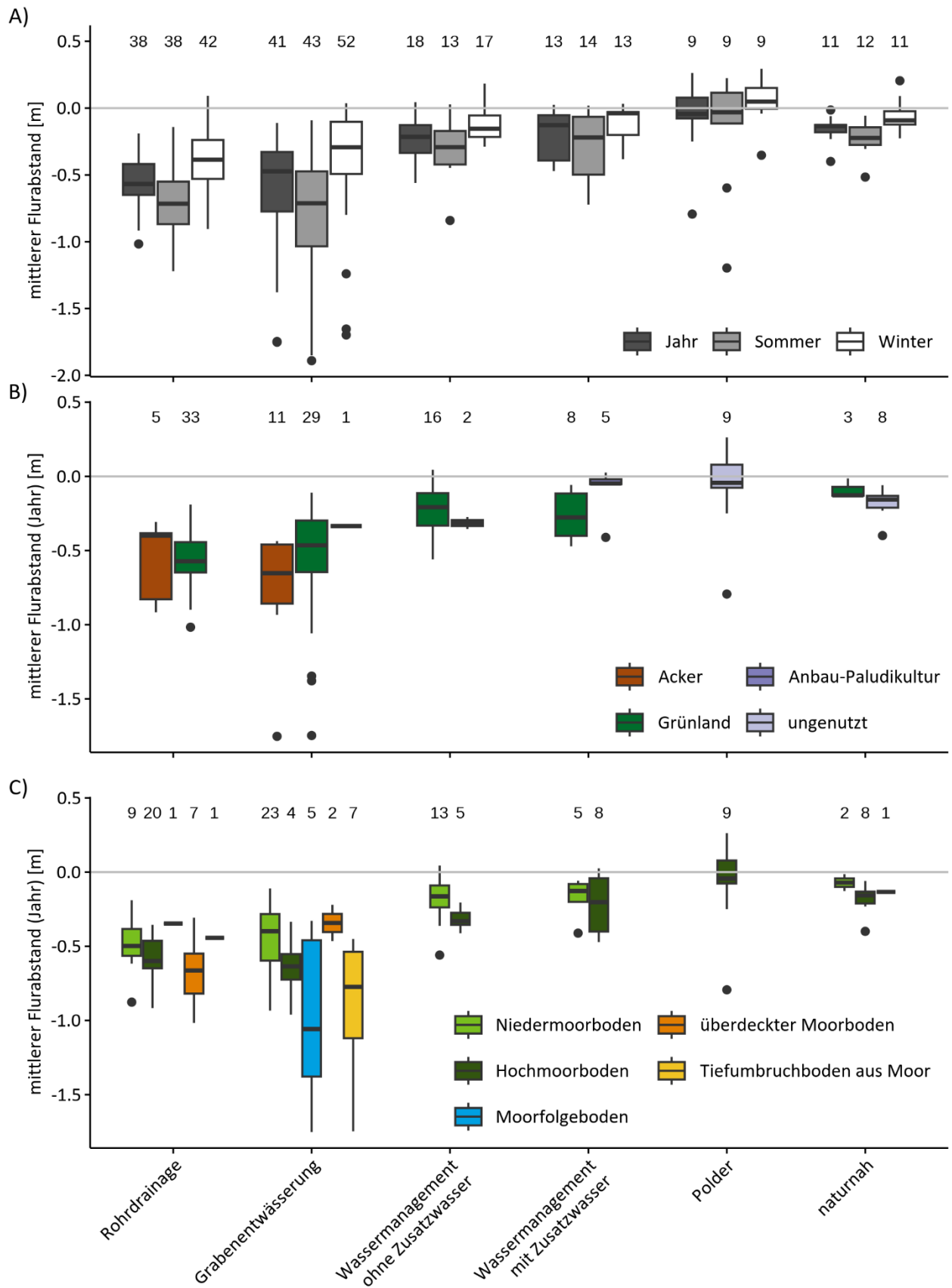
Quelle: Thünen-Institut

Tabelle 9: Mittlere Jahres-, Sommer- und Winterflurabstände sowie Jahresmaxima und -minima an den Monitoringflächen im Fehntjer Tief (Winter: 01.11. - 30.04., Sommer: 01.05. - 31.10.).

Jahr seit Messbeginn	Bezugszeitraum	Wert	feh_01	feh_02	feh_03	feh_04	feh_05
1	Jahr	Mittelwert [m]	-0,47	-0,35	-0,44	-0,13	-0,22
		Maximum [m]	-0,09	-0,03	-0,02	0,20	0,04
		Minimum [m]	-0,65	-1,13	-1,39	-0,70	-0,71
		Lücke [%]	0	0	0	0	0
	Winter 2022/23	Mittelwert [m]	-0,35	-0,18	-	0,00	-0,09
		Lücke [%]	15	12	100	54	54
	Sommer 2023	Mittelwert [m]	-0,61	-0,51	-0,75	-0,27	-0,37
		Lücke [%]	0	0	0	0	0
2	Jahr	Mittelwert [m]	-0,25	-0,24	-0,51	-0,05	-0,13
		Maximum [m]	-0,07	-0,01	-0,05	0,12	-0,01
		Minimum [m]	-0,65	-0,59	-0,95	-0,33	-0,29
		Lücke [%]	31	29	71	50	50
	Winter 2023/24	Mittelwert [m]	-0,15	-0,15	-0,10	0,02	-0,06
		Lücke [%]	0	0	0	0	0
	Sommer 2024	Mittelwert [m]	-0,41	-0,39	-0,53	-0,10	-0,18
		Lücke [%]	47	47	46	47	47
Gesamt	Jahr	Mittelwert [m]	-0,38	-0,30	-0,46	-0,10	-0,19

Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 17: Mittlere Grundwasserflurabstände für verschiedene Hydrologiestraten (2. Ebene) A) für ganze Jahre und Sommer- und Winterhalbjahre und B) verschiedene Landnutzungen (1. Ebene) und C) verschiedene Bodenkategorien (1. Ebene)

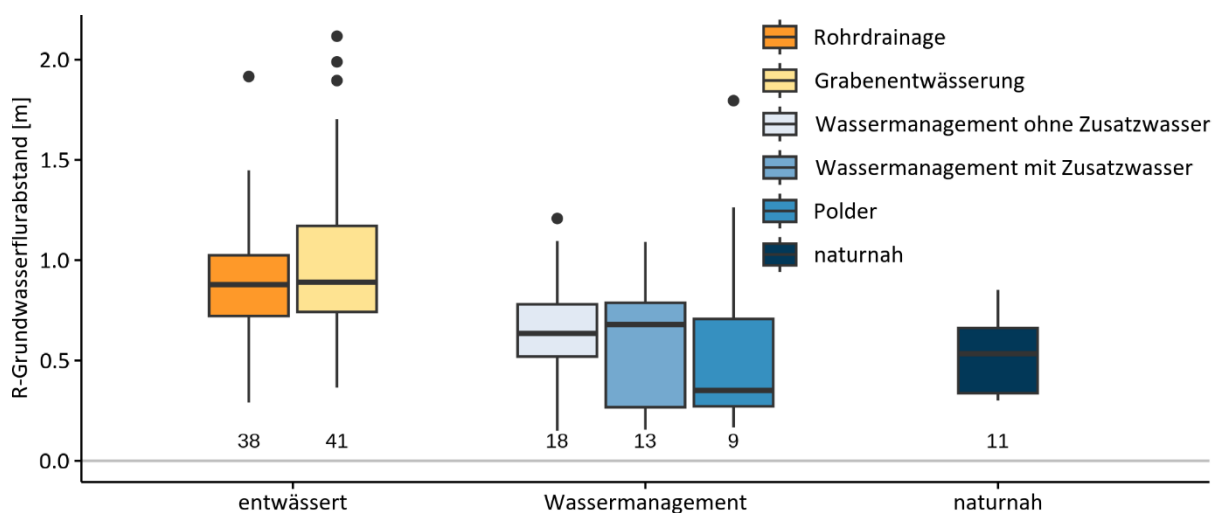


Die auffallend größten mittleren Grundwasserflurabstände unter -1,5 m im Stratum *Grabenentwässerung* wurden, wie in Abbildung 17C zu erkennen ist, auf Monitoringflächen mit flachgründigen *Moorfolgeböden* oder *Tiefumbruchböden aus Moor* gemessen, die auch durch die größte Grabentiefe (Daten nicht gezeigt) gekennzeichnet waren. Auf diesen Monitoringflächen lagen durch sehr tiefe Absenkung des Gebietswasserstandes die Wasserstände oftmals unterhalb der Resttorfe oder Torf-/Sandbalken-Paare. Die hohe Variabilität der mittleren Wasserstände bei beiden Straten verdeutlicht jedoch auch, dass zwischen den Monitoringflächen große Unterschiede in den mittleren Wasserständen auftreten. Ebenfalls waren die *Tiefumbruchböden aus Moor* durch die größte Spannweite der Wasserstände (Abbildung 19B) gekennzeichnet, so dass hier interannuell die größten Änderungen zu sehen waren.

Monitoringflächen auf *Niedermoorböden* zeigten über alle Wassermanagement-Straten hinweg geringere mittlere Jahreswasserstände als diejenigen auf *Hochmoorböden* (Abbildung 17C). Gründe hierfür können zum einen in der tendenziell tieferen Entwässerung der *Hochmoorböden* liegen, da diese Böden im Vergleich zu den *Niedermooren* durch eine größere Tiefe der Entwässerungsgräben (Daten nicht gezeigt) gekennzeichnet waren. Zum anderen kann der Wasserstand in Niedermooren im Vergleich zu Hochmooren durch zufließendes Grundwasser bei gleichem Wassermanagement begünstigt werden. Da die Größe der Einzugsgebiete sowie die hydraulischen Gegebenheiten in den Niedermoor-Clustern nicht betrachtet wurden, kann zum möglichen Einfluss keine Aussage getroffen werden.

In Abbildung 18 sind die jährlichen Spannweiten (R, Differenz zwischen dem geringsten und größten Grundwasserflurabstand in einem Jahr) des Wasserstands dargestellt. Die größten Spannweiten wurden auf *entwässerten* Monitoringflächen ($R = 0,97 \pm 0,37$ m) beobachtet. *Naturnahe* Monitoringflächen ($R = 0,52 \pm 0,20$ m) und diejenigen mit *Wassermanagement* ($R = 0,64 \pm 0,36$ m) zeigten geringere Spannweiten. Unter den *entwässerten* Monitoringflächen zeigten *grabenentwässerte* ($R = 1,02 \pm 0,42$ m) die größte mittlere Spannweite (Rohrdrainage: $R = 0,92 \pm 0,30$ m). Innerhalb des Stratum *Wassermanagement* wiesen Monitoringflächen *mit Zusatzwasser* ($R = 0,67 \pm 0,28$ m) höhere Spannweiten auf als diejenigen *ohne Zusatzwasser* ($R = 0,63 \pm 0,32$ m) und *Polder* ($R = 0,62 \pm 0,56$ m), wobei die Unterschiede sehr gering waren. Jede Wassermanagementmaßnahme mit dem Ziel die Wasserstände in den Flächen anzuheben, zeigte einen direkten Einfluss auf die ermittelte Spannweite, in dem vor allem maximalen Flurabstände im Sommer abgeschwächt wurden.

Abbildung 18: Jährliche Spannweite (R) der Grundwasserflurabstände für verschiedene Hydrologiestraten (1. und 2. Ebene)

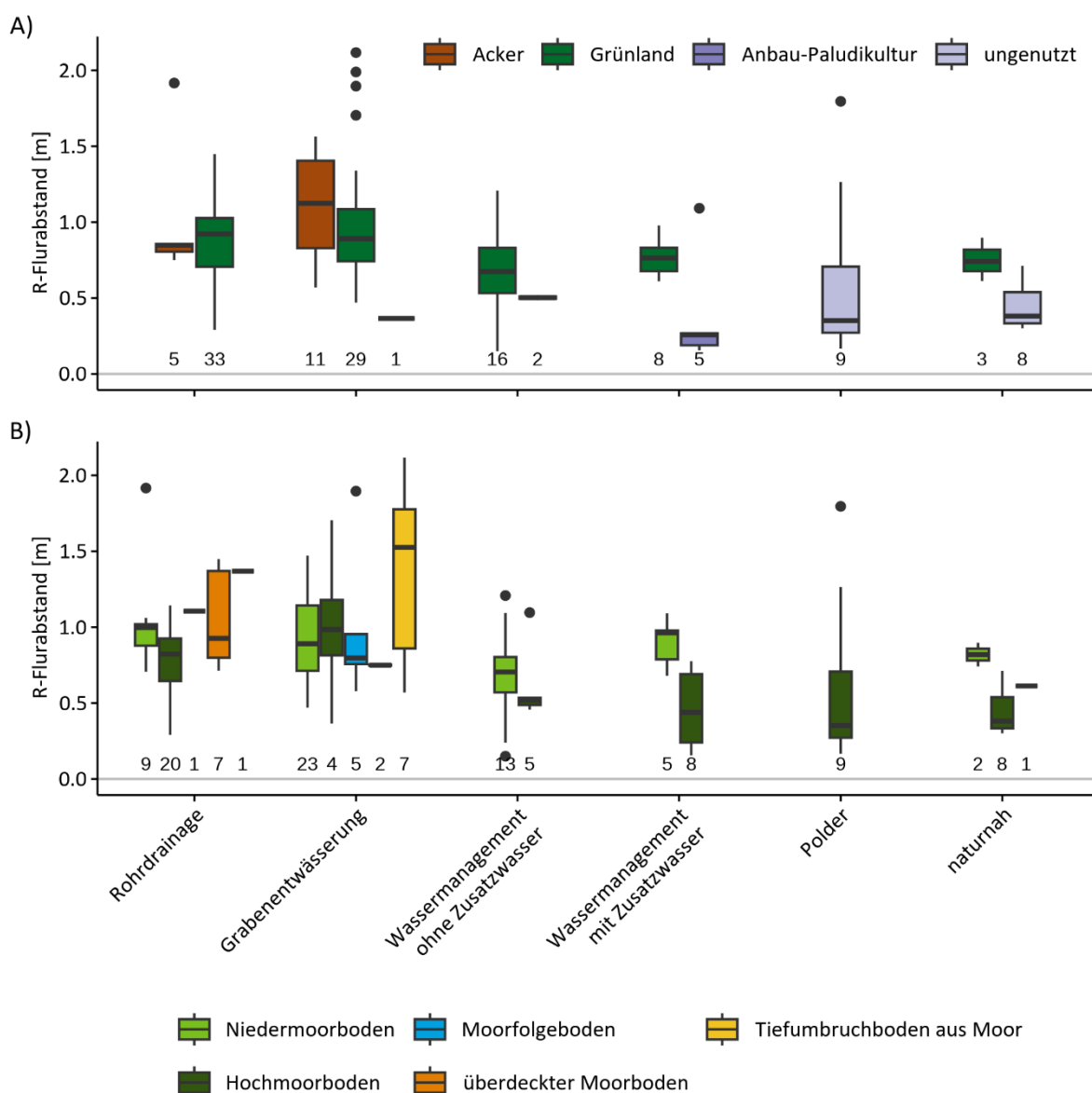


Quelle: Thünen-Institut

In Abbildung 19 sind die Spannweiten neben dem Wassermanagement für unterschiedliche Landnutzungen und Bodenkategorien dargestellt. Monitoringflächen unter *Acker* ($R = 1,07 \pm 0,40$ m) und *Grünland* ($R = 0,88 \pm 0,34$ m) zeigten ähnliche und generell höhere Spannweiten als *Anbau-Paludikulturen* ($R = 0,39 \pm 0,39$ m) und *ungenutzte*

($R = 0,52 \pm 0,38$ m) Flächen (Abbildung 19A). Die mittlere Spannweite an Monitoringflächen unter *Grünland* war bei *Grabenentwässerung* und *Rohrdrainage* mit $1,01 \pm 0,42$ m bzw. $0,90 \pm 0,27$ m etwas größer als für die übrigen Wassermanagement-Straten (außer *Polder*) mit 0,69 m bis 0,77 m. Die geringen Spannweiten für *Anbau-Paludikulturen* entsprachen den Erwartungen, da diese Landnutzung meist einem strikten Wassermanagement mit engen Ziel-Wasserständen unterliegt. Wenn das Wassermanagement nicht funktioniert, z.B. durch den Ausfall von Pumpen und Sensoren oder durch das Fehlen von Wasser, und der Ziel-Wasserstand infolgedessen temporär nicht eingehalten werden kann, können auch an diesen Flächen große Spannweiten auftreten, wie der Höchstwert ($R = 1,10$ m) zeigt. Für *Polder* bestehen die gleichen Herausforderungen bezüglich des Erreichens und Haltens der geplanten Ziel-Wasserstände, auch wenn die Grenzen in *ungenutzten Poldern* weiter sind als in wassergemanagten *Anbau-Paludikulturen mit Zusatzwasser*, wie in den gezeigten Daten erkennbar ist.

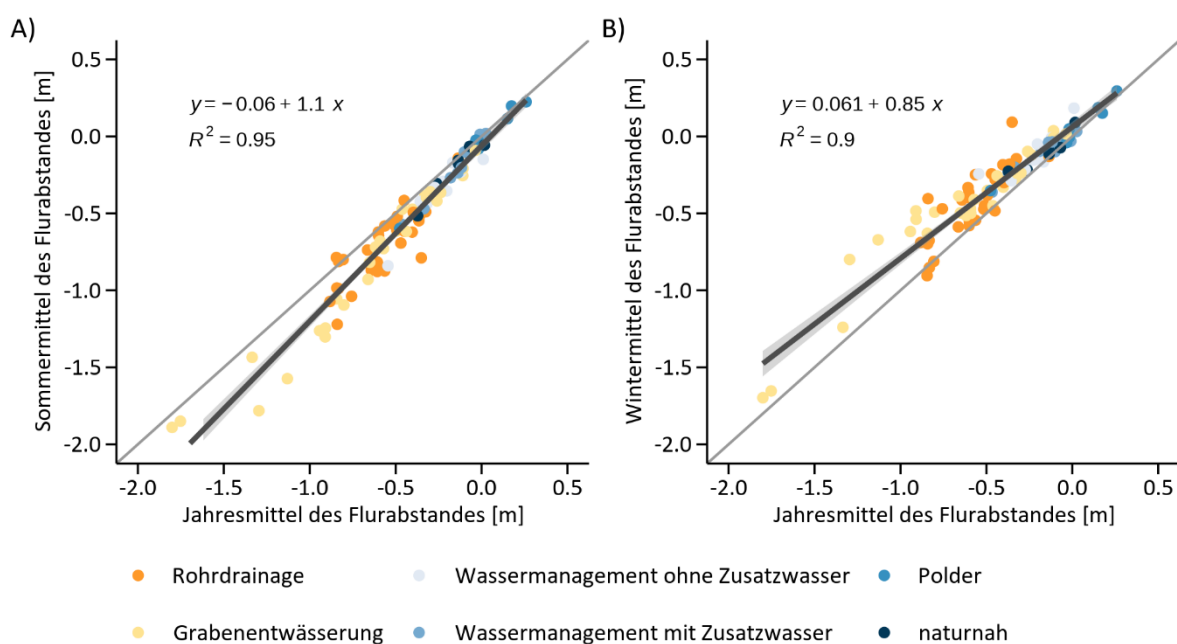
Abbildung 19: Jährliche Spannweite (R) der Grundwasserflurabstände für verschiedene Wassermanagementstraten (2. Ebene) A) verschiedene Landnutzungen (1. Ebene) und B) verschiedene Bodenkategorien (1. Ebene)



Wie in Abbildung 19B zu erkennen, zeigten die Spannweiten keine klare Abhängigkeit von der Bodenkategorie. Einzig *Tiefumbruchböden aus Moor* ($R = 1,36 \pm 0,56$ m) zeigten erkennbar höhere Spannweiten als die übrigen Bodenkategorien mit mittleren Spannweiten zwischen 0,66 und 0,99 m.

Abbildung 20 verdeutlicht den engen linearen Zusammenhang der Winter- und Sommermittelwerte des Flurabstandes mit den Jahresmittelwerten des Flurabstandes. Dieser Zusammenhang ist auch in Abbildung 17A zu erkennen. Insbesondere bei geringen Jahresmittelwerten ($> -0,5$ m) sind die Unterschiede zwischen den Winter- und Sommermittelwerten und dem Jahresmittelwert sehr gering (vgl. auch Abbildung 20). Dies gilt insbesondere für die Hydrologiestrategien *Wassermangement*, *Polder* und *naturnah*. Mit größeren Jahresmittelwerten des Flurabstandes (*Grabenentwässerung*, *Rohrdrainage*) nimmt auch die Differenz zu den jeweiligen Winter- und Sommermittelwerten des Flurabstandes zu.

Abbildung 20: Zusammenhang zwischen A) Sommer- bzw. B) Wintermittel und Jahresmittel des Grundwasserflurabstandes für verschiedene Wassermanagementstraten (2. Ebene). Das Unsicherheitsband entspricht dem Standardfehler.



Quelle: Thünen-Institut

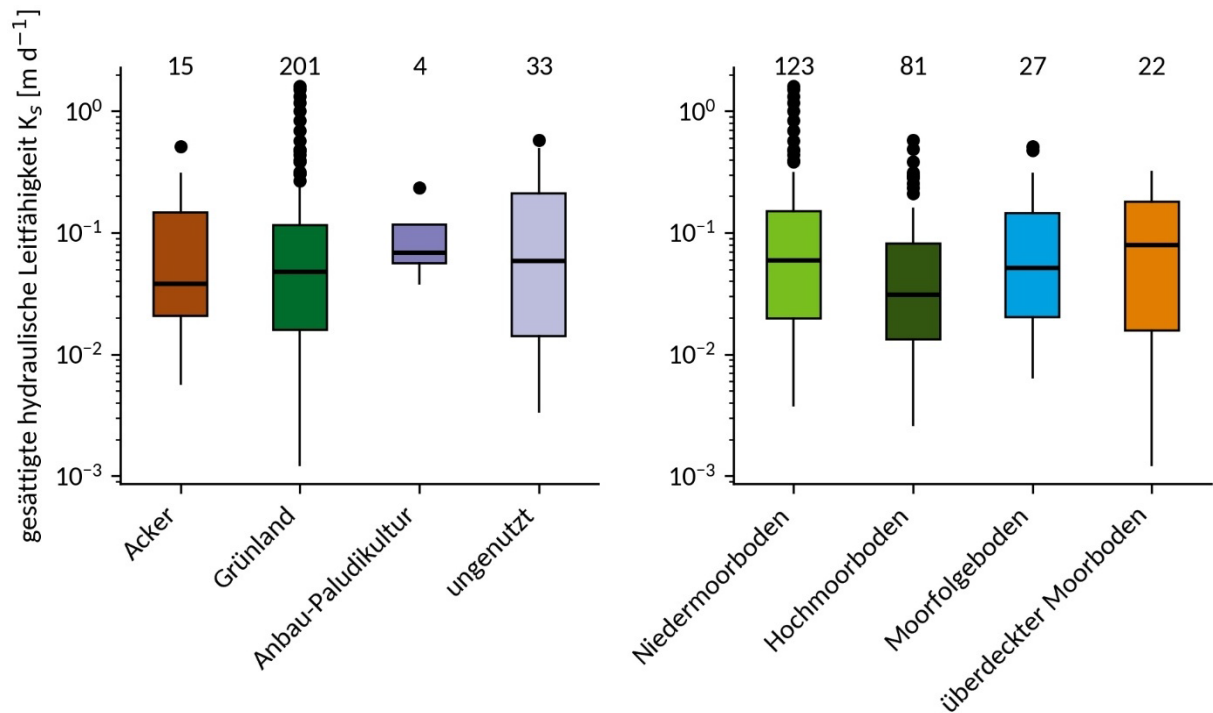
4.2.3 Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit

Die Durchführbarkeit der Bohrlochversuche zur Bestimmung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Feld ist stark von den bodenkundlichen Gegebenheiten sowie dem vorherrschenden Grundwasserflurabstand und der Witterung zum Zeitpunkt der Einrichtung der Monitoringflächen oder Wiedervermessung abhängig, wodurch eine sinnvolle Durchführung nicht für alle Monitoringflächen und Feldbesuche gegeben ist. Zum Zeitpunkt der Berichtslegung wurden auf 63 Monitoringflächen in dreifacher Wiederholung in bis zu vier Tiefen insgesamt 253 Messungen erfolgreich durchgeführt und prozessiert. Hierbei wurden Leitfähigkeiten im Bereich von 0,001 bis 1,597 m d⁻¹ gemessen. In Abbildung 21 sind die Messdaten für die Landnutzungsstraten und Moorbodenkategorien dargestellt.

Auf Grund der hohen natürlichen Spannbreite sind deutliche Unterschiede zwischen Landnutzungsstraten oder Bodenkategorien zu diesem Zeitpunkt nicht ersichtlich. Bei der Betrachtung von ausgewählten Landnutzungen sowie Bodenkategorien lassen sich erste Charakteristika erkennen. Beispielhaft sind in Abbildung 22 die Leitfähigkeiten der als *Grünland* genutzten Monitoringflächen mit *Grabenentwässerung* und *Rohrdrainage* und als

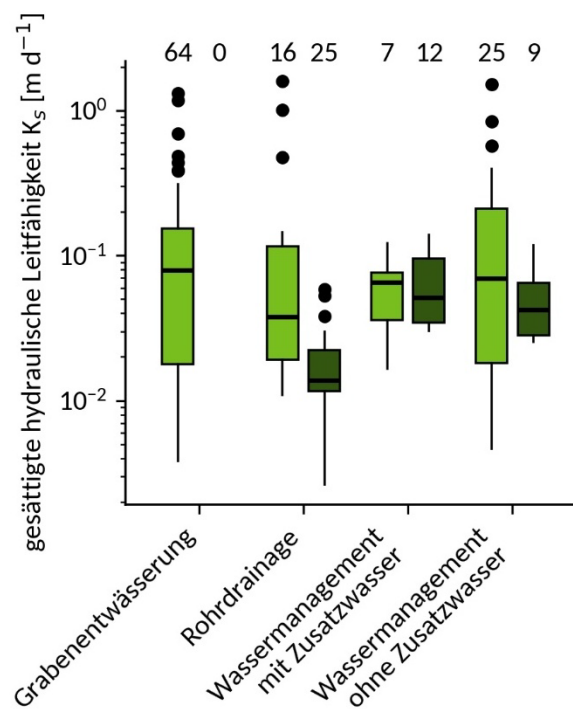
Grünland genutzten Monitoringflächen mit Maßnahmen zur Anhebung des Wasserstands für *Hoch-* und *Niedermoorböden* getrennt gegenübergestellt. Hierbei zeigen besonders die Flächen mit *Rohrdrainage*, insbesondere bei den *Hochmoorböden*, verringerte Leitfähigkeiten.

Abbildung 21: Messdaten der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit aus Bohrlochversuchen für Landnutzungsstraten (links) und Moorbodenkategorien (rechts). Ergebnisse verschiedener Messtiefen/Bodenhorizonte sind hier zusammen dargestellt.



Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 22: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit aus Bohrlochversuchen der Landnutzung Grünland auf Niedermoor (hellgrün) und Hochmoor (dunkelgrün) für ausgewählte Hydrologiestraten.



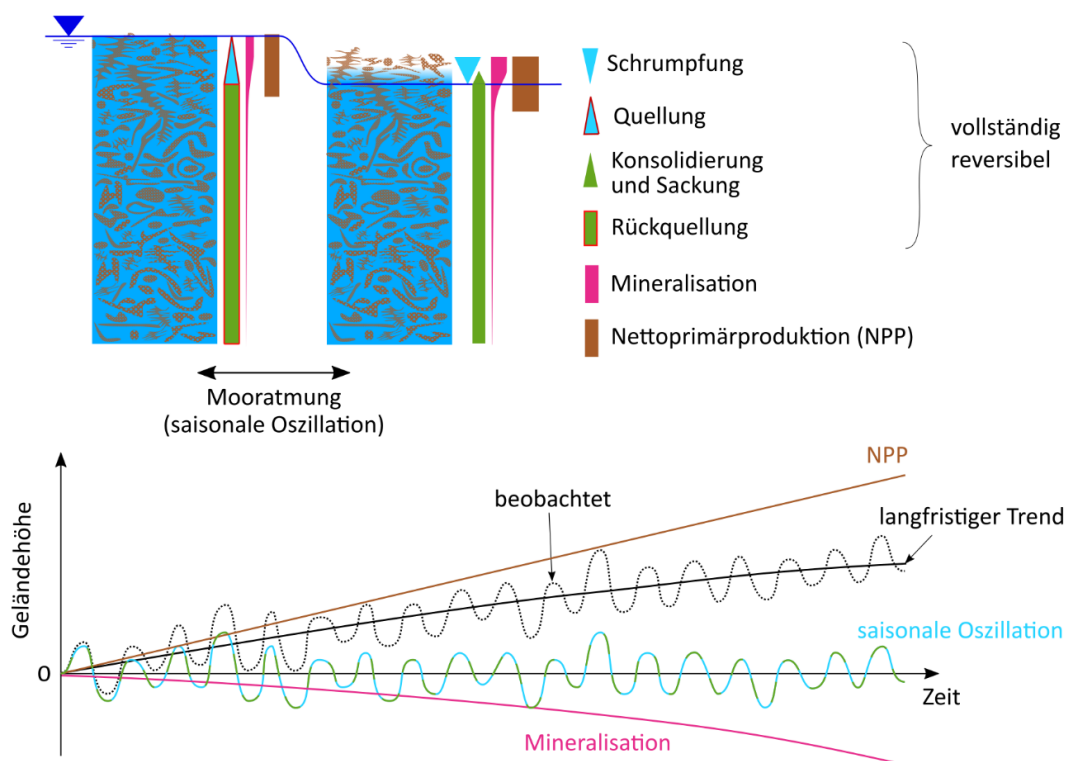
Quelle: Thünen-Institut

Für weitergehende Auswertungen müssen die Daten einer detaillierteren Analyse auf Horizontbasis oder mit Hinblick auf Humifizierungsgrade unterzogen werden, welche mit dem Umfang dieses Datenkorpus zurzeit noch nicht möglich ist. Durch die vereinheitlichte Durchführung der Versuche ist dies jedoch der Grundstein für den Aufbau eines größeren Datensatzes für Zwecke wie der Parametrisierung der aktualisierten Kulisse organischer Böden, der bei einer Fortführung des Messnetzbetriebs durch die jährliche Wiedervermessung schnell an Größe und Aussagekraft gewinnt.

4.3 Geländehöhenänderungen

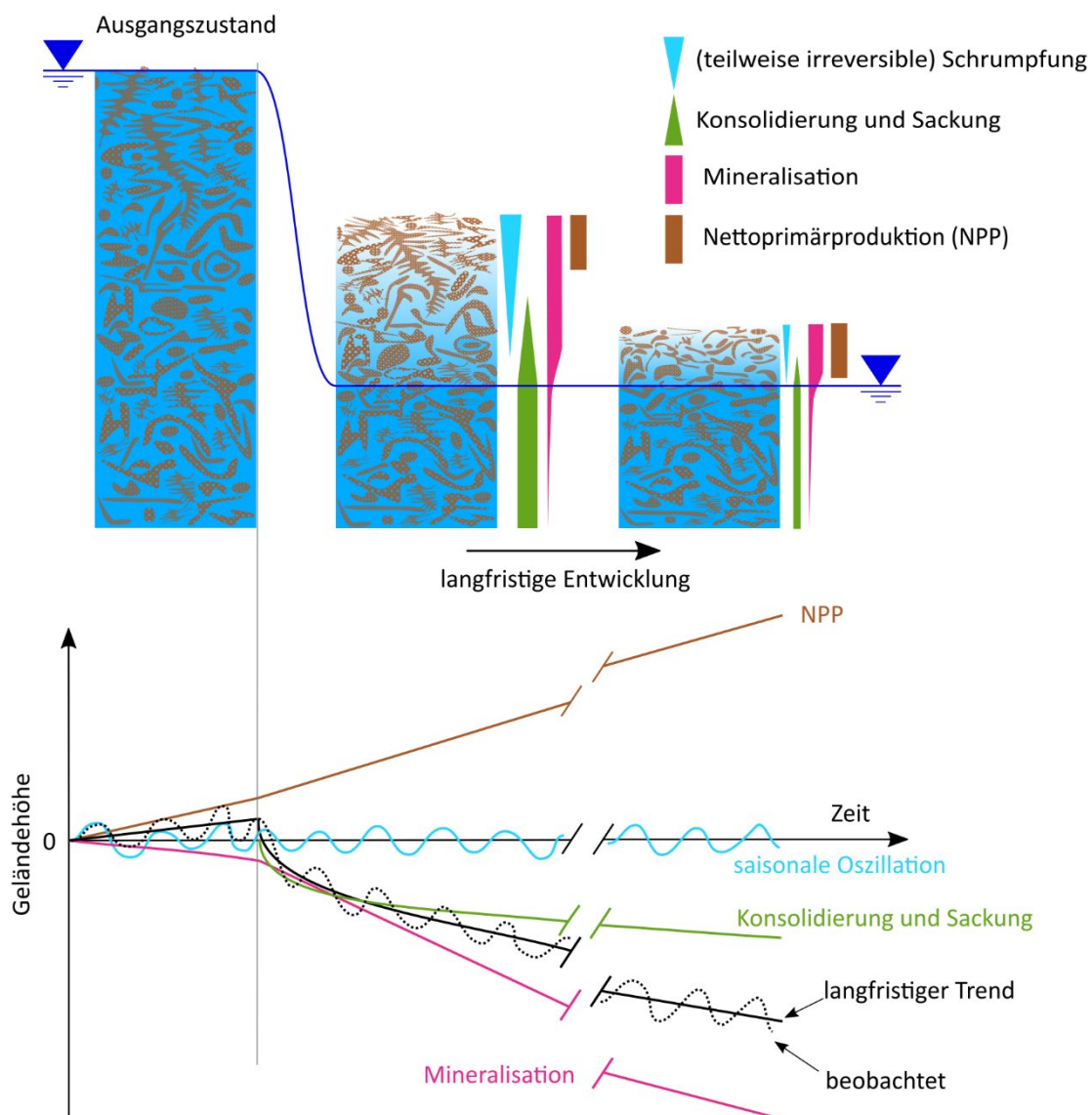
Moorböden haben eine flexible und kompressible Struktur, was auf ihre physikalischen und biologischen Eigenschaften – insbesondere den hohen Kohlenstoffgehalt, die hohe Porosität und die niedrige Lagerungsdichte – zurückzuführen ist. Die Oberfläche von Mooren ist daher in ständiger Bewegung. Die daraus resultierenden Geländehöhenänderungen sind die Folge von sich überlagernden, kurz- und langfristigen, reversiblen und irreversiblen physikalischen, biologischen und chemischen Prozesse (Tabelle 10 und Kapitel 4.3.1). Der wichtigste Treiber dieser Prozesse ist der Wasserstand bzw. die davon abhängige Bodenfeuchte, Porenwasserdruck (wenn negativ auch ‚Saugspannung‘) und effektive Spannung. Periodische Schwankungen des Wasserstandes führen im Laufe von trockeneren oder feuchteren Zeiträumen (Wochen bis Jahre) zu reversiblen Schwankungen der Moorbodenoberfläche. Die zugrunde liegenden Prozesse mit ihren Ursachen und Abgrenzungen werden in Kapitel 4.3.1 detailliert beschrieben. Das Auftreten und die Ausprägung der aufgeführten Prozesse hängen von den hydrologischen Rahmenbedingungen sowie weiteren Standorteigenschaften ab.

Abbildung 23: Schematische Darstellung der Prozesse, die in natürlichen und naturnahen Mooren zu Geländehöhenänderungen führen, und ihr zeitlicher Verlauf. **Nettoprimärproduktion (NPP) = Bruttoprimärproduktion – autotrophe Atmung.** Saisonale Oszillation ist durch „Schrumpfung und Quellung“ sowie „Konsolidierung, Sackung und Rückquellung“ verursacht. Die Zeitspanne zwischen den dargestellten Zuständen beträgt Tage bis Monate. Achsen sind nicht maßstabsgetreu.



In natürlichen und naturnahen Mooren liegt der Wasserstand im Jahresverlauf kontinuierlich nahe der Geländeoberkante, was durch die Schwankungen der Moorbodenoberfläche unterstützt wird. Unter diesen überwiegend nassen Bedingungen wird die aufwachsende (torfbildende) Biomasse konserviert, akkumuliert und langfristig zu Torf. Die sich daraus ergebende positive Nettoprimärproduktion führt langfristig zum Anstieg der Moorbodenoberfläche, die im saisonalen Verlauf von den kurzfristigen Schwankungen überlagert ist (Abbildung 23).

Abbildung 24: Schematische Darstellung der Prozesse, die entwässerten Mooren zu Geländehöhenänderungen führen. Nettoprimärproduktion (NPP) = Bruttoprimärproduktion – autotrophe Atmung. Achsen sind nicht maßstabsgetreu. Die vertikale graue Linie kennzeichnet den Beginn der Entwässerung. Die Zeitspanne zwischen dem zweiten und dritten dargestellten Zustand beträgt Jahre bis Jahrhunderte.

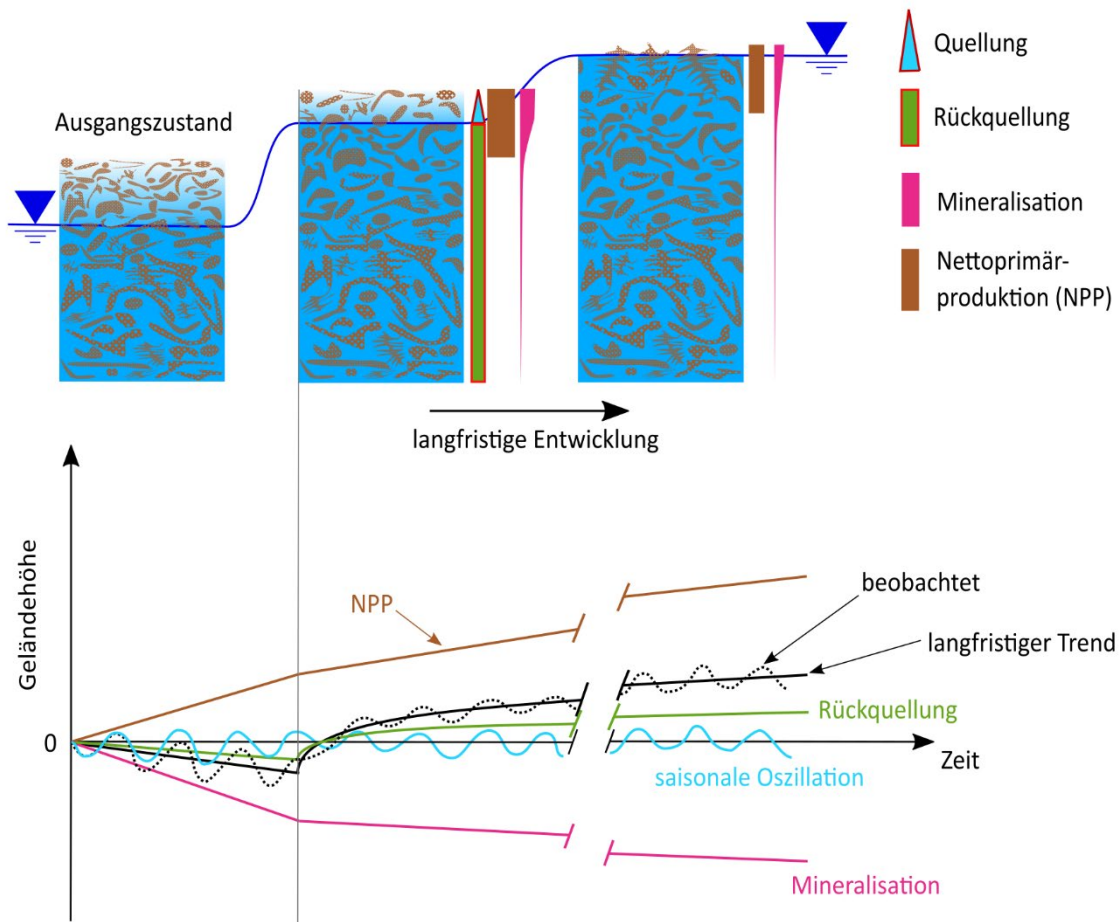


Quelle: Thünen-Institut

Das Absenken von Wasserständen durch Entwässerungsmaßnahmen erhöht die effektive Spannung und Auflast im Boden. Die Folge ist ein starkes initiales Absinken der Moorbodenoberflächen (Abbildung 24). Langfristig nimmt die Geländehöhe – wenn auch in geringerem Ausmaß – kontinuierlich ab, begleitet von irreversiblen Veränderungen der Bodeneigenschaften. Die trockeneren Bedingungen erhöhen die Mineralisation, sodass biologische Prozesse zunehmend zu Höhenverlusten beitragen, während die Bedeutung physikalischer Prozesse

abnimmt. Abhängig vom Wasserstand können physikalische Prozesse jedoch weiterhin jahreszeitlich bedingte Schwankungen der Geländeoberfläche verursachen. In vernässten Mooren quellen die zuvor trockenen Torfe (Rückquellung) durch die Verringerung der effektiven Spannung und die Reduzierung der Auflast. Durch die höheren Wasserstände und Wassergehalte sinkt die Mineralisierung und die Nettoprimärproduktion wird positiv. Dies führt zur Torfakkumulation und einem Anstieg der Geländehöhen (Abbildung 25).

Abbildung 25: Schematische Darstellung der Prozesse, die in vernässten Mooren zu Geländehöhenänderungen führen. Nettoprimärproduktion (NPP) = Bruttoprimärproduktion – autotrophe Atmung. Die vertikale graue Linie kennzeichnet den Beginn der Wiedervernässung. Die Zeitspanne zwischen dem zweiten und dritten dargestellten Zustand beträgt Jahre bis Jahrhunderte. Achsen sind nicht maßstabsgetreu.



Quelle: Thünen-Institut

4.3.1 Prozessbeschreibung

In der Literatur zu Moorböden werden zahlreiche Prozesse beschrieben, die zu Geländehöhenänderungen führen. Teilweise handelt es sich um Synonyme, die unter unterschiedlichen Bezeichnungen ähnliche oder identische Mechanismen adressieren. Das folgende Kapitel fasst diese Prozesse zusammen und ordnet sie systematisch. Die gegensätzlichen Einzelprozesse sind in Tabelle 10 aufgelistet.

Tabelle 10: Einzelprozesse des Geländehöhenverlusts und -gewinns von Moorböden.

Geländehöhenverlust / Senkung / Sackung* (Verringerung des Torfvolumens / der Moormächtigkeit)		Geländehöhengewinn / Hebung (Erhöhung des Torfvolumens / der Moormächtigkeit)					
Prozess	Synonyme / abweichende Abgrenzungen	Ursache	Prozess	Synonyme / abweichende Abgrenzungen	Ursache	Prozess-Art	Vorkommen und Zeitskala
Schrumpfung	-	Verringerung des Porenwasserdrucks	Quellung	-	Erhöhung des Porenwasserdrucks	physikalisch	Natürlich und anthropogen, Stunden bis Monate
Konsolidierung und Sackung	Sackung (Junghans et al., 2013; Segeberg, 1960) Setzung (Blankenburg, 2015; Trepel 2015) Konsolidierung (Eggelsmann, 1972)	Erhöhung der effektiven Spannung durch Entwässerung und/oder Auflast	Rückquellung	Schwellung	Verringerung der effektiven Spannung durch Erhöhung des Wasserstandes und/oder Reduzierung der Auflast	physikalisch	Natürlich und anthropogen, Stunden bis Jahrzehnte
Mineralisation	Zersetzung, heterotrophe Atmung, Oxidation, Torfverzehr, Moorschwund, Torfschwund	Mikrobieller Abbau des Torfes zu anorganischen Verbindungen	Moorwachstum	-	Torfbildung Muddebildung**	biologisch	Natürlich und anthropogen, Stunden bis Jahrtausende
Anthropogener Abtrag von Torf	-	Torfabbau, Torfumlagerung (z.B. Planierung)	Anthropogener Auftrag von Substrat	-	Sanddeckkultur, Baugrundverbesserung, Torfumlagerung (z.B. Planierung)	physikalisch	Anthropogen, Stunden bis Jahre
Erosion	Winderosion, Wasserosion, Deflation (Eggelsmann, 1990b), Substanzabfuhr (Eggelsmann, 1990b)	-	Akkumulation	-	Akkumulation von erodiertem Boden	physikalisch	Natürlich, Stunden bis Jahrtausende
Landsenkung	-	-	Landhebung	-	-	physikalisch	Natürlich, Jahrtausende
Verdichtung	Konsolidierung (Schothorst, 1967)	Zusätzliche Auflast im Zuge der Bodenbearbeitung	Lockerung	-	Landwirtschaftliche Bodenbearbeitung, z.B. Pflügen	physikalisch	Anthropogen, Stunden
Feuer	-	-	-	-	-	chemisch	Meist anthropogen, Stunden bis Wochen

* im weiteren Sinne, wird von einigen Autoren für den Gesamtprozess der Höhenabnahme verwendet (z.B. Angermaier, 1951; Blankenburg, 2015; Ilmicki, 1977; Ilmicki & Eggelsmann, 1977; Segeberg, 1951; Unden, 1956)
** physikalisch und biologisch

Quelle: Thünen-Institut

4.3.1.1 Physikalische Prozesse

Geländehöhenverlust

Schrumpfung: Räumliche, im Allgemeinen anisotrope Volumenreduzierung des ungesättigten Torfes aufgrund von Entwässerung. Bei starker Entwässerung können sich Risse bilden. Durch den Rückzug des Porenwassers infolge von Entwässerung oder Verdunstung bilden sich konkave Menisken innerhalb der Torfmatrix aus. Die dabei auftretenden Kräfte bzw. Spannungen (Ober- und Grenzflächenspannung) führen zu einer Reduzierung des Porenraumvolumens und damit zur Reduzierung des Bodenvolumens (Deverel et al., 2016; Eggelsmann, 1986; Kennedy & Price, 2004, 2005; Levanon & Levin, 1986; Price et al., 2003; Price & Schlotzhauer, 1999; Schothorst, 1977; Stegmann & Zeitz, 2012; Stephens & Speir, 1969; Stephens & Stewart, 1976; Wösten et al., 1997) und zur Erhöhung der Lagerungsdichte.

Solange der Wasserspiegel nahe um die Geländeoberfläche schwankt und die hydrologischen Verhältnisse damit dem ungestörten Moore entsprechen, kann die Schrumpfung als reversibel angenommen werden. Langfristige Veränderungen der hydrologischen Bedingungen, meist hervorgerufen durch Entwässerungsmaßnahmen, aber auch durch Veränderungen des Klimas und der Vegetation können zu einer permanenten Absenkung des Grundwasserspiegels führen. Aufgrund dessen schrumpfen die oberen Torfhorizonte irreversibel, was in Kombination mit einer mikrobiellen Zersetzung (siehe Mineralisation) und Veränderung des organischen Materials zu sekundären pedogenetischen Vorgängen, wie der Aggregatbildung führt (Ilnicki & Zeitz 2003). Schrumpfung aufgrund saisonaler Wasserstandsschwankungen um den neuen, abgesenkten Wasserstand kann wiederum als reversibel angenommen werden.

Die Ausprägung der irreversiblen Schrumpfung ist von der Zusammensetzung und dem Humifizierungsgrad des Torfes und der Häufigkeit und Intensität vergangener Schrumpf-Quell-Zyklen abhängig (Fritz et al., 2008; Ilnicki & Zeitz, 2003; Schweikle, 1990; Stegmann & Zeitz, 2012). Da die Schrumpfung von der Saugspannung bzw. vom Porenwasserdruck abhängt, ist sie in den Bereichen des Bodenprofils am stärksten ausgeprägt, in denen die größten Feuchtegradienten beim Übergang zwischen trockenen und feuchten Zeitabschnitten auftreten.

Konsolidierung und Sackung: Vertikale Kompression des Bodens als Folge einer Erhöhung der effektiven Spannung infolge einer Wasserspiegelabsenkung - Reduzierung des Porenwasserdruckes - oder Auflasterhöhung - Erhöhung der Gesamtspannung - und dem Kollabieren großer Poren (Deverel et al., 2016; Eggelsmann, 1986; Kraemer, 1957; Levanon & Levin, 1986; Price et al., 2003; Price & Schlotzhauer, 1999; Schothorst, 1977; Stegmann & Zeitz, 2012; Stephens & Speir, 1969; Stephens & Stewart, 1976; Wösten et al., 1997).

Die beiden Prozesse Konsolidierung und Sackung werden von manchen Autoren durch den Bereich des Bodenprofils, in dem sie auftreten unterschieden. Konsolidierung in der wassergesättigten Zone unterhalb des Wasserspiegels und Sackung im ungesättigten Bereich über dem Wasserspiegel. Da sich diese beiden Zonen aufgrund von Wasserstandsschwankungen jedoch ständig verschieben und die zugrundeliegenden physikalischen Mechanismen der Komprimierung des Torfkörpers - Änderung des Druckes in den Poren - praktisch identisch sind, werden diese beiden Prozesse hier zusammengefasst.

Bodenbearbeitung und Befahrung können die Sackung und Konsolidierung verstärken (Deverel et al., 2016; Howie & Hebda, 2018; Stephens & Speir, 1969; Stephens & Stewart, 1976). Gemäß Stephens und Speir (1969), unterscheiden wir zwischen Konsolidierung durch Auftriebsverlust und **Verdichtung** durch zusätzliche Auflast, vorwiegend durch landwirtschaftliche Maschinen, aber auch durch Infrastruktur (Gebäude, Straßen).

Erosion: Torfverlust durch Wind und/oder Wasser (Deverel et al., 2016; Levanon & Levin, 1986; Stephens & Speir, 1969; Stephens & Stewart, 1976).

Torf-Abtrag: Künstliche Entnahme von Torf aus verschiedenen Gründen, z.B. Torfstich zur Brennstoffgewinnung oder Abbau des Torfes als Gartenbau-Substrat (Richard, 1990).

Geländehöhengewinn

Quellung: Räumliche Volumenvergrößerung durch die Aufnahme von Wasser in zuvor entwässerte Poren. Die Befeuchtung durch Niederschläge oder einen Anstieg des Grundwassers führt zur Reduzierung der kontrahierenden Saugspannung, zur Hydratation geladener Oberflächen und absorbierter Kationen (Stegmann & Zeitz, 2012) und zum Quellen organischer Moleküle wie Cellulose, Hemicellulose und Lignine (Naucke, 1990) was eine Volumenvergrößerung der Bodens bewirkt.

Rückquellung: Vertikale Ausdehnung des Torfkörpers aufgrund einer Reduzierung der effektiven Spannung. Dies kann durch den Anstieg des Grundwasserspiegels und der damit einhergehenden Erhöhung des Porenwasserdrucks oder einer Reduzierung der Auflast erfolgen. Damit ähnelt dieser Prozess der 'normalen' Quellung, ist im direkten Vergleich jedoch länger anhaltend (Blankenburg et al., 2001). Neben wasserstandgesteuerten Oberflächenschwankungen können auch Höhenänderungen durch die Ansammlung und schlagartige Freisetzung von Gasblasen, insbesondere Methan auftreten. Dieser Prozess kann zur Entstehung von Schwingrasen beitragen (Fritz et al., 2008; Glaser et al., 2004; Hogg & Wein, 1988; Strack et al., 2006).

Allochthone Akkumulation: Eintrag und Ablagerung von lockerem organischem oder mineralischem Material durch Wind, Wasser oder Hangrutsche.

Substrat-Auftrag: Künstliches Aufbringen von (meist mineralischem) Bodenmaterial zur Verbesserung der Befahrbarkeit und der landwirtschaftlichen Nutzbarkeit (Göttlich & Kuntze, 1990) oder zur Erhöhung der Tragfähigkeit des Baugrundes im Moor (Eggelsmann, 1990a).

4.3.1.2 Biologische Prozesse

Geländehöhenverlust

Mineralisation: Mikrobieller Ab- und Umbau von organischer Bodensubstanz (OBS) und gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC). Die Produkte sind modifizierte organische Verbindungen, Kohlenstoffdioxid (CO₂) und anorganische Verbindungen. Heterotrophe Atmung findet unter aeroben und anaeroben Bedingungen statt, wobei die Atmungs- und Abbauraten unter aeroben Bedingungen üblicherweise deutlich höher sind als unter anaeroben (Moore & Dalva, 1997).

Physikalische und biologische Prozesse führen zu einer pedogenetischen Veränderung des Torfkörpers. Die mikrobielle Zerkleinerung sichtbarer Pflanzenrückstände führt zur irreversiblen, unverwechselbaren Veränderung der physikalischen Eigenschaften des Torfes, z.B. zur Erhöhung der Lagerungsdichte, Abnahme der Porosität und Bildung von Aggregaten (Boelter, 1968; McCarter et al., 2020). Dies führt im Laufe der Zeit zur Bildung von amorphen Torf, ohne jegliche sichtbare Pflanzenrückstände und schlussendlich zu schwarzem einzelkörnigem Material („Mulm“ / „moorsh“; Ilnicki & Zeitz, 2003). Diese Veränderungen beeinflussen wiederum die Schrumpf-Quell-Fähigkeiten des Torfes.

Letztlich wird durch mikrobiologische Prozesse unter Sauerstoffmangel auch Methan (CH₄) freigesetzt, das zu den Kohlenstoffverlusten, der Kohlenstoffbilanz und zur langfristigen Geländehöhenänderung beiträgt (Clymo, 1984; Roulet et al., 2007). An dieser Stelle werden CH₄-C-Verluste nicht getrennt betrachtet, sondern in der „Mineralisation“ subsummiert.

Geländehöhengewinn

Wachstum: Akkumulation von Bestandteilen torfbildender Pflanzen (z.B. Torfmoos, Schilf, Seggen) unter abbauhemmenden (anaeroben) Bedingungen in natürlichen oder vernässten Mooren (Clymo, 1984). Durch die Ansammlung von Pflanzenmaterial entstehen neue Torfschichten und Kohlenstoff wird akkumuliert. Moore wachsen, wenn die Brutto-Primärproduktion die Kohlenstoffverluste durch die Ökosystem-Atmung, CH₄-Emissionen und den aquatischen Austrag gelösten organischen Kohlenstoffs und anderer gelöster oder partikulärer Verbindungen übersteigt.

4.3.1.3 Chemische Prozesse

Geländehöhenverlust

Feuer: Natürliche, ungewollte (Zu-/ Unfälle) oder absichtliche (Landentwicklung, Bodenverbesserung) Verbrennung von Torf (Deverel et al., 2016; Göttlich & Kuntze, 1990; Levanon & Levin, 1986; Stephens & Stewart, 1976).

4.3.1.4 Geologische Prozesse

Geologische Prozesse prägen die gesamte Landschaft und wirken dabei über lange Zeiträume, nicht nur auf Moore.

Geländehöhenverlust

Tektonische Senkung: Allgemeine Absenkung einer ganzen Landschaft aufgrund tektonischer Bewegungen, z.B. durch das Auflösen von Kalkstein und Gips (Verkarstung), postglaziale Druckentlastung, Bergbau oder andere geologische Vorgänge.

Geländehöhengewinn

Tektonische Hebung: Allgemeine Anhebung einer ganzen Landschaft aufgrund tektonischer Bewegungen, z.B. durch postglaziale Druckentlastung oder andere geologische Prozesse.

4.3.2 Geländehöhenänderung im globalen Maßstab

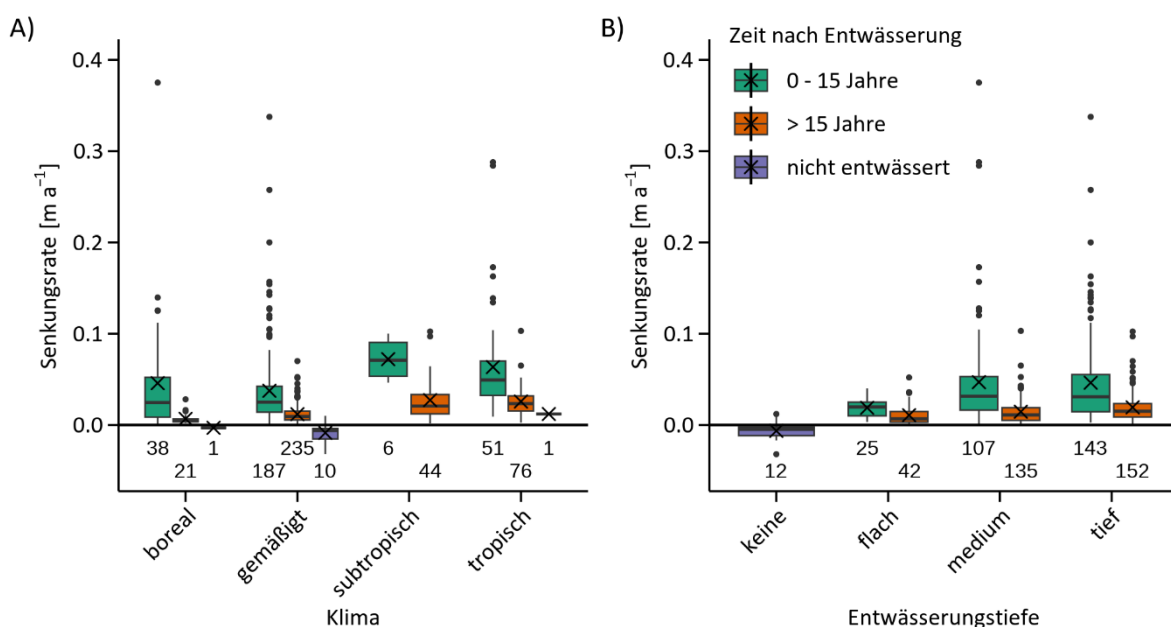
Im Rahmen des Moorbodenmonitorings wurden neben den eigenen Messungen zwei Meta-Studien durchgeführt, eine zu Geländehöhenänderungen (Seidel et al., eingereicht) und eine zur Schrumpfung (Seidel et al., 2023) als einen der wichtigsten Teilprozesse der Geländehöhenänderung. Abbildung 26 zeigt einen Teil der Ergebnisse der Studie zur Geländehöhenänderung, die jährliche Senkungsrate verschiedener weltweit verteilter Mooregebiete. Es ist klar zu erkennen, dass die Geländehöhenverluste in den ersten 15 Jahren nach der Einrichtung der Entwässerungsanlagen ($SR = 0,044 \pm 0,050 \text{ m a}^{-1}$) deutlich größer ist als in den Jahren und Jahrzehnten danach ($SR = 0,016 \pm 0,015 \text{ m a}^{-1}$). Außerdem ist erkennbar (Abbildung 26A), dass die langfristigen - von der Mineralisation dominierten - Senkungsraten in wärmeren Klimaten ($SR_{\text{subtropisch}} = 0,027 \pm 0,022 \text{ m a}^{-1}$, $SR_{\text{tropisch}} = 0,026 \pm 0,016 \text{ m a}^{-1}$) größer sind als in kälteren ($SR_{\text{boreal}} = 0,007 \pm 0,006 \text{ m a}^{-1}$, $SR_{\text{gemäßigt}} = 0,012 \pm 0,009 \text{ m a}^{-1}$). Mit zunehmender Entwässerungstiefe (Abbildung 26B) nimmt auch die Senkungsrate zu ($SR_{\text{flach}} = 0,021 \pm 0,026 \text{ m a}^{-1}$, $SR_{\text{medium}} = 0,025 \pm 0,042 \text{ m a}^{-1}$, $SR_{\text{tief}} = 0,033 \pm 0,039 \text{ m a}^{-1}$). Die auf diesen globalen und teilweise historischen Datensatz angewendeten Klassifikationen (Entwässerungstiefe) ist nicht direkt mit den anderen in diesem Bericht verwendeten Stratifizierungen vergleichbar, da die Qualität der verfügbaren Daten insgesamt, einen größeren Generalisierungsgrad erforderten. „Flach“ entwässert bedeutet in dem Fall, dass die mittleren Grundwasserabstände höchstens -0,3 m betragen und „tief“ entwässert, dass sie im Mittel tiefer als -0,75 m fallen. Bei „medium“ entwässerten Standorten lag der mittlere jährlich Grundwasserflurabstand also bei -0,3 m

bis -0,75 m. Die erkennbaren Trends entsprechen den Erwartungen, auch wenn neben diesen Trends eine erhebliche Streuung der Werte ins Auge fällt.

Für Deutschland sind besonders die Daten für Moore in gemäßigtem Klima und langer Zeit nach Entwässerung (> 15 Jahre) interessant. Diese fügten sich in die oben beschriebenen Trends mit geringeren Senkungsraten an flach entwässerten Standorten ($SR = 0,007 \pm 0,005 \text{ m a}^{-1}$) als an medium tief entwässerten ($SR = 0,011 \pm 0,008 \text{ m a}^{-1}$) und tief entwässerten ($SR = 0,014 \pm 0,011 \text{ m a}^{-1}$).

Diese Daten ermöglichten die Entwicklung und Anpassung eines empirischen Modells zur Abschätzung der Senkungsrate in Abhängigkeit der Zeit seit Entwässerung, der mittleren Jahrestemperatur, der Torfmächtigkeit und der Nutzungsintensität (Seidel et al, eingereicht).

Abbildung 26: Senkungsrate in Abhängigkeit der Zeit seit Entwässerung, A) des Klimas und B) der Entwässerungstiefe. Details zu den Daten in Seidel et al. (eingereicht).



Quelle: Thünen-Institut

4.3.3 Methodische Aspekte der Messung der Geländehöhenänderung

In MoMoK werden Geländehöhen mit unterschiedlichen Methoden erfasst. Alle Messmethoden erfassen relative Höhen bezogen auf einen auf der Fläche installierten Fixpunkt. Da auch dessen absolute Höhe bestimmt wird, können Geländehöhen auf absolute Werte bezogen und beispielsweise mit Moor- oder Grabenwasserständen in Bezug gesetzt werden. Methodische Details zu den Flächenvermessungen finden sich in Frank et al. (2022).

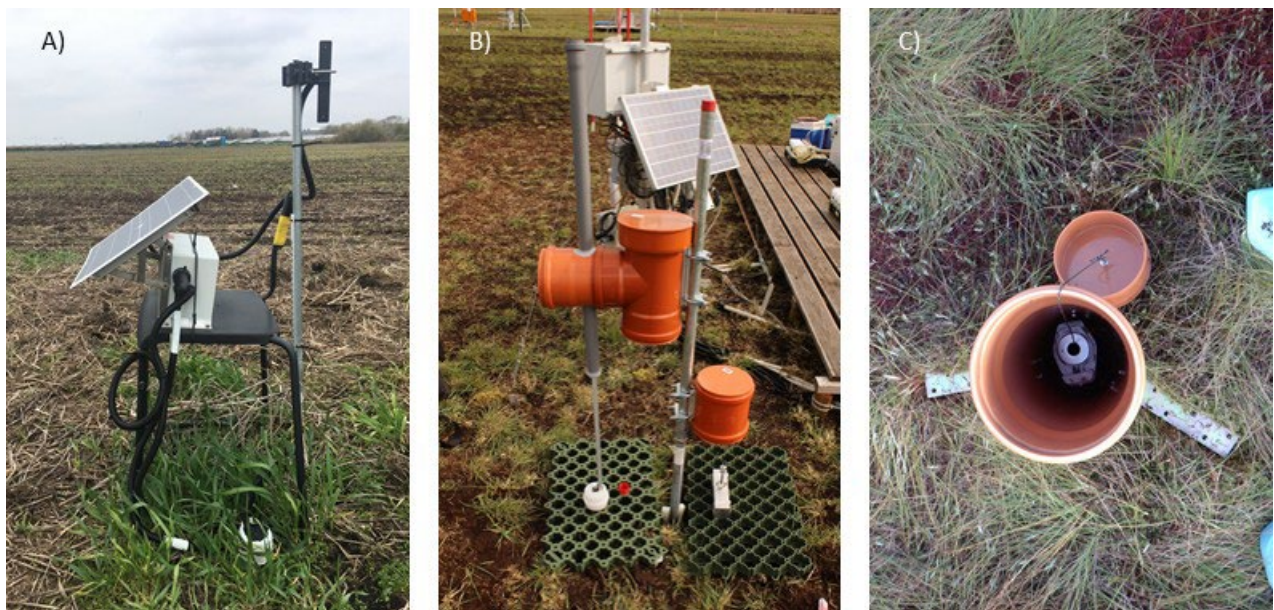
Grundsätzlich lässt sich zwischen räumlichen Vermessungen der Monitoringfläche (im Folgenden als Flächenvermessung bezeichnet) und kontinuierlichen, zeitlich hochaufgelösten Punktmessungen (im Folgenden als kontinuierliche Höhenmessung bezeichnet) unterscheiden. Flächenvermessungen i.d.R. erfolgen jährlich und dienen der Erfassung langfristiger Trends unter Berücksichtigung der räumlichen Heterogenität der Monitoringfläche. Kontinuierliche Höhenmessungen liefern Daten zu Änderungen der Geländehöhen mit einer hohen zeitlichen Auflösung, jedoch nur an einem einzelnen Punkt, bzw. einer sehr kleinen Fläche innerhalb der Monitoringfläche.

An Moorstandorten kommen derzeit vor allem Kamerasysteme (Evans et al., 2021a, Abbildung 27A) und doppelte Drucksensoren (Fritz et al., 2008; op de Beek et al., 2018) zum Einsatz. Im Rahmen von MoMoK wurde

darüber hinaus eine umfassende Literaturstudie u.a. zu Messmethoden für Geländehöhenänderungen durchgeführt (Seidel et al., eingereicht). Da etablierte Messsysteme den Anforderungen des MoMoK-Messnetzes nicht genügen (siehe auch Frank et al. 2022), wurde für die kontinuierlichen Höhenmessungen ein neues Messgerät (Seilzugsensor) entwickelt und evaluiert. Neben dem Seilzugsensor kommen in MoMoK vor allem auf nassen Monitoringflächen auch die „Doppelpegel“ zum Einsatz, da diese im Gegensatz zu den Seilzugsensoren bei Überflutung nicht beschädigt werden. Das Messprinzip des Doppelpegels beruht auf zwei Drucksensoren: einer ist am fest im Untergrund verankerten Pegelrohr befestigt, der zweite an einem über die Messtelle gestülpten KG-Rohr, dass sich mit der Bodenoberfläche bewegt (Abbildung 27C). Auf Laser oder Ultraschall beruhende Schneehöhensensoren kommen aufgrund der Kosten, des Energiebedarfs und der Anfälligkeit gegenüber Temperaturschwankungen nicht in Frage.

Der im Rahmen des Moorbodenmonitorings entwickelte Seilzugsensor wurde mit beiden Messsystemen verglichen. Dazu wurde das originale Kamerasystem adaptiert, so dass die Kamera fixiert ist, während sich die Messlatte bewegt (Abbildung 27B). Beim Originalsystem bewegt sich die Kamera mit dem Hocker. Diese Adaption wurde umgesetzt, um den Vergleich zwischen Seilzugsensor und Kamera unabhängig von der Verankerung durchzuführen, d.h. in beiden Fällen eine sich mit der Bodenoberfläche bewegende Rasenschutzmatte einsetzen zu können.

Abbildung 27: A) Kamerasystem nach Evans et al. (2021a), B) adaptiertes Kamerasystem Thünen-Institut, C) geöffneter Doppelpegel.



Quelle: A) und B) Thünen-Institut / B. Tiemeyer, C) Thünen-Institut / W. Oehmke

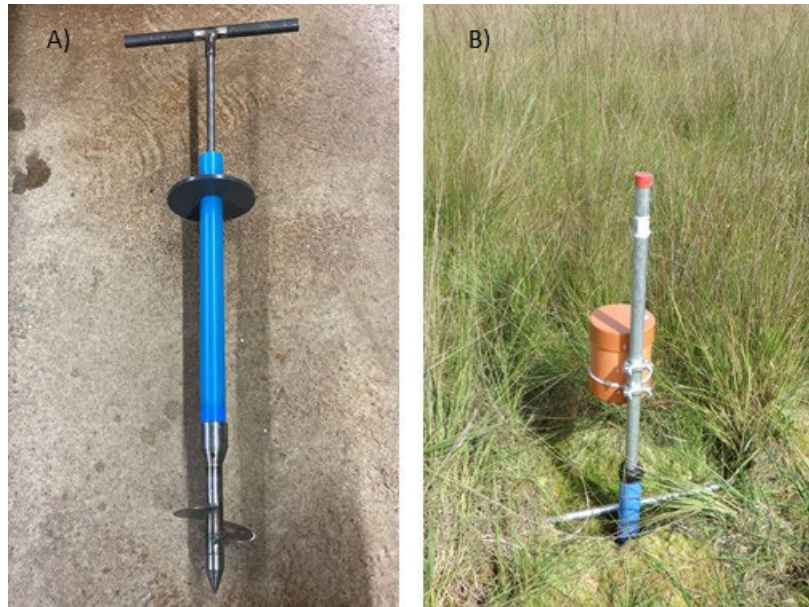
4.3.3.1 Evaluierung des Seilzugsensors

Vergleich Verankerungen

Das Standarddesign des Seilzugsensors umfasst eine Rasenschutzmatte mit Aluminiumblock, die auf dem Boden bzw. auf der bei der Installation kurz geschnittenen Vegetation aufliegt. Die Matte wird mit Heringen fixiert. Da diese Methode so noch nicht in der Literatur beschrieben ist, wurde dies mit einem an einem flachen (0,20 m) Erdanker befestigten Seilzugsensor verglichen. Daneben ist auf Monitoringflächen mit ausgeprägter Mikrotopographie die Auflage der Rasenschutzmatte schwierig, und es ist mit erheblichen Unterschieden der Geländehöhenänderung zwischen Schlenken und Bulten bzw. Horsten zu rechnen. Daher wurde ein

„Bultpiercing“ getestet, d.h. eine Stange wurde horizontal durch zwei Bulte gedrückt und der Seilzugsensor an dieser Stange befestigt.

Abbildung 28: A) Flacher Erdanker und B) Bultpiercing



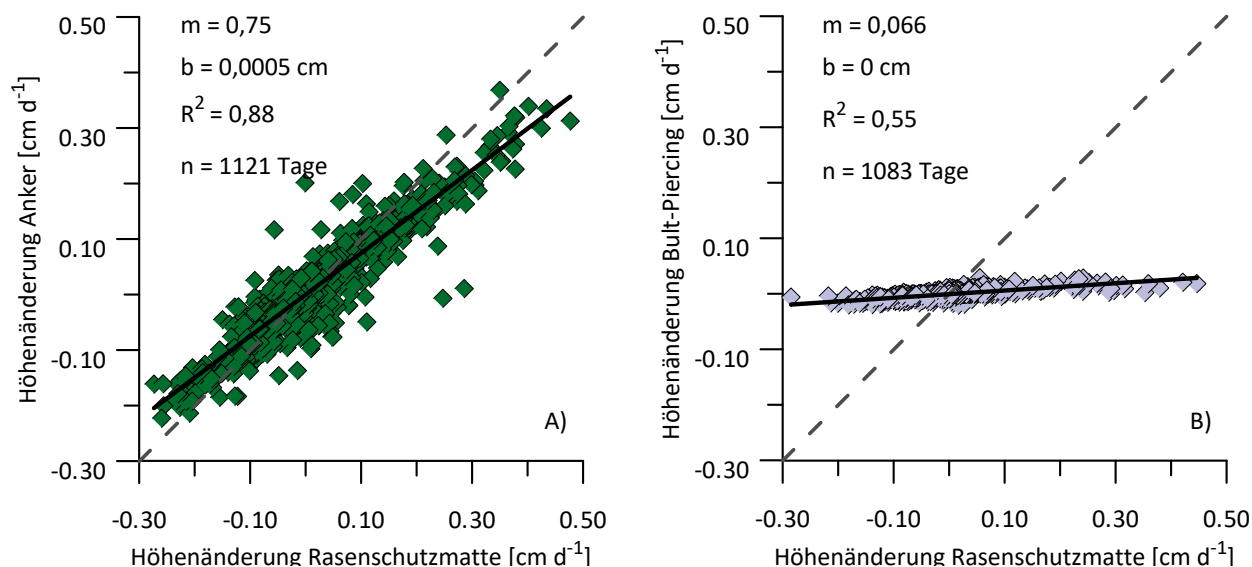
Quelle: A) Thünen-Institut / R. Seidel, B) Thünen-Institut / W. Oehmke

Der Vergleich des Erdankers mit dem Seilzugsensor wurde auf einer tiefgründigen und tief entwässerten (*Rohrdrainage*) Grünlandfläche auf *Hochmoorboden* durchgeführt (Abbildung 29A). Die täglichen durch den mit der Rasenschutzmatte verbundenen Seilzugsensor gemessenen Höhenänderungen lagen entsprechend zwischen - 0,30 und 0,50 cm. Insgesamt wurde über etwa drei Jahre ein sehr enger Zusammenhang mit den aus der Verankerung mit dem Erdanker resultierenden Höhenänderungen festgestellt, wobei letztere systematisch geringer waren (Steigung der Regressionsgerade = 0,75). Dieses Ergebnis bestätigt, dass mittels Rasenschutzmatte die Bewegung der Bodenoberfläche, d.h. die maximale Bewegung, erfasst wird. Üblicherweise verringert sich die Bewegung mit der Tiefe, d.h. tiefere Bodenhorizonte bewegen sich weniger als der Oberboden bzw. die Bodenoberfläche (z.B. van Asselen et al., 2025). Der Erdanker integriert über die oberen 0,20 m des Bodenprofils.

Anders stellt sich dagegen der Vergleich zwischen der Bewegung der Bulte bzw. Horste und einer Schlenke (Rasenschutzmatte) an einer nach Torfabbau vernässten Hochmoorfläche (*Polder*) dar, an dem ebenfalls ein dreijähriger Datensatz zu täglichen Höhenänderungen ausgewertet wurde. Die Oberfläche der Schlenke (v.a. Torfmoose) schwankt sehr stark, während sich die Bulte in einem deutlich geringeren Maße bewegen (Abbildung 29B). Der Zusammenhang zwischen den Höhenänderungen der beiden Mikroformen ist dennoch recht stark. Dieses Ergebnis kann so interpretiert werden, dass sich die Bulte mit dem unterliegenden Torf bewegen, während die Bewegung der Schlenke durch die Wasserbewegung mit den sehr locker gelagerten Moosen hervorgerufen wird. Das Verständnis solch kleinräumiger Unterschiede ist vor allem bei der Nutzung von Fernerkundungsdaten für das Monitoring von Geländehöhenänderungen relevant.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Rasenschutzmatte für den Großteil der Monitoringflächen eine geeignete Methode zur Erfassung der Oberflächenbewegung ist. Probleme können jedoch an Monitoringflächen mit ausgeprägtem Mooswachstum auftreten (siehe Kapitel 4.3.3.3).

Abbildung 29: Vergleich täglicher Höhenänderungen unterschiedlich „verankerter“ Seilzugsensoren. A) Rasenschutzmatte (Standardverfahren) vs. flachen Erdanker, B) Rasenschutzmatte vs. Bult-Piercing.



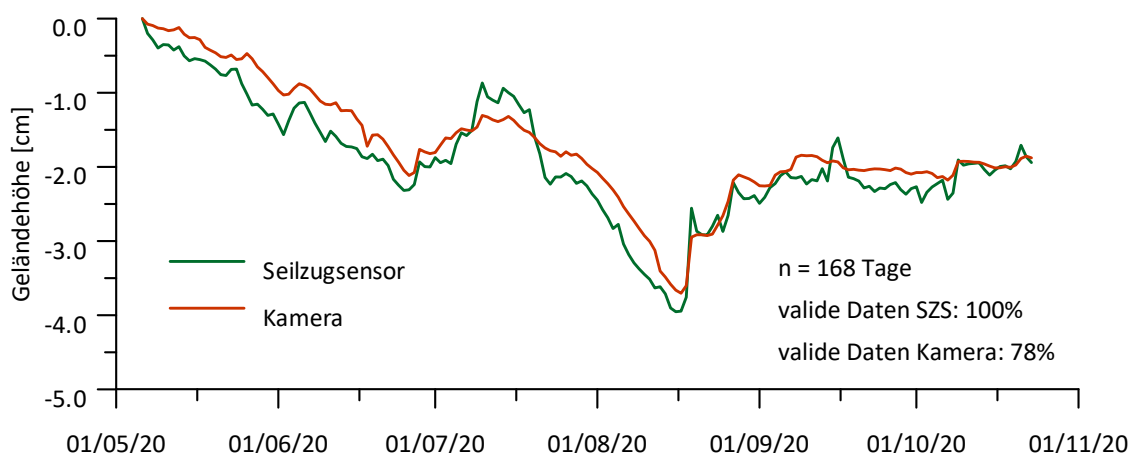
Quelle: Thünen-Institut

Vergleich des Seilzugsensors mit etablierten Ansätzen

Abbildung 30 zeigt den Vergleich von mit einem Seilzugsensor und von einer adaptierten Moorkamera (Abbildung 27B) gemessenen Geländehöhen. Die dargestellten Geländehöhen sind relativ zum Wert beim Start der Messungen. Da die für das Kamerasystem notwendige Kamera phasenweise nicht mehr verfügbar und die Handhabung der Bilddaten aufwändig war, wurde für dieses System nur eine recht kurze Testphase durchgeführt. Dagegen kommt der Doppelpegel an zahlreichen Monitoringflächen zum Einsatz, so dass dieser an zwei Flächen und über längere Zeiträume mit dem Seilzugsensor verglichen wurde.

Nach 168 Tagen wurde mit dem Seilzugsensor und der Kamera nahe eine identische absolute Höhenänderung erfasst (Abbildung 30), wobei die Datenabdeckung des Seilzugsensors besser und die Aufbereitung deutlich einfacher war. Auf Tagesebene war die durch den Seilzugsensor erfasste Höhenänderung deutlich größer (Mittel = 0,10 cm) sowohl in der Auf- als auch in der Abwärtsbewegung als die durch die Kamera erfasste (Mittel = 0,06 cm). Der lineare Zusammenhang der Werte war recht gering ($R^2 = 0,29$). Die stärkere Dynamik, die in stündlichen Daten noch stärker zu Tage tritt, lässt sich jedoch durch die anfangs noch nicht optimale Einstellung des Seilzugsensors erklären, da aufgrund eines fehlenden Vorwiderstand zu viel Strom durch den Abnehmer geflossen ist und das Signal zum Rauschen gebracht hat.

Abbildung 30: Vergleich der mit Seilzugssensor und Kamera an einem Grünland (Wiese 4+ Schnitte) auf tiefgründigem Hochmoorboden gemessenen Geländehöhen (Tagesmittel)



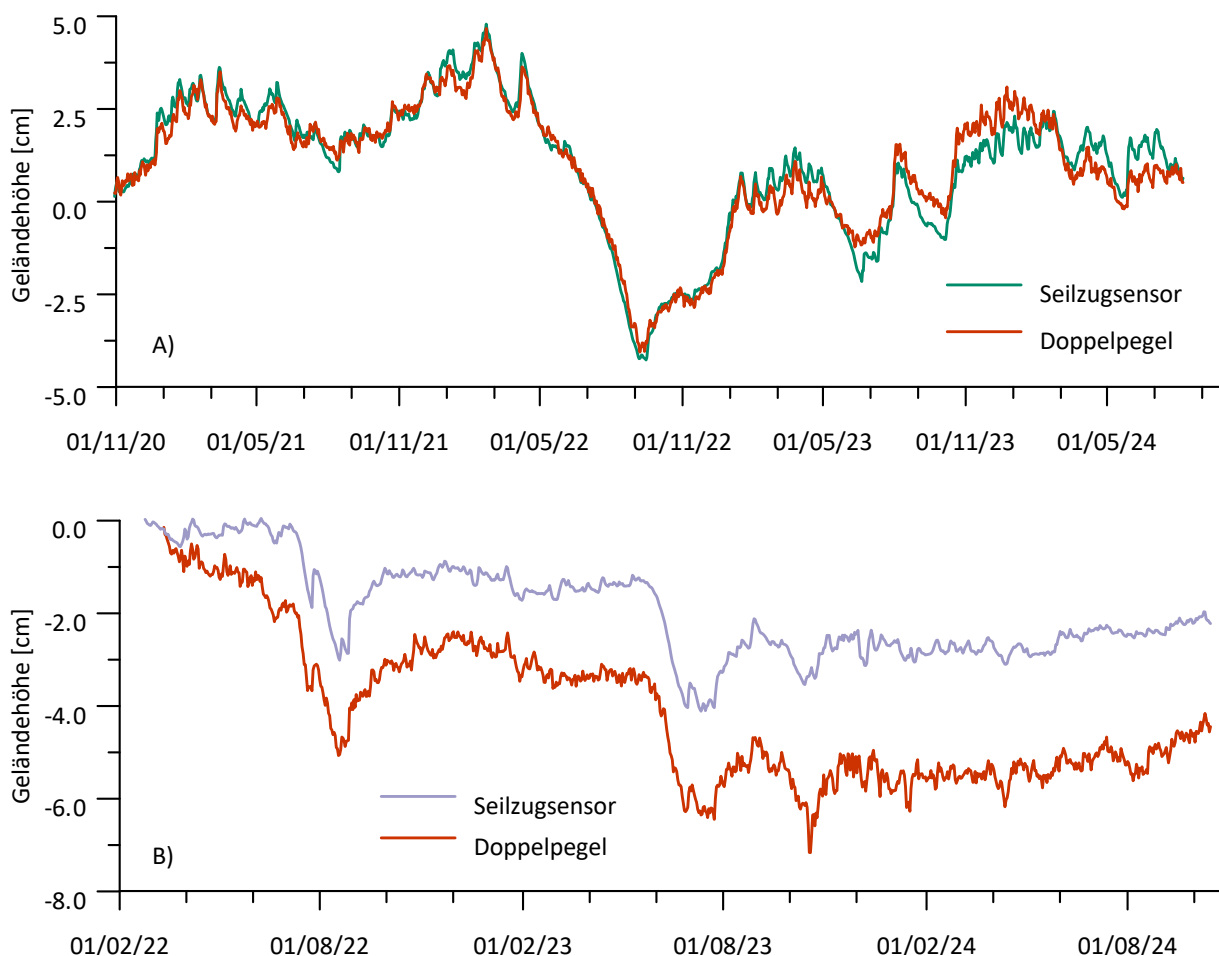
Quelle: Thünen-Institut

Der Vergleich von Seilzugssensor und Doppelpegel wurde auf zwei Flächen durchgeführt (Abbildung 31), wobei es sich beim Grünland um die gleiche Monitoringfläche handelt, an dem auch die Kamera getestet wurde. Auf dieser Fläche zeigte sich über nahezu vier Jahre eine hervorragende Übereinstimmung zwischen den jeweils gemessenen Geländehöhen (Abbildung 31A). Auf Ebene der Tageswerte zeigte sich eine leicht höhere Dynamik bei den mit dem Doppelpegel (Mittel = 0,11 cm) als bei den mit dem Seilzugssensor (Mittel = 0,08 cm) erfassten Werten.

Dies lässt sich ebenfalls, wenn auch in viel stärkerem Ausmaß, auf der zweiten Testfläche beobachten (Abbildung 31B): Hier wurden mit dem Seilzugssensor im Mittel eine tägliche Bewegung von 0,05 cm, mit dem Doppelpegel von 0,11 cm gemessen. Da sich die Geländehöhe im Verlauf der etwa drei Messjahre insgesamt absenkte, führte dies zu einem starken Auseinanderlaufen der Messwerte, so dass die Oberfläche gemäß Seilzugssensor 2,2 cm, gemäß Doppelpegel jedoch sogar 4,4 cm unter dem Startwert lag. Ein Vergleich mit dem Flächenvermessungen konnte keine endgültige Klärung bringen, welche Messung „besser“ ist. Die Gründe für die Unterschiede konnten bisher nicht geklärt werden. Möglicherweise bewegt sich der Doppelpegel mit dem Torf, während das Moos unter der Rasenschutzmatte einen Teil der Bewegung abpuffert, d.h. zwischen Matte und Torf komprimiert wird und sich bei Schrumpfung des Torfs wieder ausdehnt.

Eine weitergehende Analyse aller Monitoringflächen mit punktuell gemessenen Geländehöhen zeigte jedoch keine systematischen Unterschiede zwischen den Ergebnissen, da sich a) Unterschiede in der Spannweite durch Wasserstände und weitere Standorteigenschaften erklären ließen und b) die Übereinstimmung zwischen Flächenvermessung und punktueller Messung für beide Messsysteme gleich gut war (Kapitel 4.3.4). Entsprechend wurden die Daten gemeinsam ausgewertet.

Abbildung 31 Vergleich der mit Seilzugssensor und Doppelpegel gemessenen Geländehöhen (Tagesmittel) an A) einem *Grünland (Wiese 4+ Schnitte)* auf tiefgründigem Hochmoorboden und B) einem *ungenutzten Hochmoor ohne Abtorfung*



Quelle: Thünen-Institut

Wiederholbarkeit der Messungen

Auf drei Monitoringflächen wurden jeweils drei Seilzugssensoren im Dreieck (Abstand jeweils etwa 2,5 m) installiert:

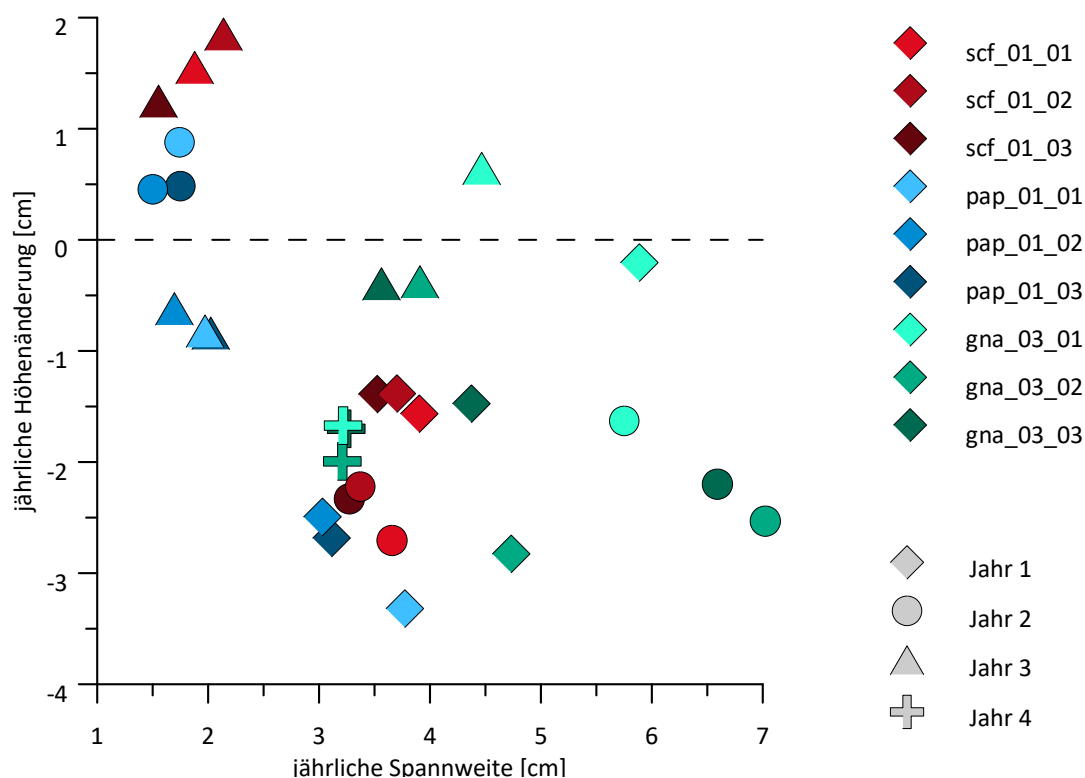
- Schechenfilz scf_01: naturnahes, tiefgründiges Hochmoor
- Gnarrenburg gna_03: *Grünland - Wiese (1 Schnitt)* auf tiefgründigem Hochmoorboden mit *Rohrdrainage*
- Papenburg pap_01: *Grünland - Wiese (4+ Schnitte)* auf flachgründigem Hochmoorboden mit *Grabenentwässerung*

Es liegen Messdaten für drei (scf_01, pap_01) bzw. vier Jahre vor. Für jedes Messjahr wurde die absolute Höhenänderung und die Spannweite der Geländehöhen berechnet (Abbildung 32). Eine negative Höhenänderung bedeutet eine Sackung, wobei aufgrund der Kurzfristigkeit der Datensätze (noch) nicht auf das Emissionsverhalten geschlossen werden kann. Idealerweise liegen die Messwerte eines einzelnen Jahres sehr dicht beieinander wie z.B. bei scf_01 im Jahr 1. Deutliche und systematische Unterschiede in den Höhenänderungen werden auch langfristig in unterschiedlichen Trends resultieren, während Unterschiede in der Spannweite für langfristige Aussagen ggf. weniger problematisch sind. Generell zeigt sich eine gute Übereinstimmung der Wiederholungsmessungen, insbesondere auf den Monitoringflächen scf_01 und pap_01. Auf der Fläche gna_03 weicht dagegen der Sensor gna_03_01 deutlich von den beiden anderen Wiederholungs-

messungen ab. Dies lässt sich damit erklären, dass dieser Sensor direkt in der Mitte zwischen zwei Dränrohren (Dränabstand 5,9 m) platziert wurde und die beiden anderen Sensoren entsprechend näher an den Dränrohren zu finden sind. Dies führte in allen Jahren zu einer geringeren Sackung in Dränbeetmitte, was dem typischen Oberflächenmuster von mit Rohrdränung entwässerten Moorstandorten entspricht. Der Effekt auf die Spannweite der Geländehöhen war dagegen witterungsabhängig. Daneben ist positiv festzustellen, dass sich die Unterschiede zwischen den Wiederholungsmessungen über die Jahre nicht vergrößern, sondern zumindest im Falle von pap_01 und gna_03 geringer werden. Entsprechend gibt es keine auffälligen Drifts, was für eine Stabilität des Messsystems spricht.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass jährlichen Höhenänderungen und Spannweiten gut reproduzierbar sind. Allerdings wirken sich auch kleinräumige hydrologische Unterschiede deutlich auf die Bewegung der Bodenoberfläche aus. Entsprechend ist eine sorgfältige Flächenauswahl notwendig, wobei insbesondere die mitunter aufwändige Suche nach Dränrohren unverzichtbar ist.

Abbildung 32: Jährliche Spannweite der Geländehöhen und jährliche Höhenänderung auf drei Flächen (scf_01, pap_01 und gna_03) mit jeweils drei Wiederholungsmessungen.

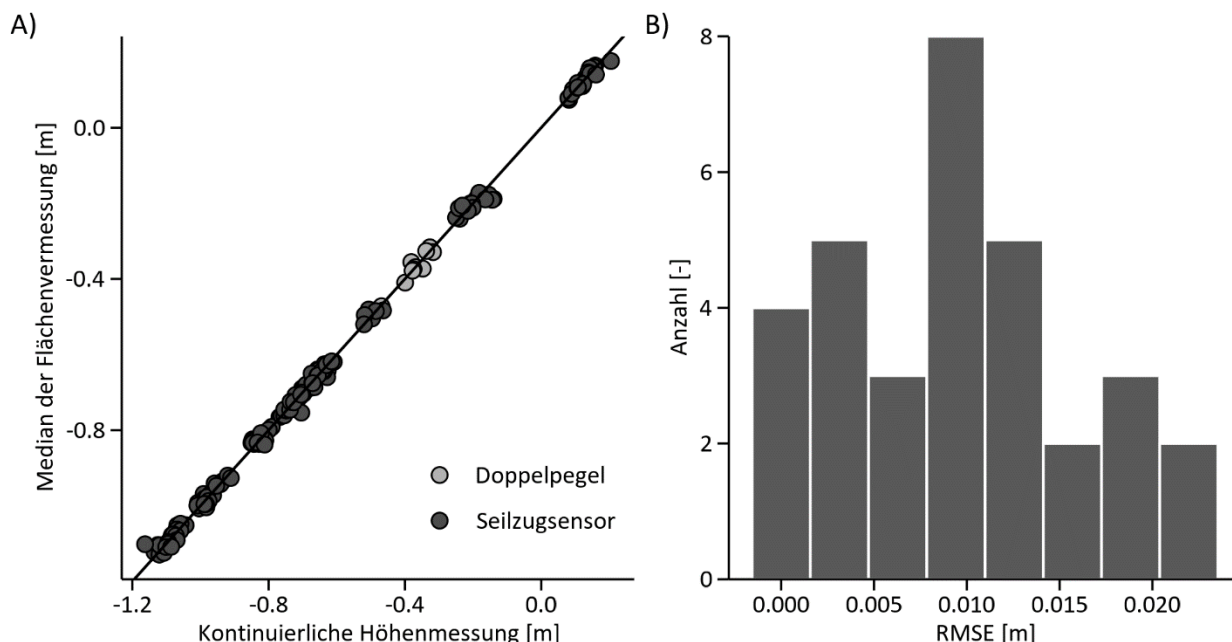


Quelle: Thünen-Institut

4.3.3.2 Vergleich Flächenvermessung mit kontinuierlichen Höhenmessungen

Die räumlichen Vermessungen der Monitoringflächen zeigten eine gute Übereinstimmung mit den kontinuierlichen Punktmessungen im Zentrum der Fläche. Dies lässt sich gut in Abbildung 33A erkennen, in welcher die Mediane der Flächenvermessungen (relative Höhe = Höhe unter Fixstangenoberkante) gegen die relativen Höhen der kontinuierlichen Punktmessungen (Tageswerte) gezeigt werden. Im Mittel betrug der RMSE zwischen Flächenvermessung und kontinuierlicher Vermessung 0,01 m. Zwei Drittel der Monitoringflächen wiesen einen RMSE kleiner 0,01 m auf und das Maximum lag bei einem RMSE von 0,02 m (Abbildung 33B).

Abbildung 33: A) Mediane der relativen Höhen der Flächenvermessungen gegen tägliche Mittelwerte der relativen Höhen der kontinuierlichen Höhenmessungen am jeweiligen Tag der Flächenvermessung für Doppelpegel und Seilzugsensor. Die Linie zeigt die 1:1 Beziehung, B) Wurzel der mittleren quadratischen Abweichung (RMSE) zwischen Flächenvermessungen und Höhenmessungen pro Monitoringfläche.



Quelle: Thünen-Institut

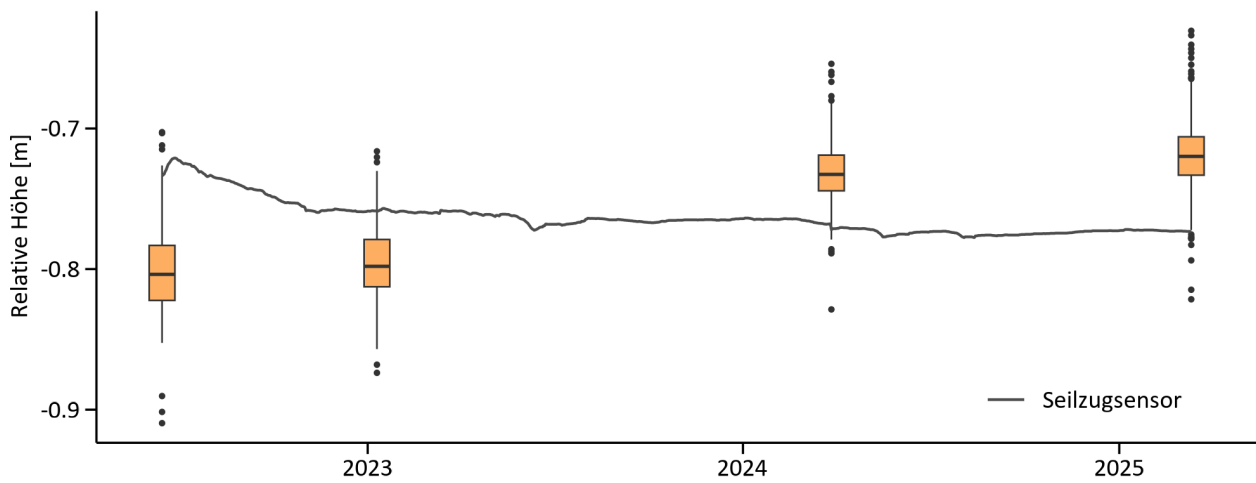
4.3.3.3 Limitierung der Methoden

Trotz weitgehend guter Übereinstimmung zwischen Flächenvermessungen und kontinuierlichen Höhenmessungen zeigten sich auf einzelnen Monitoringflächen größere Abweichungen. Abbildung 34 zeigt die zeitlichen Verläufe der Geländehöhen auf einer Torfmoospaludikultur. Im Gegensatz zu den kontinuierlich ansteigenden Geländehöhen der Flächenvermessungen, blieben die kontinuierlichen Höhenmessungen konstant. In Abbildung 35 ist gut ersichtlich, dass die Rasenschutzmatte am Seilzugsensor nach Installation von Torfmoosen überwachsen wurde und den durch deren Aufwuchs verursachten Höhenänderungen auf der Monitoringfläche nicht folgte. Eine weitere Anwendung von Seilzugsensoren auf diesen Flächen muss daher in Zukunft überprüft werden.

Abbildung 34 zeigt außerdem, dass im ersten Messjahr mit dem Seilzugsensor abnehmende Geländehöhen gemessen wurden. Es ist bisher noch nicht abschließend geklärt, ob es sich hierbei um ein tatsächliches Absinken der Geländehöhe handelt oder ob die Rasenschutzmatte langsam in die Torfmoose eingesunken ist. Aufgrund dieser Unsicherheiten wurde das erste Messjahr in der Auswertung nicht berücksichtigt und ging daher auch nicht in die im vorherigen Kapitel gezeigte Abbildung 33 ein.

Die Länge der bisherigen Zeitreihen reichen nicht aus, um die in MoMoK eingesetzten Methoden zur Messung von Geländehöhen auf Torfmoospaludikulturen und naturnahen Hochmoorflächen endgültig zu bewerten. Eine weitere Evaluierung ist notwendig, da sowohl die kontinuierlichen Höhenmessungen als auch die Vermessungen kritisch sind, da das frisch gewachsene *Sphagnum* durch das Begehen komprimiert werden kann.

Abbildung 34: Flächenvermessung und kontinuierliche Höhenmessung auf einer Torfmoos-Paludikultur. Die relative Höhe entspricht dem Abstand zur Oberkante der Fixstange auf der Monitoringfläche.



Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 35: Seilzugsensor auf der Monitoringfläche bei der Einrichtung im Juni 2022 (links) und bei einer Wiedervermessung im März 2025 (rechts).



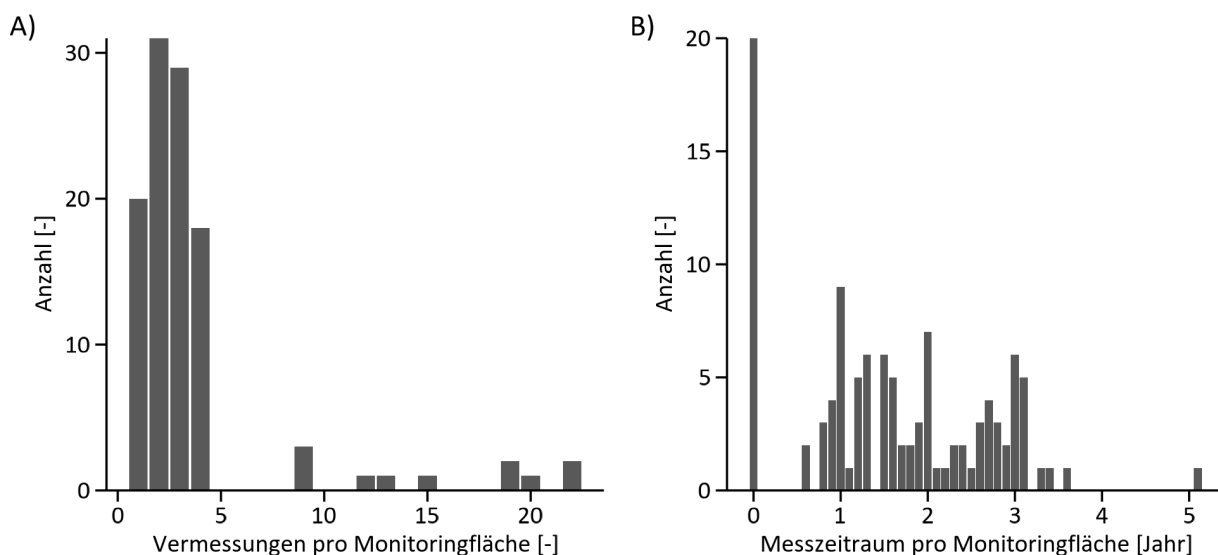
Quelle: links) Thünen-Institut / W. Oehmke, rechts) Thünen-Institut / W. Wywias

4.3.4 Datenverfügbarkeit Flächenvermessungen und kontinuierliche Höhenmessungen

Bis April 2025 wurden auf 109 Monitoringflächen Flächenvermessungen durchgeführt. Ein Großteil der Monitoringflächen wurde zweimal ($n = 31$) bzw. dreimal ($n = 29$) vermessen (Abbildung 36A). Auf 20 Monitoringflächen wurde bisher nur eine Vermessung durchgeführt. Wie aus Abbildung 36A hervorgeht, wurden einige Monitoringflächen deutlich häufiger vermessen. Dies erfolgte im Rahmen einer Detailstudie zur Datenerhebung für fernerkundliche Anwendungen im Unterprojekt FAMOS (siehe Kapitel 4.3.7).

Der Zeitraum zwischen erster und letzter Vermessung lag im Mittel bei 1,6 Jahren (Abbildung 36B) und – bis auf eine Ausnahme – bei allen Monitoringflächen unter vier Jahren. Dieser Zeitraum reicht noch nicht aus, um langfristige Trends der Geländehöhenänderungen abzuleiten. Eine weiterführende Auswertung der Flächenvermessungen ist daher erst zukünftig geplant und wird in diesem Bericht nicht weiter behandelt.

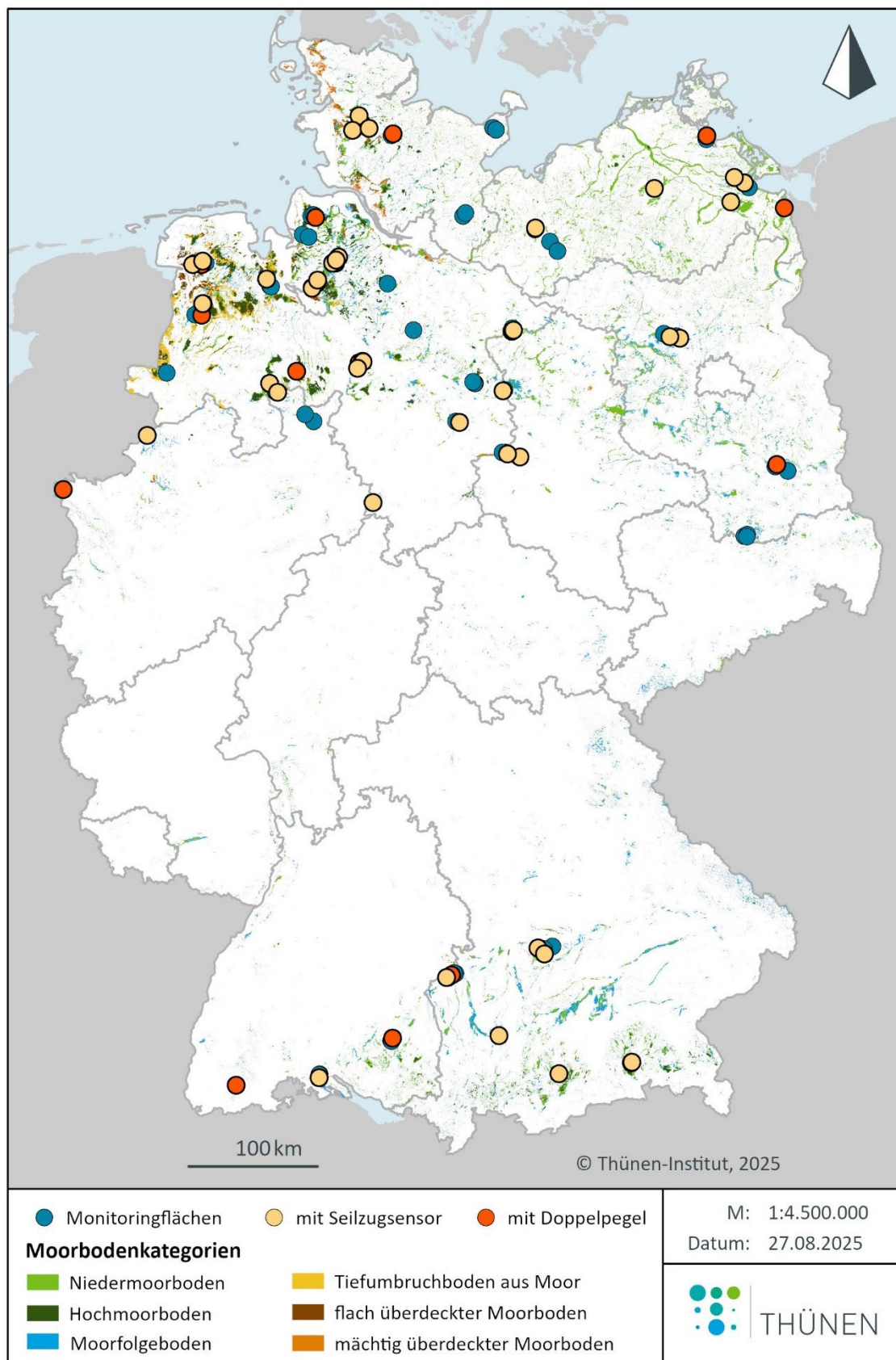
Abbildung 36: A) Anzahl der Flächenvermessungen (Vermessung) und B) Zeitraum zwischen erster und letzter Flächenvermessung (Messzeitraum) pro Monitoringfläche.



Quelle: Thünen-Institut

Insgesamt werden kontinuierliche Höhenmessungen auf 48 Monitoringflächen mit Seilzugssensoren und auf 17 Monitoringflächen mit Doppelpegeln durchgeführt. Auf zwei Monitoringflächen wird mit beiden Methoden gemessen, sodass insgesamt 63 Monitoringflächen mit kontinuierlichen Geländehöhenmessungen erfasst werden (Abbildung 37).

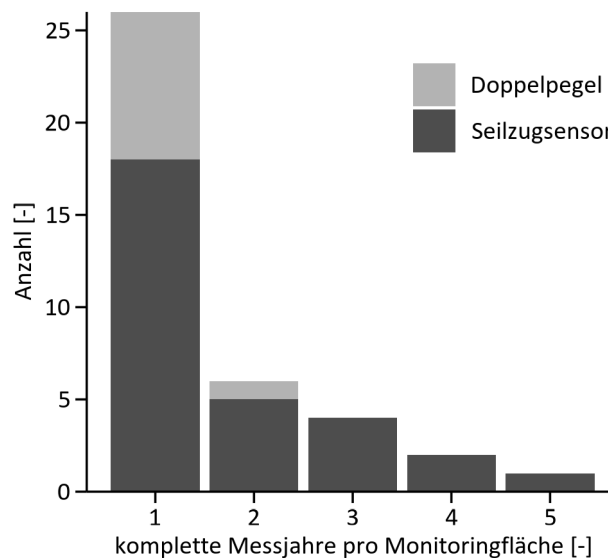
Abbildung 37: Monitoringflächen mit Seilzugsensor und Doppelpegel.



Quelle: Thünen-Institut

Für die Auswertung wurden alle Messjahre ausgeschlossen, in denen mehr als zwei Monate an Messwerten fehlten. Dadurch entstand ein Datensatz mit 76 vollständigen Messjahren von 43 Monitoringflächen. Dieser wurde um weitere 13 Messjahre reduziert, da für dieselben Bezugszeiträume keine Wasserstände vorlagen. Insgesamt konnten somit kontinuierliche Höhenmessungen (Seilzugsensor oder Doppelpegel) aus 63 Messjahren von 39 Monitoringflächen ausgewertet werden. Für den Großteil der Monitoringflächen ($n = 26$) lag ein Messjahr vor (Abbildung 38).

Abbildung 38: Anzahl der Messjahre pro Monitoringfläche der kontinuierlichen Höhenmessungen mit Doppelpegel oder Seilzugsensor.



Quelle: Thünen-Institut

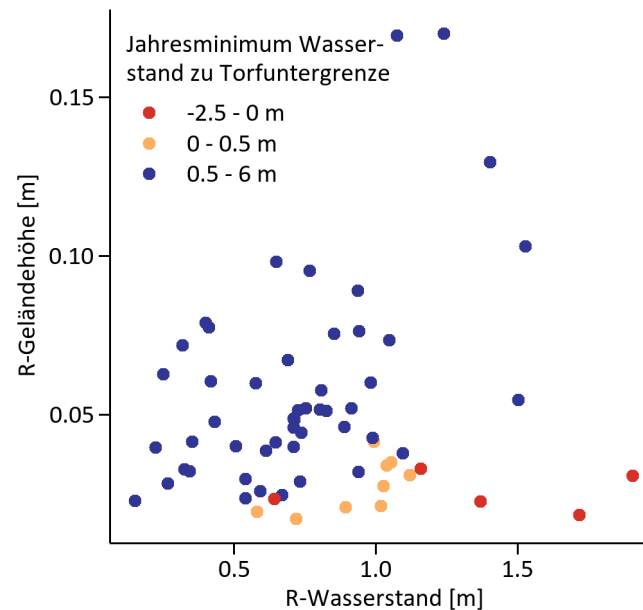
4.3.5 Ergebnisse der kontinuierlichen Höhenmessungen

4.3.5.1 Jährliche Spannweiten der Geländehöhen

Die maximale jährliche Differenz zwischen der niedrigsten und höchsten Geländehöhe (jährliche Spannweite) betrug 0.17 m und wurde in einem Niedermoor mit dem Wassermanagement *Überrieselung* gemessen. Im Mittel (\pm Standardabweichung) betrug die Spannweite über alle Messjahre und Flächen $0,05 \pm 0,03$ m und unterschied sich nicht wesentlich für die verschiedenen Hydrologiestraten *entwässert* ($R = 0,04 \pm 0,02$ m), *Wassermanagement* ($R = 0,05 \pm 0,04$ m) und *naturnah* ($R = 0,05 \pm 0,03$ m).

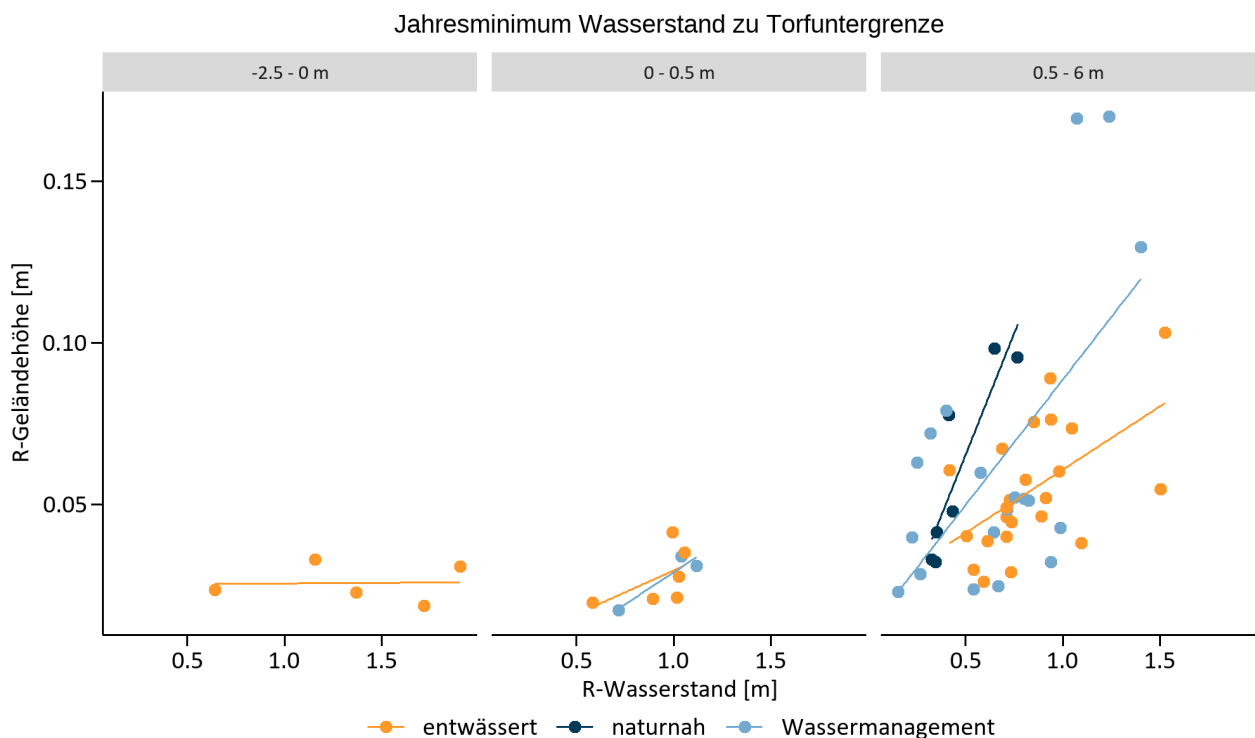
Geländehöhenänderungen sind eng mit dem Wasserstand verknüpft und sollten daher gemeinsam mit diesem betrachtet werden. Die jährlichen Spannweiten der Geländehöhen und Wasserstände wiesen jedoch eine starke Streuung auf (Abbildung 39) und verdeutlichten, dass Geländehöhenänderungen von zahlreichen weiteren Faktoren, etwa den Bodeneigenschaften, abhängen. Ein entscheidendes Kriterium ist, ob der Wasserstand dauerhaft im Torfkörper liegt oder bei niedrigen Wasserständen unter den Torfkörper absinkt, was vorrangig bei flachgründigen Moorböden auftritt. Auf Monitoringflächen, an denen der Wasserstand unterhalb des Torfkörpers fiel, reagierten die Geländehöhen kaum auf stark abfallende Wasserstände, obwohl diese teilweise die größten Spannweiten aufwiesen (Abbildung 39).

Abbildung 39: Jährliche Spannweite (R) der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen und Wasserstände auf 39 Monitoringflächen (63 Messjahre).



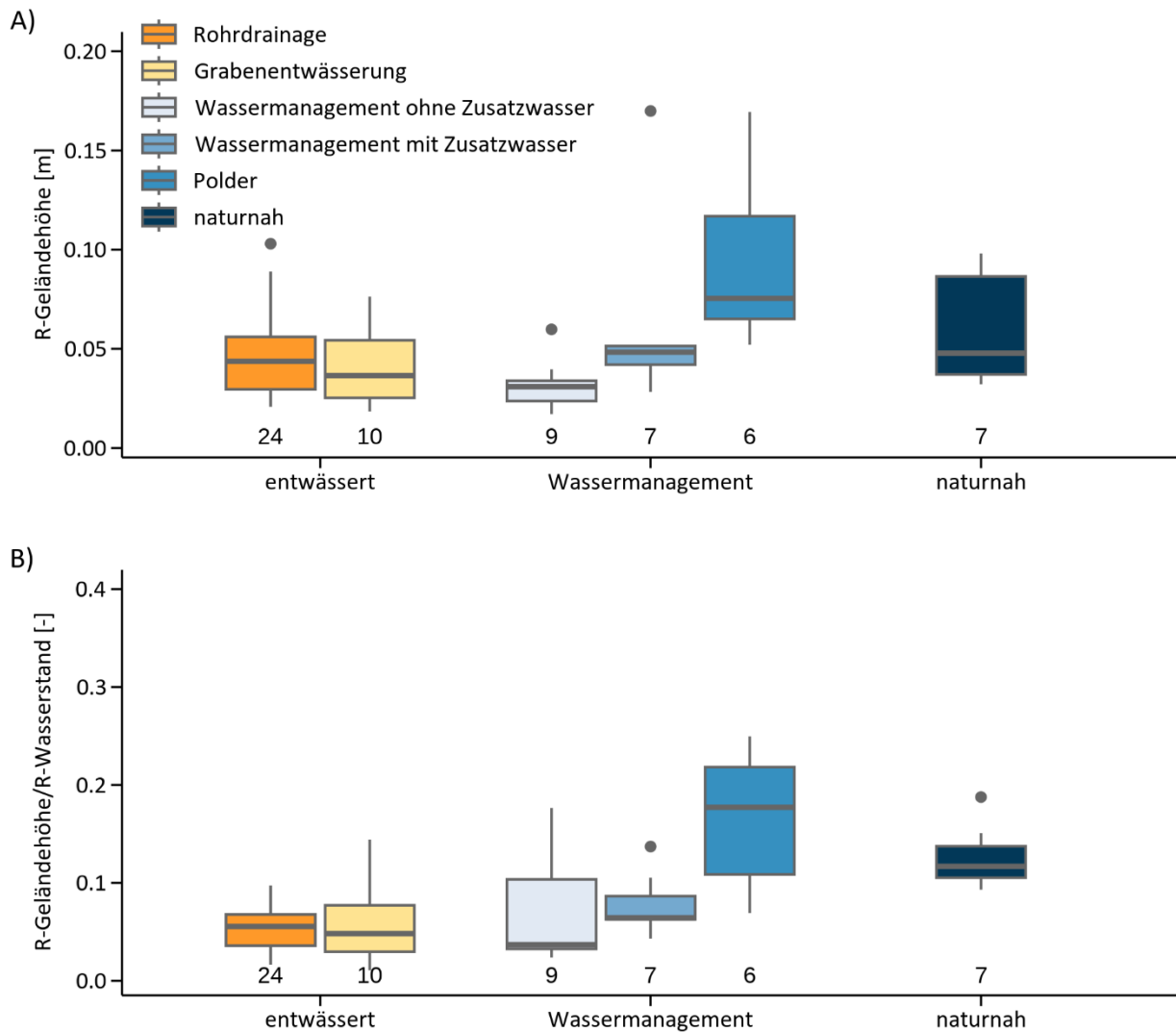
Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 40: Jährliche Spannweite (R) der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen und Wasserstände auf 39 Monitoringflächen (63 Messjahre) mit unterschiedlichen hydrologischen Bedingungen. Aufteilung in Jahresminimum Wasserstand „-2,5 bis 0 m“ unter Torfuntergrenze und „0 bis 0,5 m“ sowie „0,5 bis 6 m“ über Torfuntergrenze.



Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 41: A) Jährliche Spannweite der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen (R-Geländehöhe), B) mit der Spannweite des Wasserstandes (R-Wasserstand) normierte R-Geländehöhe für die Hydrologiestraten der ersten (*entwässert*, *Wassermanagement*, *naturnah*) und zweiten (*Grabenentwässerung*, *Polder*, *Rohrdrainage*, *Wassermanagement mit Zusatzwasser*, *Wassermanagement ohne Zusatzwasser*, *naturnah*) Ebene.



Quelle: Thünen-Institut

Auf Monitoringflächen bei denen der jährliche Minimalwasserstand über der Torfunterkante lag – bedingt durch größere Torfmächtigkeiten oder geringeren Wasserstandsspannweiten – zeigte sich eine Abhängigkeit zwischen Geländehöhen- und Wasserstandsspannweite, auch wenn weiterhin eine große Streuung vorlag (Abbildung 40). Dabei zeigten Monitoringflächen die keine Wassermanagementmaßnahme aufwiesen (*naturnah*), ausgeprägtere Geländehöhenspannweiten als die gemanagten (*Wassermanagement*) und *entwässerten* Monitoringflächen.

Bei der Betrachtung der Spannweiten fiel auf, dass insbesondere die Monitoringflächen mit *Wassermanagement* eine sehr große Streuung aufwiesen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass auf sehr unterschiedlichen Flächen verschiedene Wassermanagementmaßnahmen durchgeführt wurden und lässt sich gut in Abbildung 41

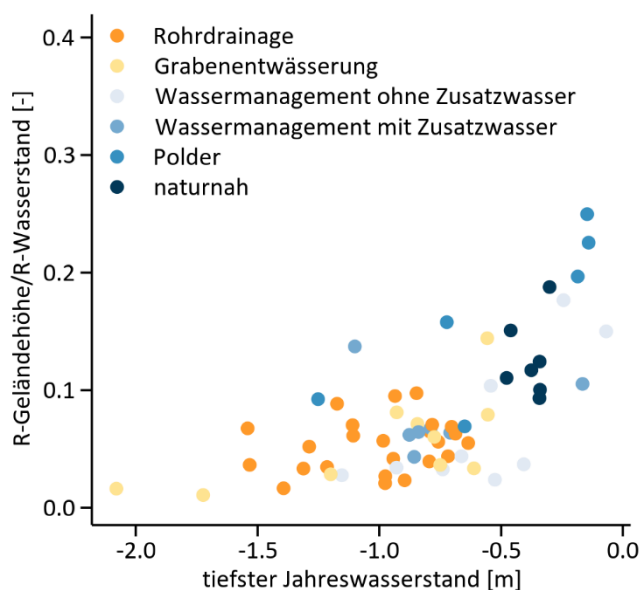
erkennen, in welcher die Monitoringflächen mit *Wassermanagement* weiter in *Polder*, *Wassermanagement mit Zusatzwasser* und *Wassermanagement ohne Zusatzwasser* unterteilt sind.

Die *Polder* wiesen die ausgeprägtesten Spannweiten der Geländehöhen auf. *Wassermanagement mit Zusatzwasser* führte zu größeren Spannweiten als *ohne Zusatzwasser*. Dieser Unterschied verringerte sich jedoch durch die Normierung der Spannweiten der Geländehöhen mit den Spannweiten der Wasserstände (Abbildung 41B). Die vergrößerte Varianz der normierten Spannweiten zeigt die Heterogenität der Monitoringflächen mit *Wassermanagement mit* und *ohne Zusatzwasser*.

Durch die Normierung der Spannweiten vergrößerte sich die Differenz zwischen *entwässerten* und *naturnahen* Monitoringflächen. Dies zeigte, dass *naturnahe* Flächen ein größeres Quell- und Schrumpfpotenzial besitzen. Zu beachten ist allerdings, dass auch auf den entwässerten Monitoringflächen quell- und schrumpffähige Torfe vorliegen.

Das größere Quell- und Schrumpfpotential der *naturnahen* und Monitoringflächen mit *Wassermanagement* zeigt sich auch in Abbildung 42. Es ist deutlich zu erkennen, dass die normierte Spannweite umso kleiner ausfällt, je tiefer der tiefste Jahreswasserstand (d.h. der niedrigste im Jahresverlauf gemessene Wasserstand) ist.

Abbildung 42: Jährliche Spannweite der kontinuierlich gemessenen Geländehöhen (R-Geländehöhe) normiert mit der Spannweite des Wasserstandes (R-Wasserstand) gegen den tiefsten Jahreswasserstand für die Hydrologiestraten der zweiten Ebene.

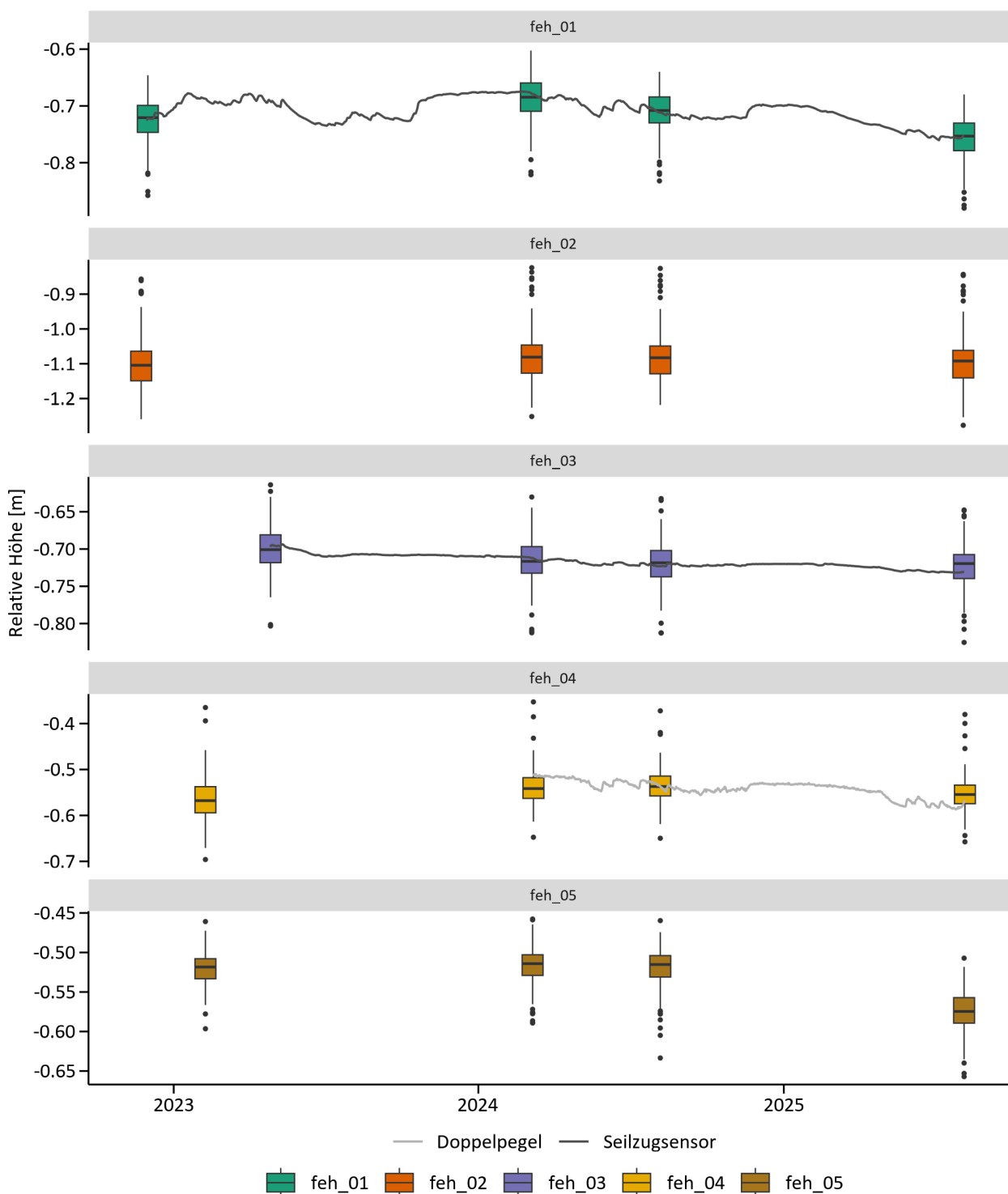


Quelle: Thünen-Institut

Geländehöhen im Cluster Fehntjer Tief

Im Fehntjer Tief wurden auf jeder der fünf Monitoringflächen bisher vier Flächenvermessungen durchgeführt. Auf drei Monitoringflächen erfolgen zusätzlich kontinuierliche Höhenmessungen. Die zeitlichen Verläufe der Flächenvermessungen und kontinuierlichen Höhenmessungen sind in Abbildung 43 dargestellt. Bei feh_01 und feh_03 passten die von den Seilzugsensoren gemessenen Geländehöhen gut mit den Medianen der Flächenvermessung überein. Der Doppelpegel in feh_04 zeigte stärkere Abweichungen. Endgültige Aussagen zur Robustheit beider Messmethoden an dieser Fläche können erst nach Vorliegen zusätzlicher Messungen getroffen werden.

Abbildung 43: Flächenvermessung und kontinuierliche Höhenmessung an den fünf Monitoringflächen im Fehntjer Tief. Relative Höhe bezieht sich auf die Höhe in Bezug zur Fixstange.



Quelle: Thünen-Institut

Die Spannweiten (R) der Mediane der Flächenvermessungen waren bei feh_02 und feh_03 mit 0,02 m am niedrigsten, obwohl es sich um die Flächen mit den größten Spannweiten bei den Wasserständen handelt. Hier zeigte sich klar die Abhängigkeit von Geländehöhen zu Bodeneigenschaften, da feh_02 nur eine sehr geringe Torfmächtigkeit mit stark zersetzten Torfen aufweist und es sich bei feh_03 um einen Tiefumbruchboden aus

Hochmoor handelt. Im Gegensatz dazu wiesen feh_01 ($R = 0,07$ m) und feh_05 ($R = 0,06$ m) deutlich ausgeprägtere Torfmächtigkeiten auf, was trotz vergleichsweise geringeren Wasserstands Spannweiten zu größeren Spannweiten bei den Geländehöhen führte.

Die Spannweiten der kontinuierlichen Höhenmessungen waren mit $R = 0,09$ m (feh_01), $R = 0,04$ m (feh_03) und $R = 0,08$ m (feh_04) auf allen Monitoringflächen ausgeprägter als die der Flächenvermessungen. Dies entsprach den Erwartungen, da die kontinuierlichen Höhenmessungen zur kompletten gemessenen Spannweite der Wasserstände vorlagen. Im Gegensatz dazu liegen die Flächenvermessungen nur zu einzelnen Tagen vor und sind abhängig vom jeweiligen Wasserstand des Messtages.

Aus den bisher erhobenen Daten mit einem Messzeitraum von ungefähr 2,5 Jahren lässt sich noch kein zeitlicher Trend ableiten.

4.3.6 Sondermessungen für die Untersuchung der Prozesse der Geländehöhenänderung

Um detaillierte Informationen über die Prozesse der Geländehöhenänderung (Kapitel 4.3.1) zu gewinnen, wurden vertiefende Untersuchungen sowohl im Labor als auch auf ausgewählten Monitoringflächen durchgeführt.

Im Labor wurden zwei Versuche durchgeführt. Im ersten Versuch wurde die maximale Schrumpfung von Moorböden an 136 Horizonten bestimmt (Seidel et al. 2023). Im zweiten Versuch erfolgte eine detaillierte Untersuchung der Schrumpfungseigenschaft, bei der Schrumpfungskurven für verschiedene Moorböden ermittelt wurden. Hierfür wurden Proben von unterschiedlichen Monitoringflächen entnommen, die verschiedene Torf- und Bodenarten, Horizonteigenschaften und Humifizierungsgrade abbildeten.

Intensivere Feldmessungen erfolgten auf den drei Monitoringflächen scf_01 (naturnahes, tiefgründiges Hochmoor), gna_03 (Grünland - Wiese (1 Schnitt) auf tiefgründigem Hochmoorboden mit Rohrdrainage) und pap_01 (Grünland - Wiese (4+ Schnitte) auf flachgründigem Hochmoorboden mit Grabenentwässerung). Auf allen drei Monitoringflächen wurden jeweils zwei zusätzliche Seilzugsensoren (Replikate) zur wiederholten Messung der Geländehöhen (Kapitel 4.3.3.1) installiert.

Darüber hinaus erfolgten spezifische Ergänzungen für die einzelnen Monitoringflächen: in scf_01 wurde die Saugspannung in 0,15 m gemessen, in gna_03 Bodenfeuchten und Saugspannung in 0,03 m, 0,15 m und 0,30 m. Ausserdem wurden in gna_03 Seilzugsensoren in verschiedenen Bodentiefen (bis 1,10 m) verankert, um Höhenänderungen in verschiedenen Tiefen zu erfassen.

Von allen drei Monitoringflächen wurden Proben entnommen, um im zweiten Laborversuch die Schrumpfungskurven für die jeweiligen Horizonte zu ermitteln. Pro beprobten Horizont wurden jeweils vier Stechzylinder entnommen: in scf_01 der oberste Horizont, in gna_03 alle Horizonte des Bodenprofils bis 1 m Tiefe und in pap_01 die vier obersten Horizonte einschließlich des ersten Mineralbodenhorizonts (Horizont 4).

4.3.6.1 Schrumpfunterersuchungen im Labor

Exkurs: Begriffsbestimmungen und Messung der Schrumpfung im Labor

Die Schrumpfungsscharakteristik eines Bodens beschreibt den Zusammenhang zwischen seinem Volumen und seinem Wassergehalt. Üblicherweise wird das Volumen als Porenziffer ($e = V_{\text{Poren}}/V_{\text{Feststoffe}} [-]$) und der Wassergehalt als Feuchtezahl ($\vartheta = V_{\text{Wasser}}/V_{\text{Feststoffe}} [-]$) angegeben. Da organische Böden im Vergleich zu Mineralböden sehr geringe und variable Feststoffvolumina ($V_{\text{Feststoffe}}$) aufweisen, wurden e und ϑ normiert (\tilde{e} bzw. $\tilde{\vartheta}$), um vergleichbare Werte zwischen 0 und 1 zu erhalten.

Zur Messung der Schrumpfungskurven wurden die feldfeuchten Bodenproben vor dem Beginn der Messungen im Wasserbad aufgesättigt, um das maximale Volumen bei maximalem Wassergehalt zu bestimmen. Anschließend wurden die Proben zuerst auf Saugplattenmodulen, später an der freien Luft und abschließend im Trockenschrank stufenweise entwässert bzw. getrocknet. Im Laufe dieses Prozesses wurden die Proben mehrfach mit einem Strukturlicht-3D-Scanner gescannt. Aus den so erzeugten 3D-Modelle erfolgte die genaue Bestimmung des Probenvolumens (Seidel et al., 2023).

Insgesamt wurden die Schrumpfungsscharakteristik von 33 Horizonten ($n = 4$) untersucht. Um Zusammenhänge zwischen dem Schrumpfvverhalten und anderen Bodeneigenschaften (z.B. Substrat, Humifizierungsgrad, TRD und C_{org}) zu untersuchen, wurden die zu untersuchenden Horizonte so ausgewählt, dass sie eine möglichst große Bandbreite an Torf- und Muddearten, Horizonteigenschaften und Humifizierungsgraden aufwiesen. Von den 33 untersuchten Horizonten bestanden 29 aus Torf, drei aus Mudden und einer aus Mineralboden. Außer dem Mineralboden zeigten alle Horizonte ausgeprägte Schrumpfung. In diesem Bericht werden nur die Ergebnisse der Monitoringfläche gna_03 gezeigt und besprochen.

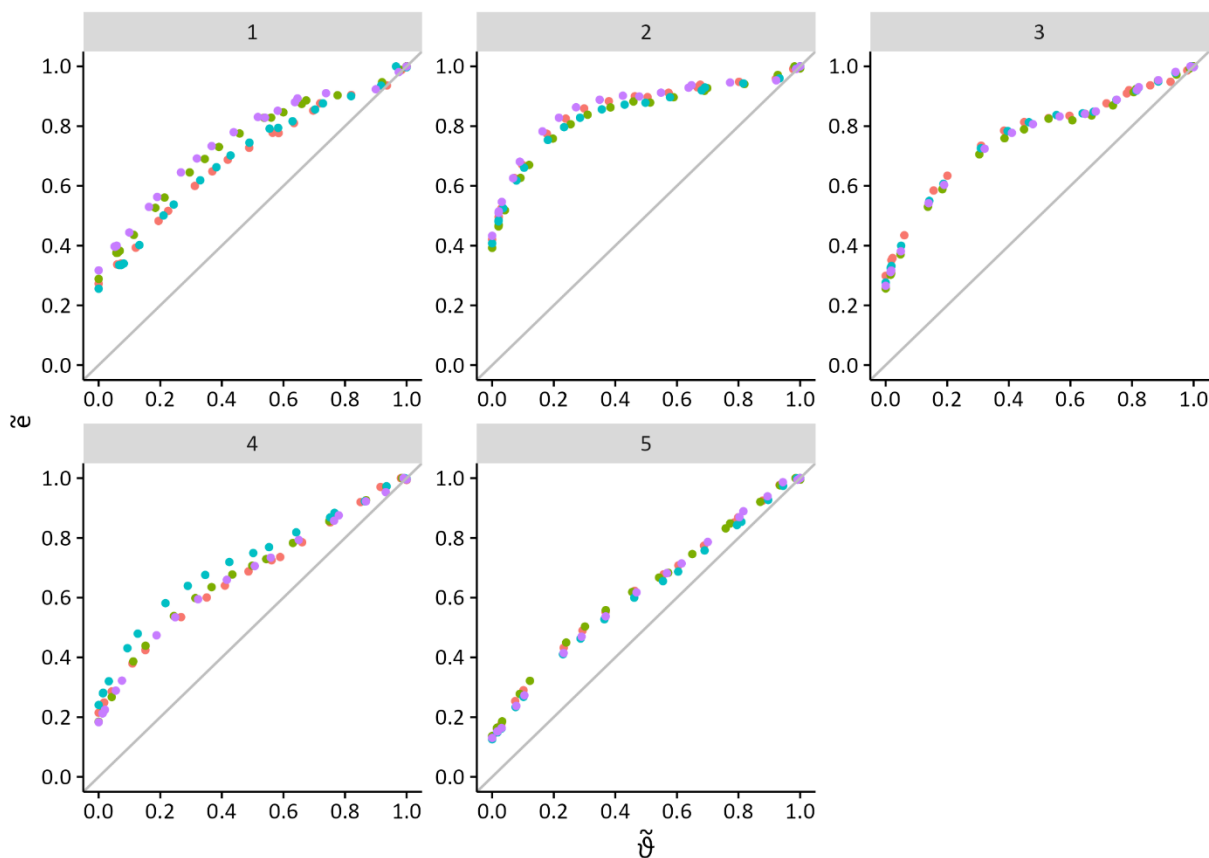
Die Schrumpfungsscharakteristiken der fünf Horizonte unterschieden sich deutlich voneinander (Abbildung 44). Dies ist auf unterschiedliche Bodeneigenschaften (z.B. Humifizierungsgrad, Torfart) zurückzuführen (Tabelle 11). Während der stark degradierte, vererdete Horizont 1 keine supernormale Schrumpfung (Bodenvolumenverlust übersteigt Wasservolumenverlust bei $0 \leq \tilde{\vartheta} \leq 0,3$) zeigte, war diese Phase bei den schwach zersetzten Bleichmoostorfen der Horizonte 2 und 3 stark ausgeprägt. Dies deutete auf vergleichsweise stabile Poren- bzw. Faserstrukturen in den Horizonten 2 und 3 hin. Die Horizonte 4 und 5 waren wiederum durch einen höheren Humifizierungsgrad geprägt, was die Stabilität der Faserstrukturen reduzierte und die Schrumpfungskurven abflachte, bis hin zu einem fast linearen Verlauf bei Horizont 5.

Tabelle 11: ausgewählte Bodeneigenschaften auf der Monitoringfläche gna_03.

Horizont Nr.	Tiefe [m]		Torfart	Humifizierungs- grad [v. Post]	Beimengungen	Horizont- eigenschaften
	von	bis				
1	0	0,12	Amorpher Torf	H10	Feinsand, Bleichmoostorf	vererdet
2	0,12	0,21	Bleichmoostorf (<i>Acutifolia</i>)	H3	Amorpher Torf	wechselfeucht
3	0,21	0,60	Bleichmoostorf (<i>Cuspidata</i>)	H3	Wollgras, Reiser	wechselfeucht
4	0,60	0,80	Bleichmoostorf	H7	Wollgras	wechselfeucht
5	0,80	1,00	Bleichmoostorf	H7	Wollgras, Reiser	dauerhaft wassergesättigt

Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 44: Schrumpfkurven (SSC) für die oberen fünf Horizonte auf der Monitoringfläche gna_03, oben beginnend mit Horizont 1. Normierte Porenziffer ($\tilde{\rho}$) gegen normierte Feuchtezeiffer ($\tilde{\theta}$).



Quelle: Thünen-Institut

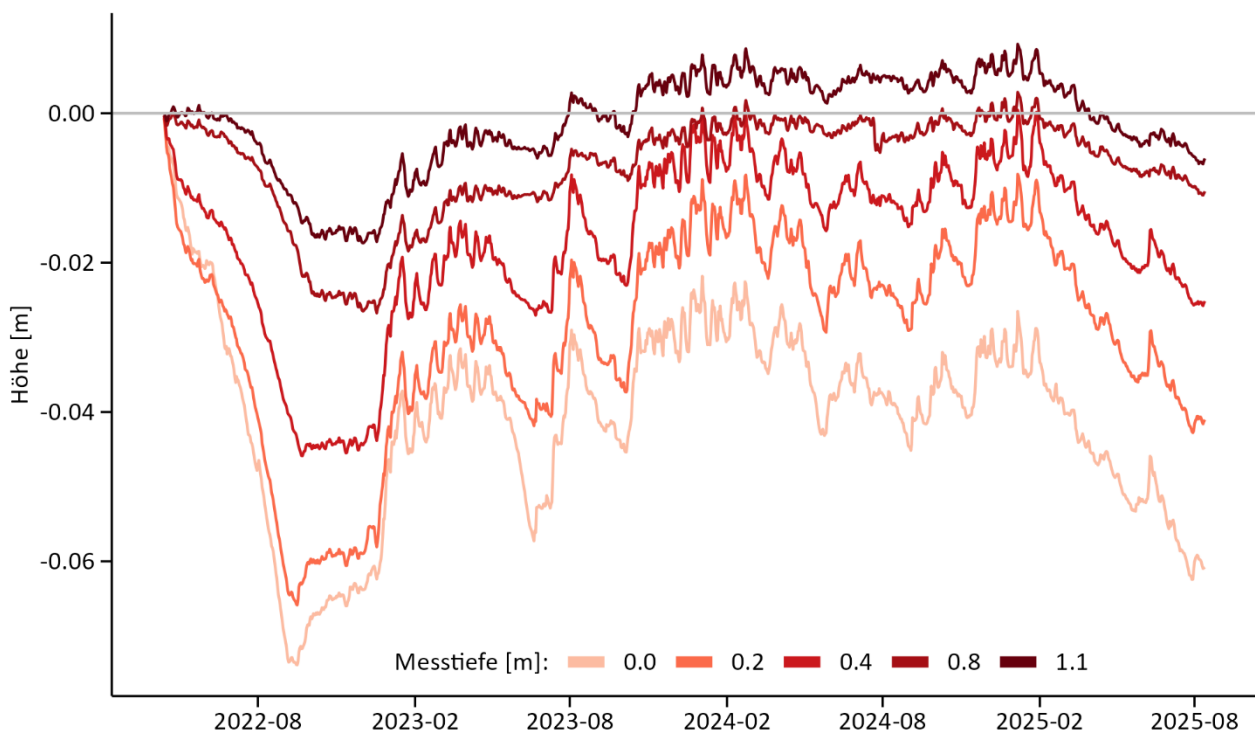
4.3.6.2 Ergebnisse der Sondermessungen an der Monitoringfläche gna_03

Abbildung 45 zeigt die relativen Höhen der Bodenoberfläche sowie in 0,2 m, 0,4 m, 0,8 m und 1,1 m Tiefe. Es wird deutlich, dass alle Tiefen - selbst die dauerhaft wassergesättigten Bereiche unterhalb von 1,1 m - an den Bewegungen der Bodenoberfläche beteiligt waren. Die Torfmächtigkeit betrug an dieser Stelle 3 m. Die jährlichen Oszillationsspannweiten der Bodenanker sind in Tabelle 12 aufgeführt. Die größte Oszillation in allen Tiefen trat im ersten Messjahr (April 2022 bis April 2023) auf. Dieses Jahr war durch einen sehr trockenen Sommer mit Wasserständen bis 0,9 m unter Flur (Abbildung 46) gekennzeichnet. Die folgenden beiden Jahre waren mit Tiefstwasserständen von 0,72 m bzw. 0,64 m feuchter, was sich auch in den Höhenänderungen widerspiegelt. So quoll der Boden in allen Tiefen mehrere Zentimeter zurück und die beiden tiefsten Bodenanker (0,8 m und 1,1 m) erreichten bzw. überstiegen sogar die Höhe zum Zeitpunkt des Einbaus, am Anfang des trockenen Sommers 2022. Im Gegensatz dazu zeigten die beiden oberflächennächsten Anker (0,0 m und 0,2 m) bleibende Höhenverluste aufgrund von vermutlich irreversibler Schrumpfung und Mineralisation. Am Ende der gezeigten Zeitreihe - ab Februar 2025 - zeigten sich bereits die Auswirkungen des trockenen Frühjahrs und Sommers 2025 mit deutlichen Senkungen in allen Bodentiefen. Neben den jährlichen und saisonalen Oszillationsmustern zeigten die Messdaten kurzfristige Schwankungen nach Niederschlagsereignissen bzw. niederschlagsarmen Wochen. Diese kurzfristigen Schwankungen konnten an der Oberfläche (Messtiefe 0,0 m) ca. 8 mm betragen. Mit zunehmender Tiefen schwächten sie sich ab und erreichten in 1,1 m Tiefe noch ca. 4 mm.

Tabelle 12: Oszillationsspannweiten in verschiedenen Bodentiefen auf der Monitoringfläche gna_03.

Messtiefe [m]	Messjahr	Spannweite [m]
0,0	1	0,073
	2	0,035
	3	0,021
	Mittelwert	0,051
0,2	1	0,065
	2	0,034
	3	0,021
	Mittelwert	0,040
0,4	1	0,046
	2	0,027
	3	0,017
	Mittelwert	0,030
0,8	1	0,027
	2	0,014
	3	0,009
	Mittelwert	0,016
1,1	1	0,018
	2	0,015
	3	0,011
	Mittelwert	0,015

Quelle: Thünen-Institut

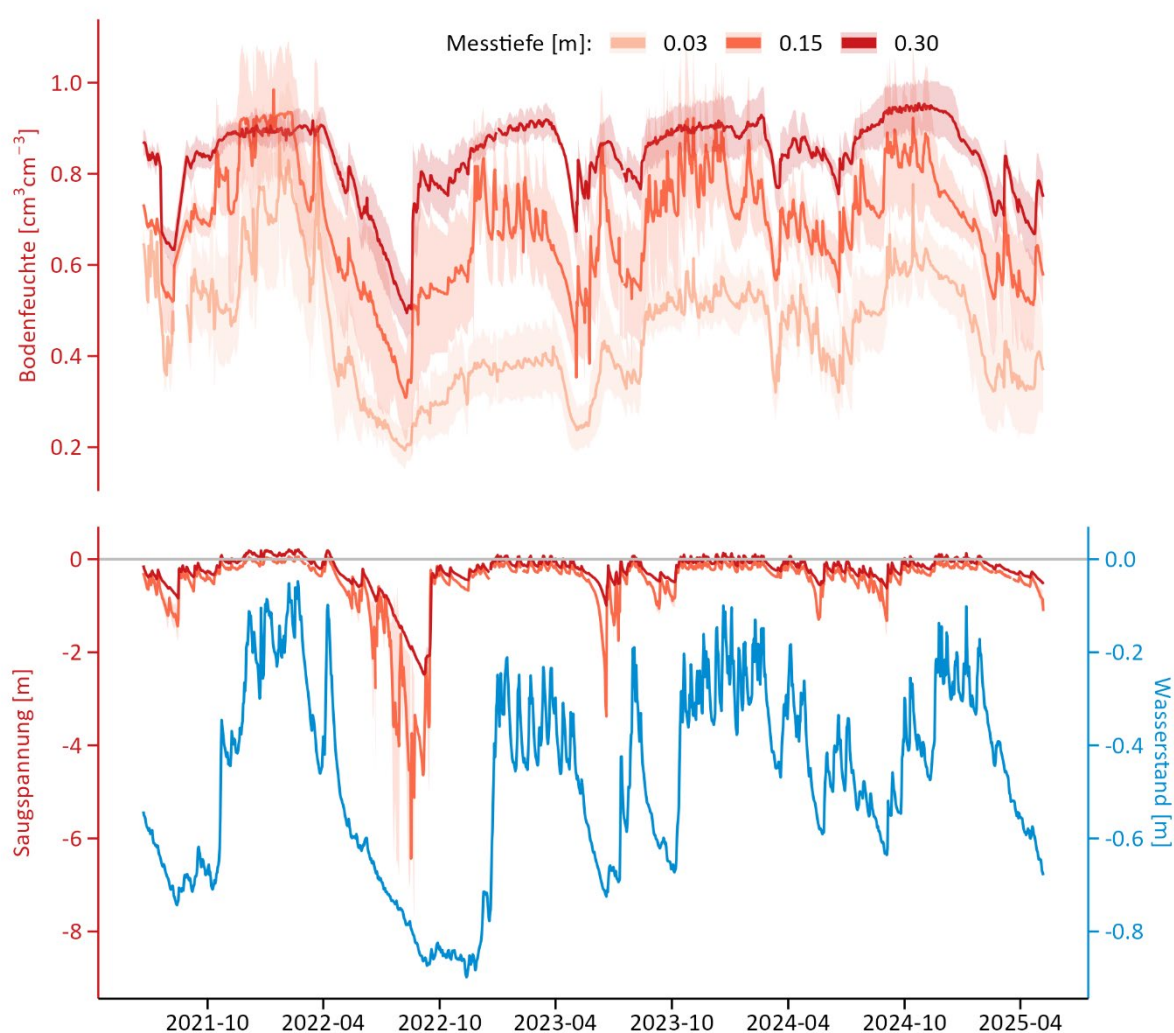
Abbildung 45: Relative Höhe in verschiedenen Tiefen auf der Monitoringfläche gna_03. Gemessene Höhen wurden alle zum Start der Messung auf Null justiert.

Quelle: Thünen-Institut

Ein wesentlicher Prozess der Geländehöhenänderung, insbesondere in den oberen ungesättigten Bodenschichten, ist die Schrumpfung. Wie in den Kapiteln 4.3.1.1 und 0 beschrieben, wird sie von der Saugspannungen im Boden verursacht und meist über ihre Abhängigkeit von der Bodenfeuchte bzw. der

Feuchtezahl quantifiziert. Um die Schrumpfung auf Feldskala beschreiben zu können wurden sowohl die Bodenfeuchte als auch die Saugspannung (Abbildung 46) bis in 0,3 m Tiefe gemessen. Der zeitliche Verlauf der Bodenfeuchten und Saugspannungen folgte im Wesentlichen dem Wasserstand. Generell nahm die Bodenfeuchte mit der Tiefe zu und die Saugspannungen nahmen ab. Kurzfristige Schwankungen waren in allen Messtiefen erkennbar, wobei es Unterschiede in der Ausprägung gab. An dieser Stelle ist zu erwähnen, dass kleinräumige Heterogenitäten der Bodeneigenschaften, insbesondere der Porosität, die Messung der Bodenfeuchte und der Saugspannung beeinflussten. So zeigen die dargestellten Unsicherheitsbänder (Standardabweichung) die Unterschiede zwischen den jeweils drei Sensoren pro Messtiefe. Diese Unsicherheiten waren für Bodenfeuchtemessungen größer als für die Saugspannungsmessungen.

Abbildung 46: Bodenfeuchte in 0,03 m, 0,15 m und 0,30 m Tiefe, Saugspannung in 0,15 m und 0,30 m Tiefe und Wasserstand unter Flur auf der Monitoringfläche gna_03.



Quelle: Thünen-Institut

Wie in Abbildung 24 und Kapitel 4.3.1 dargelegt ist die in entwässerten Mooren (wie gna_03) beobachtbare Geländehöhenänderung eine Kombination verschiedener Prozesse. In dem hier vorgestellten Zeitraum waren insbesondere Schrumpfung/Quellung, Konsolidierung und Sackung/Rückquellung und Mineralisation relevant. Der Anteil der Schrumpfung/Quellung an der Geländehöhenänderung ist im oberen Teil des Profils, wo Bodenfeuchte und Saugspannung am stärksten schwanken, am größten und nimmt nach unten, wo der Torf dauerhaft gesättigt ist, ab. So sind besonders die Schrumpfungseigenschaften der oberen drei Horizonte von

Interesse, da der Wasserstand überwiegend innerhalb dieser Horizonte (bis 0,6 m Tiefe) schwankte (Abbildung 45 und Abbildung 46). Wie in Abbildung 46 gezeigt, erreichte die Bodenfeuchte unter Feldbedingungen in Horizont 1 Werte von ca. $0,2 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, in Horizont zwei von ca. $0,4 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ und in Horizont 3 von ca. $0,6 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Überträgt man diese Werte auf die im Labor bestimmte vertikale Schrumpfung (Daten nicht gezeigt) ergibt sich für Horizont 1 eine maximale vertikale Schrumpfung von bis zu 20%, für Horizont 2 von ca. 10% und für Horizont 3 von ca. 15%. Eine direkte Übertragung dieser Werte auf die im Feld gemessenen Geländehöhenänderungen ist herausfordernd und Teil von zukünftigen Arbeiten. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die im Labor gemessenen Schrumpfungseigenschaften nur für die kontinuierliche Entwässerung gemessen wurden und Hysterese nicht erfasst wurde. In wie weit das daraus abgeleitete Quellungsverhalten der untersuchten Böden die periodischen und episodischen Befeuchtungs- und Entwässerungsphasen im Feld reproduzieren kann bleibt abzuwarten. Gegebenenfalls müssen die Schrumpfungsvorversuche mit weiteren Laborversuchen zum Quellungsverhalten ergänzt werden.

Der Anteil der Konsolidierung und Sackung/Rückquellung nimmt im Gegensatz zur Schrumpfung mit der Tiefe zu und erreicht sein Maximum im dauerhaft gesättigten Bereich. So sind die Höhenänderungen der Anker in 0,8 m und 1,1 m Tiefe vorwiegend bis vollständig diesen Prozessen zuzuschreiben. Die Mineralisation ist, ähnlich wie die Schrumpfung insbesondere in den oberen, ungesättigten Bereichen des Profils relevant, da dort eingedrungener Luftsauerstoff für den (aeroben) mikrobiellen Abbau zur Verfügung steht.

Die Verteilung der Anteile der Einzelprozesse lässt sich derzeit noch nicht genauer quantifizieren. In Zukunft soll jedoch mit den gewonnenen Labor- und Felddaten ein Modell entwickelt werden, das es ermöglicht die Schrumpfung auf der Feld-Skala zu beschreiben. Dies soll es wiederum ermöglichen die langfristigen Prozesse der Geländehöhenänderung - Konsolidierung, Sackung und insbesondere Mineralisation - zu quantifizieren und daraus CO_2 -Emissionen ableiten zu können.

4.3.7 Aufbau der Datengrundlage für INSAR-Methoden (Unterprojekt FAMOS)

Der langfristige Betrieb der Radar-Satellitenmission Sentinel-1 des Copernicus-Programms eröffnet die Möglichkeit zur Ableitung von Geländehöhenänderungen in kurzen Intervallen und basierend auf deutschlandweit einheitlichen Methoden. Vegetationsbewachsene Oberflächen stellen dabei weiterhin eine große Herausforderung dar und ein etabliertes Produkt, das flächendeckend für die Kulisse organischer Böden bereitgestellt wird, existiert noch nicht. Dieses könnte in Zukunft einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung von Regionalisierungsalgorithmen, z.B. im Kontext der Emissionsberichterstattung, leisten. Um für aktuelle und zukünftige Forschung und Entwicklung in diesem Bereich bodengestützte Kalibrierungsdaten zu generieren, wurde eine Auswahl an Monitoringflächen mit zusätzlichen Installationen ausgestattet. Jeweils ein im mineralischen Untergrund verankerter und ein auf dem Torfkörper aufliegender Radarreflektor mit zusätzlichem Moorpegel (Abbildung 47) wurden bei Flächeneinrichtung installiert und fortlaufend betrieben.

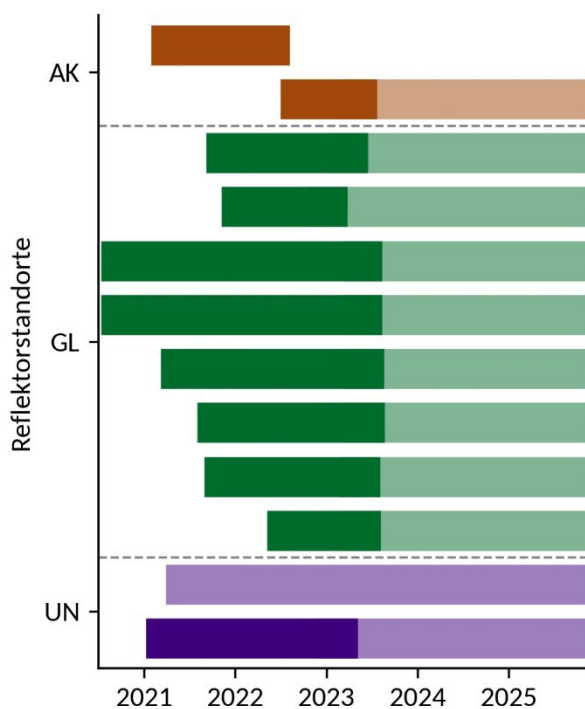
Beide Reflektoren sind hierbei immer auf denselben *ascending* oder *descending* Orbit der Sentinel-1 Mission ausgerichtet. Dies ermöglicht eine Erfassung der Torfkörperbewegung getrennt von möglichen Bewegungen des mineralischen Untergrunds mit etablierten *Interferometric Synthetic Aperture Radar* Methoden (INSAR) als ersten Schritt einer satellitengestützten Detektion von Hebungs- und Senkungsprozessen. In einem Zeitraum von bis zu drei Jahren wurden auf diesen Flächen, zusätzlich zu den jährlichen Wiedervermessungen, monatliche Flächenvermessungen durchgeführt (Abbildung 48), um die zeitliche Auflösung zu erhöhen. Diese Vermessungen umfassen auch die Bewegungen der Radarreflektoren selbst im Verhältnis zu den Bewegungen der bewachsenen Oberflächen der Fläche.

Abbildung 47: Radarreflektoren auf einer Grünlandfläche nach der Installation. Links: der Reflektor liegt mit seinem Unterbau auf der Torfoberfläche und bewegt sich mit der Geländeoberfläche auf und ab (links). Rechts: der Reflektor ist über ein Gestänge, welches durch eine Verrohrung von den Bewegungen des Torfkörpers isoliert ist, im mineralischen Untergrund verankert (rechts).



Quelle: links) und rechts) Thünen-Institut / A. Piayda

Abbildung 48: Zeitliche Abdeckung der Radarreflektor-Flächen mit monatlichen (Vollfarbe) und jährlichen (Halbfarbe) Flächenvermessungen für die drei Landnutzungsstraten (AK=Acker, GL=Grünland, UN=ungenutzt), Stand August 2025. Beginn der Zeitreihe ist stets der Zeitpunkt der Flächeneinrichtung und Reflektorinstallation. Die erste als Acker genutzte Fläche musste nach Wunsch des Eigentümers aufgegeben werden.



Quelle: Thünen-Institut

Aufgrund von Personalausfällen und -mangel sowie einer Notwendigkeit der Mitteleinsparung konnte eine weitere Auswertung der Daten im Rahmen der Etablierungsphase von MoMoK nicht durchgeführt werden. Die Reflektorpositionen und die aufgenommenen Daten werden möglichen Kooperationspartnern im Bereich Fernerkundung zur Methodenentwicklung zur Verfügung gestellt. Eine Auswahl der Daten wurde im Projektverlauf bereits dem ESA-Projekt WorldPeatland (<https://www.worldpeatland.org/>) zur Verfügung gestellt, dass sich unter anderem der Methodenentwicklung im INSAR-Bereich widmet und so Erdbeobachtungsinstrumente zur Kartierung und Überwachung von Mooren entwickelt (Bignami et al., 2025).

4.4 Vegetation

Bis zum jetzigen Zeitpunkt wurden auf 100 Monitoringflächen Dauerbeobachtungsflächen (DBF) eingerichtet, wobei zu bedenken ist, dass bei den vorhandenen Ackerflächen auf eine Vegetationsaufnahme verzichtet wurde. Der Großteil der Monitoringflächen wurde bisher einmal aufgenommen, auf fünf Flächen hat eine zweite Aufnahme stattgefunden, da aufgrund des Managements oder hydrologischer Extremereignisse von einer starken Dynamik ausgegangen wurde. Insgesamt wurden dabei 301 Gefäßpflanzen, 20 Moose und 33 Flechten identifiziert, wobei Moose und Flechten nicht vollständig bestimmt wurden und vor allem auf den Hochmoorflächen kartiert wurden.

Da der Rücklauf der Fragebögen zur Bewirtschaftung anfangs eher gering war, wurden Hofgespräche durchgeführt. Durch dieses Vorgehen liegen nun Daten zu allen landwirtschaftlich genutzten Flächen vor, die in die Stratifizierung eingeflossen sind. Die Vegetationsaufnahmen und die Fragebögen wurden auf Konsistenz geprüft, wobei sich vermeintliche Inkonsistenzen meist aus den Informationen zur Bewirtschaftungshistorie (z. B. Beweidung) auflösen ließen.

Vegetation im Cluster Fehntjer Tief

*Die Vegetation auf den Monitoringflächen im Fehntjer Tief wurde bisher einmalig im Jahr 2023 (feh_01) bzw. 2024 (restliche Flächen) aufgenommen. Tabelle 13 stellt die wichtigsten Charakteristika dar; Abbildung 49 zeigt die Pflanzenarten. Aus Gründen der Lesbarkeit sind Arten mit einer mittleren Deckung von < 0,5% nicht dargestellt. Die drei intensiv genutzten Grünlandflächen wurden nach niedersächsischem Kartierschlüssel (Drachenfels, 2021) als GIM (Intensivgrünland auf Niedermoor) kartiert, was im Wesentlichen der Einschätzung nach Bundeschlüssel (Finck et al. 2017) entspricht. Sie unterscheiden sich dennoch in ihrer Artzusammensetzung: feh_01 weist übliche Futtergräser wie *Lolium perenne* (Ausdauerndes Weidelgras) und *Poa pratensis* (Wiesen-Rispengras) mit typischen Begleitarten auf, während feh_02 extrem artenarm ist und mit einer Deckung von über 90% von *Lolium perenne* dominiert wird. Die dritte Intensivgrünland-Fläche (feh_03) hat eine überraschend hohe Artenzahl, wobei die dominierende Art ebenfalls *Lolium perenne* ist. Der Großteil der weiteren Arten kommt in sehr geringer Deckung vor; meist handelt es sich um weit verbreitete Arten des Grünlands sowie Nährstoffzeiger wie *Rumex acetosa* (Großer Sauerampfer). Dies lässt sich vermutlich auf eine Störung der Fläche und einen recht hohen Anteil offenen Bodens (Gesamtdeckung im Mittel 65%) zurückführen. Das Vorkommen einiger feuchteliebenderen Arten wie z.B. *Glyceria fluitans* (Flutender Schwaden) bedingt die höhere Feuchtezahl sowie die Einordnung als Nass- bis Feuchtgrünland nach Bundesschlüssel. An den drei Intensiv-Grünlandflächen zeigt sich, dass eine Messung der Wasserstände über ein Jahr noch nicht indikativ für eine Differenzierung der Vegetationstypen im Grünland bzw. umgekehrt ist.*

*Das Großseggenried (feh_04) unterscheidet sich erwartungsgemäß in der Artzusammensetzung nahezu vollständig von den Intensiv-Grünlandflächen. Auch Arten der Hochstaudenfluren und der nassen Grünlandbrache kommen vor. Auf einem kleineren Teil der Monitoringfläche (7%) befindet sich ein Schilfröhricht, in dem jedoch aufgrund des geringen Flächenanteils keine DBF angelegt wurden. Es wird von den beiden Seggen *Carex disticha**

(Zweizeilige Segge) und *Carex acuta* (Schlank-Segge) dominiert, die Große Brennnessel (*Urtica dioica*) zeigt den Nährstoffreichtum an. Eine Besonderheit ist das Vorkommen von *Calamagrostis stricta* (Moor-Reitgras), das nach deutscher Roter Liste (Metzing et al., 2018) als gefährdet (3) gilt und auch in Niedersachsen (Garve, 2004) als „Extrem selten (R)“ klassifiziert wird.

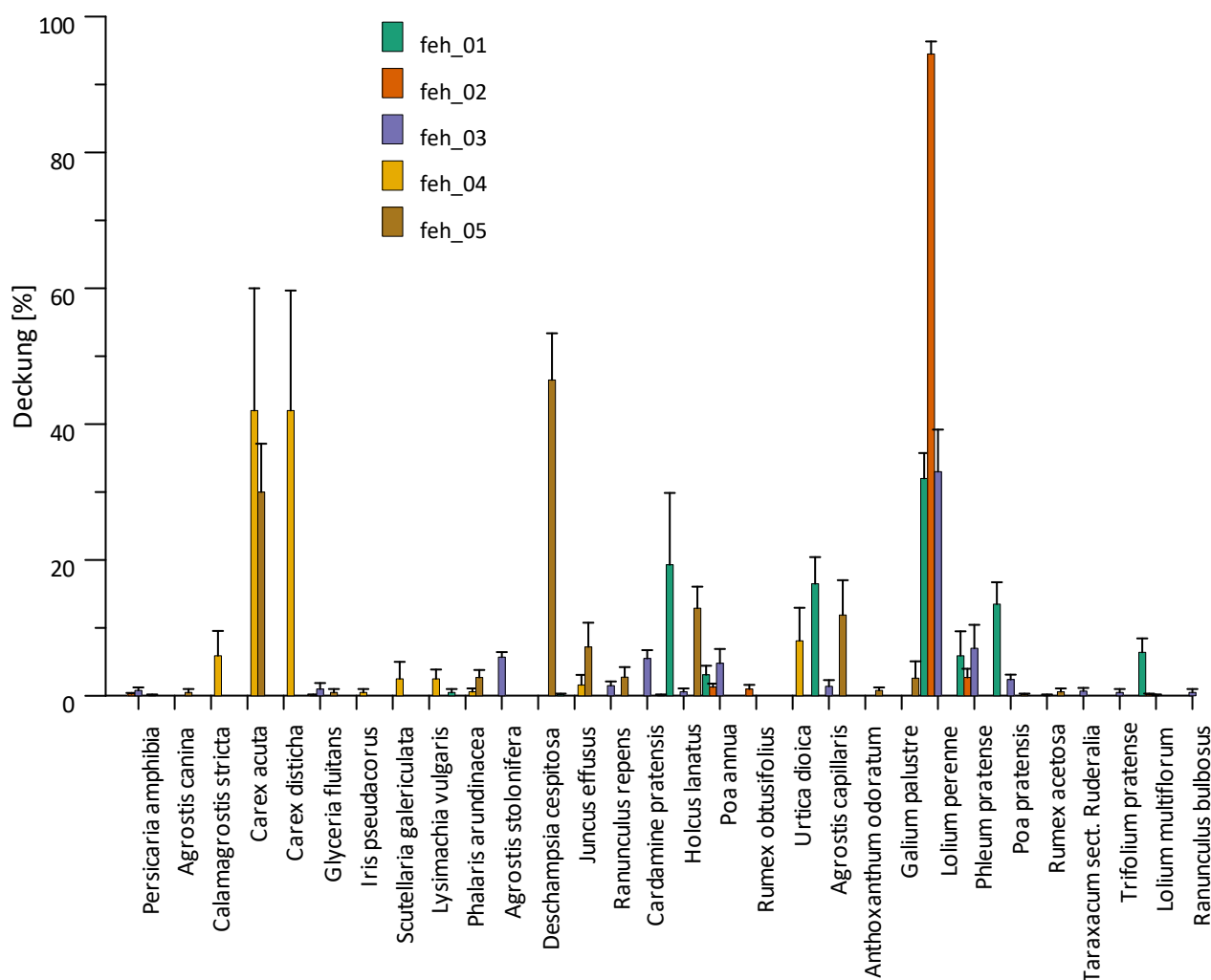
Die extensiv genutzte Nasswiese (feh_05) ist sehr heterogen bezüglich Artzusammensetzung und Feuchte und steht somit in der Artzusammensetzung zwischen einem Seggenried (Vorkommen von *Carex acuta*) und einem Grünland mit v.a. *Deschampsia cespitosa* (Rasenschmiele) und dem auch auf feh_01 vorkommenden *Agrostis capillaris* (Rotes Straußgras). Als Nebentypen wurden hier ein artenarmes Extensivgrünland auf Moor (GEM) mit Dominanz von *Agrostis capillaris* sowie mit geringem Flächenanteil ein mageres Nassgrünland (GNW) ausgewiesen. Obwohl es sich um einen überdeckten Moorboden (mit C_{org} -Gehalten im anmoorigen Bereich im Oberboden) handelt, wäre bei höheren Wasserständen eine Entwicklung zu einem potenziell torfbildenden Seggenried denkbar.

Tabelle 13: Landnutzung und Vegetation im Cluster Fehntjer Tief. WS = Grundwasserflurabstand im Jahr 2023, Biotoptypen: BfN nach Finck et al. (2017), Niedersachsen nach Drachenfels (2021), F = Feuchtezahl nach Ellenberg, gefährdete Arten nach Menzing (2018).

Monitoring-fläche	Landnutzung (3. Ebene)	Boden (2. Ebene)	WS [m]	Biotoptyp BfN	Biotoptyp Niedersachsen	Artenzahl	F	Gefährdete Arten
feh_01	Grünland - Wiese (4+ Schnitte)	Überdeckter Niedermoorboden	-0,47	34.08.01 (intensiv genutztes, frisches Dauergrünland)	GIM (Intensivgrünland auf Moorböden)	14	5,2	
feh_02	Grünland - Wiese (4+ Schnitte)	Moorfolgeboden	-0,35	34.08.01 (intensiv genutztes, frisches Dauergrünland)	GIM (Intensivgrünland auf Moorböden)	9	5,0	
feh_03	Grünland - Wiese (4+ Schnitte)	Tiefumbruchboden aus Hochmoor	-0,44	35.02.06.01 (feuchtes, intensiv genutztes Dauergrünland)	GIM (Intensivgrünland auf Moorböden)	23	5,5	
feh_04	ungenutztes oder extensives Großseggenried	Niedermoorboden	-0,13	37.02.02 (rasiges nährstoffreiches Großseggenried)	NSG (Nährstoffreiches Großseggenried)	12	8,7	<i>Calamagrostis stricta</i> (p1 bis 2)
feh_05	Grünland - Wiese (1 Schnitt)	Überdeckter Niedermoorboden	-0,22	35.02.03.01 (sonstige extensive Feucht- bzw. Nasswiese)	GNR (Nährstoffreiche Nasswiese)	19	7,5	

Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 49: Mittlere Deckung der auf den Dauerbeobachtungsflächen im Fehtjter Tief vorgefundenen Arten sortiert nach Feuchtezahl (Persicaria amphibia: F = 11, Ranunculus bulbosus: F = 3, indifferente Arten wurden wie F = 5 sortiert), Fehlerbalken: Standardfehler. Arten mit einer mittleren Deckung < 0.5% sind nicht dargestellt.



Quelle: Thünen-Institut

4.4.1 Biototypen der Landnutzungstraten

Neben der Landnutzung bestimmen weitere Faktoren wie der Grundwasserflurabstand und die Bodeneigenschaften die Ausprägung der Biototypen. Daher ist keine eindeutige Zuordnung zwischen Landnutzung und Biototypen möglich. Der komplexe Zusammenhang zwischen Landnutzung und Biototyp nach Bundesschlüssel (Finck et al., 2017) wird in Abbildung 50 visualisiert. Dabei zeigen sich drei Gruppen, die im Wesentlichen der 1. Ebene der Landnutzung entsprechen: *Acker*, *Grünland* sowie *ungenutzte Flächen* und *Anbau-Paludikulturen*.

Für die Äcker wurden keine Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Hier wurden alle Flächen mit C_{org} -Gehalten im Oberboden > 7,5% pauschal als „Äcker auf Torf- oder Anmoorböden“ und alle weiteren Flächen pauschal als „Äcker“ klassifiziert.

Die als Grünland genutzten Flächen sind erwartungsgemäß sehr heterogen, was sich aus Nutzungsintensität (Abbildung 9) und starker Heterogenität der Grundwasserflurabstände (Abbildung 19) ergibt. Der häufigste Biotoptyp ist hier das „intensiv genutzte, frische Dauergrünland“, gefolgt von „sonstigen Feucht- und Nasswiesen“. Ersteres ist artenarm und von Süßgräsern dominiert. Auch eine vergleichsweise extensive Grünlandnutzung kann aufgrund der Vornutzung und der entwässerungsbedingten Nährstofffreisetzung in einem (aus botanischer Sicht) als intensiv genutzt eingestuften Grünland resultieren. Das Landnutzungsstratum *Grünland - Wiese (4+ Schnitte)* wiederum kommt sowohl auf frischem als auch auf feuchtem Grünland vor. Der Bundesschlüssel (Finck et al., 2017) sieht keine explizite Ausweisung von Kleinseggenrieden vor, sondern fasst als Kategorie 35 „Waldfreie Niedermoore und Sümpfe, Grünland nasser bis feuchter Standorte (ohne Röhrichte und Großseggenriede)“ zusammen. Entsprechend ist der Übergang zwischen Niedermoor und Grünland fließend, und „Sonstige Feucht- und Nasswiesen“ umfassen sowohl Kleinseggenriede als auch eher artenarme und eher feuchte als nasse Standorte mit einer Dominanz von Süßgräsern.

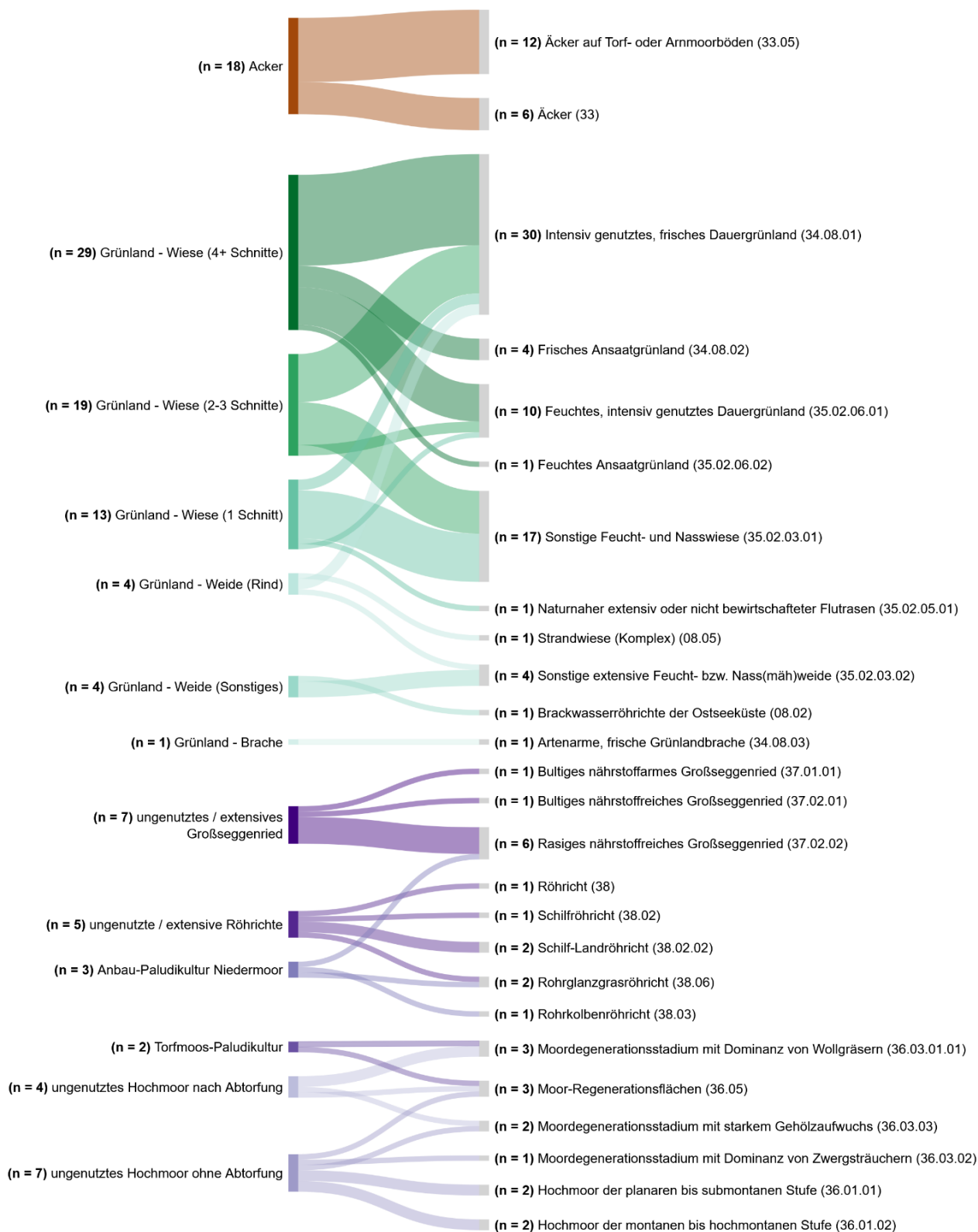
Die „nassen“ Flächen sind ebenfalls sehr divers und meist mit nur wenigen Wiederholungen vertreten. Eine besondere Herausforderung stellt hier die Einordnung der *Anbau-Paludikulturen* dar, die gemäß Bundesschlüssel (Finck et al., 2017) nicht vorgesehen sind. Die beiden *Torfmoos-Paludikulturen* wurden behelfsmäßig als „Moor-Degenerationsstadium mit Dominanz von Wollgräsern“ bzw. „Moor-Regenerationsflächen“ klassifiziert. Hierbei ist eine – auf den ersten Blick nicht sonderlich eingängige – Besonderheit des Bundesschlüssels zu verstehen: Nach Torfabbau vernässte Hochmoore werden, solange sie noch eine „lückige, moortypische Initialvegetation“ (Finck et al., 2017) aufweisen, als „Moor-Regenerationsflächen“ bezeichnet. Mit zunehmender Gesamtdeckung sind sie später als eines der Moordegenerationsstadien einzuordnen, um dann im Idealfall den Biotoptyp „Hochmoor (weitgehend intakt)“ zu erreichen. Dies ist aber für noch keine der Monitoringflächen der Fall. Nicht abgetorfte, hydrologisch gestörte Hochmoore können jedoch auch (intuitiver) in eins der Degenerationsstadien eingeordnet werden. Im Falle von Anbaupaludikulturen auf Niedermoor handelt es sich meist um Röhrichte. Hier ist die Einordnung im Vergleich zu Torfmoos-Paludikulturen weniger problematisch, da Röhrichte (und Großseggenriede) ggf. geschnitten werden, was zumindest im Fall der Schilfröhrichte (Rohrwerbung) im Kartierschlüssel explizit erwähnt wird.

4.4.2 Biotoptypen der Hydrologiestraten

Abbildung 51 zeigt die Zuordnung der Biotoptypen zu den Hydrologiestraten. Wenig überraschend sind die Äcker sowie die frischen Grünlandflächen vor allem mit *Rohrdränung* und *Grabenentwässerung* assoziiert. Dennoch treten auch extensivere und nassere Standorte bis hin zum Röhricht insbesondere bei einer *Grabenentwässerung* auf, hier ist eine detaillierte Analyse der hydrologischen und bodenphysikalischen Verhältnisse unumgänglich. Ein *Grabenanstau* allein bedingt nur in wenigen Fällen moortypische Biotoptypen, in den meisten Fällen wurden Feucht- und Nasswiesen vorgefunden. Generell zeigen diese Ergebnisse der drei häufigsten Typen des Wassermanagements, dass eine überraschende Vielfalt an Kombinationen auftritt und dass nicht in allen Fällen vom Wassermanagement auf den Biotoptyp und umgekehrt geschlossen werden kann.

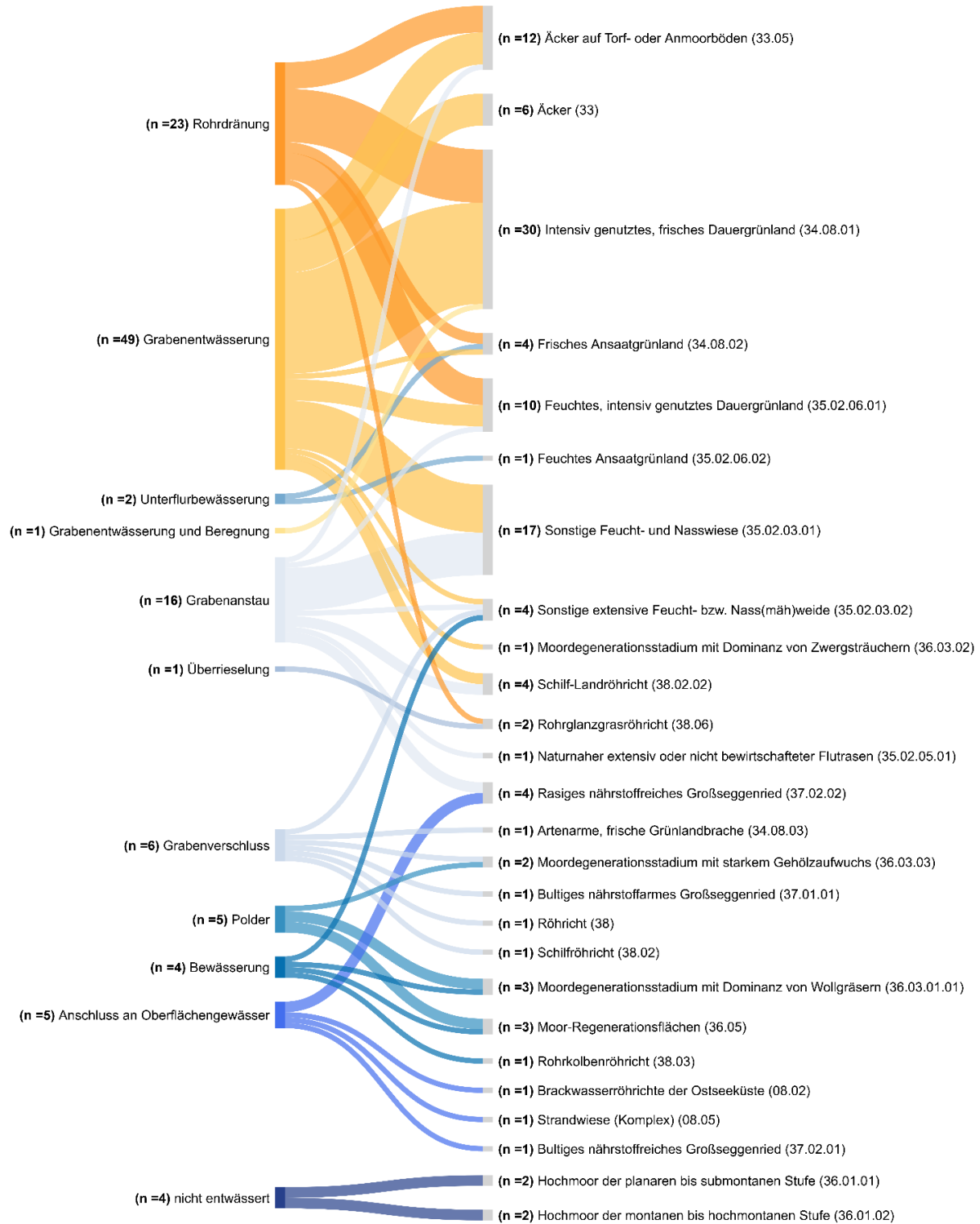
Bei verschiedenen Vernässungsmethoden bzw. moortypischen Biotoptypen tritt eine noch größere Vielfalt der Kombinationsmöglichkeiten auf, da sich hier die Standorteigenschaften (*Hochmoorboden* vs. *Niedermoorboden*) noch stärker als an (tief) entwässerten Standorten auf die Vegetationsentwicklung auswirken und daneben verschiedene Sukzessionsstadien z.B. von vernässten Poldern nach Torfabbau im Datensatz enthalten sind.

Abbildung 50: Zuordnung von Landnutzungsstraten (3. Ebene) zu Biotoptypen nach Finck et al. (2017) (Grafik erstellt mit: <https://sankeymatic.com>)



Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 51: Zuordnung von Hydrologiestrategien (3. Ebene) zu Biotoptypen nach Finck et al. (2017) (Grafik erstellt mit: <https://sankeymatic.com>)



Quelle: Thünen-Institut

4.5 Bodeneigenschaften

Für die bodenkundliche Auswertung erfolgt keine detaillierte Auswertung auf Basis der Bodentypen nach KA5. Die Stratifizierung im Bericht basiert auf den in Wittnebel et al. (2021, 2023) verwendeten Bodenkategorien, welche im Kapitel 2.2.1 eingeführt werden. Der Fokus in diesem Kapitel liegt auf der Darstellung der Profilinformationen in den vorgefundenen und aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen (HSK), anthropogen beeinflussten Horizonten sowie der Oberbodenhorizonte. Die an den Beprobungspunkten ermittelten C_{org} - und N_t -Vorräte werden in diesem Kapitel ebenfalls adressiert und das Intervall für eine mögliche Wiederbeprobung der C_{org} -Vorräte, um signifikante Änderungen detektieren zu können, abgeschätzt. Auf eine Bewertung der Eigenschaften in Abhängigkeit vom Humifizierungsgrad nach v. Post (1922) wurde im Bericht bewusst verzichtet, bei Interesse zu diesen Zusammenhängen sei auf die Publikation von Dettmann et al. (eingereicht) verwiesen.

Bodenprofile im ersten Meter auf den Monitoringflächen des Cluster Fehntjer Tief

In Tabelle 14 sind die auf den Monitoringflächen im Fehntjer Tief angesprochenen Bodenprofile (Fotos), Bodenkategorien, die Mächtigkeit und Variabilität des Moorkörpers sowie die Eigenschaften der obersten vier Horizonte der Bodenprofile dargestellt. Die überdeckten Niedermoorböden (feh_01 und feh_05) waren durch schluffig tonige Decken gekennzeichnet, welche einen C_{org} -Gehalt zwischen 7,5% und 15% aufwiesen. Die angetroffenen Niedermooritorfe wurden auf allen Flächen als Radizellentorfe angesprochen und wiesen Humifizierungsgrade nach v. Post zwischen H6 und H8 auf. Amorphe (ohne erkennbare Pflanzenreste) Torfe wurden lediglich an den nicht überdeckten Monitoringflächen (feh_02 und feh_04) im Oberboden angetroffen. Die Fläche feh_03 ist durch einen Tiefumbruchboden mit typischer Schrägschichtung der Torf- und Sandbalken charakterisiert. In den Torfbalken wurden neben Niedermooritorfen auch Reste von Hochmooritorfen gefunden, so dass diese Fläche als Tiefumbruchboden aus Hochmoor stratifiziert wurde. Mit 5,70 m zeigte die Monitoringfläche feh_05 in dem Cluster die größte Moormächtigkeit gefolgt von feh_03 mit 2,81 m. Auf feh_02 betrug die mittlere Moormächtigkeit (Torf und Mudde) im Mittel 0,34 m. Da die Torfmächtigkeit mit 0,28 m jedoch kleiner als 3 dm war, wurde die Monitoringfläche als Moorfolgeboden stratifiziert.

Tabelle 14: Fotos der aufgenommenen Bodenprofile, stratifizierte Bodenkategorie, mittlere maximale Moormächtigkeit (\pm Standardabweichung und Variationskoeffizient (CV)) sowie Bodenprofilinformationen zum Horizont (Ho., aggregiert nach KA5), der Boden-/Torfart (Bo.-Art, aggregiert nach KA5) sowie dem Humifizierungsgrad nach v. Post (v.P.) der ersten vier Horizonte (Ho.-Nr.) aller Monitoringflächen im Cluster Fehntjer Tief.

Auf den Monitoringflächen vorgefundene Böden															
															
feh_01				feh_02				feh_03				feh_04			
©Thünen-Institut / B. Schemschat				©Thünen-Institut / M. Minke				©Thünen-Institut / S. Heller				©Thünen-Institut / B. Schemschat			
Überdeckter Niedermoorboden				Moorfolgeboden				Tiefumbruchboden aus Hochmoor				Niedermoorboden			
2,81 ± 0,13 m CV: 5%				0,34 ± 0,07 m CV: 24%				1,11 ± 0,01 m CV: 0,1%				1,33 ± 0,29 m CV: 22%			
												5,70 ± 0,41 m CV: 7%			
Horizonte und Substrate innerhalb des ersten Meters im Profil															
Ho.- Nr.	Ho.	Bo.- Art	v.P.	Ho.	Bo.- Art	v.P.	Ho.	Bo.- Art	v.P.	Ho.	Bo.- Art	v.P.	Ho.	Bo.- Art	v.P.
1	Aa	Tu2	-	nHv	Ha	H10	R- Ap	fSms	-	nHv	Ha	H10	Gw- Aa	Tu2	-
2	nHa	Hnr	H8	nHa	Ha	H10	R	Ha + fSms	-	nHa	Ha	H10	nHw	Ha	H8
3	nHw	Hnr	H8	rFr° Gho	Fmu	-	Gw	fSms	-	nHt	Ha	H8	nHw	Hnr	H6
4	nHr	Hnr	H8	Go	Slu	-	-	-	-	nHw	Hnr	H6	nHr	Hnr	H7

der Profilgrube wurden mit Hilfe eines Kammerbohrers oder eines Stechbohrers bis zum mineralischen Untergrund beprobt (vgl. Frank et al., 2022). Die vorgefundenen Horizonte wurden gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung angesprochen (KA5, Ad-hoc-AG Boden, 2005).

Zur Erhöhung der Stichprobenanzahl je Stratum wurden die im Gelände aufgenommenen Horizonte sowie Substrate aggregiert. Im Falle der Substrate wurden diese in Hochmoortorfe, bestehend aus Bleichmoostorfen mit variierenden Humifizierungsgraden, sowie Niedermoortorfen, zusammengefasst aus Braunmoostorfen, Riedtorfen (z.B. Schilf- oder Radizellentorfen) und Bruchwaldtorfen (z.B. Erlenbruchwaldtorf) mit verschiedenen Humifizierungsgraden, aggregiert. Aufgenommene Übergangstorfe wurden dabei den Niedermoortorfen zugeordnet. Amorphe Torfe ohne erkennbare Pflanzenbestandteile wurden dem Aufbau des Bodenprofils folgend entweder den Hoch- oder Niedermoortorfen zugeordnet. Eine feinere Untergliederung der Substrate war nicht zielführend, da sie partiell zu einer sehr geringen Stichprobenanzahl führte. Bei den Mudden wurde zwischen organo-mineralischen (z.B. Schluff- oder Tonmudde, im Folgenden: mineralische Mudden) sowie organischen Mudden (z.B. Lebermudden, Detritusmudden) unterschieden. Substrate verschiedener Feinbodenarten mit OBS-Gehalten von $\geq 15\%$ bis $< 30\%$ (an- bzw. abmoorig) wurden als anmoorige Substrate aggregiert und werden im Folgenden so benannt. Eine weitergehende Unterteilung hinsichtlich der Bodenart wurde nicht vorgenommen.

In die Auswertung wurden sieben Torf (H) -, ein Mudde (F) -, sowie vier Mineralbodenhorizonte integriert. Die Torf (H)-Horizonte gliederten sich in die pedogenetisch überprägten Vermulmungs- (Hm), Vererdungs- (Hv), Pflug- (Hp), Aggregierungs- (Ha) und Torfschrumpfungshorizonte (Ht) sowie in zeitweilig wassererfüllte (Hw) und permanent wassererfüllte (Hr) Horizonte (vgl. KA5; Ad-hoc-AG Boden, 2005). Da von den Mudden der Großteil ($> 90\%$) in ständig wassergesättigten fossilen Mudde- oder rezenten Gleyhorizonten (z.B. fFr, fFr°Gr) lag, wurde auf eine weitere Unterteilung verzichtet. Anmoorige Substrate wurden in reliktschen anmoorigen- (rAa-) und anmoorigen Pflug- (Aap-) Horizonten im Oberboden, in überwiegend wassergesättigten Gleyhorizonten oGr-Horizonten innerhalb der Profile von Organomarschen sowie in fossilen Aa-Horizonten (fAa) im Liegenden der Hochmoortorfe angetroffen. Um Verwechslungen zwischen reliktschen und fossilen Aa-Horizonten zu vermeiden wurde bei den reliktschen Ausprägungen auf das vorangestellt r verzichtet (z.B. Aa statt rAa). Intakte Aa-Horizonte, die durch eine rezente Akkumulation von OBS gekennzeichnet sind, sind nicht im Datensatz enthalten. Oberbodenhorizonte mit anmoorigen Substraten wurden auf natürlicherweise oder anthropogen mit Mineralboden überdeckten Moorböden angetroffen, aufgrund der zu geringen Stichprobenanzahl jedoch nicht separat ausgewiesen.

Eine Besonderheit stellen Moorböden dar, die durch einmaliges tiefes Pflügen in ihrem Aufbau verändert wurden. Der für diese Böden typische R-Horizont, der durch die tiefreichende Meliorationsmaßnahme entsteht und durch schräggeschichtete Mineral- und Torfbalken gekennzeichnet ist (vgl. Abbildung 62), wurde nicht mit in die allgemeine Auswertung integriert, sondern separat in Kapitel 4.5.3 bearbeitet. In diesem Kapitel werden außerdem die Oberböden der *überdeckten Moorböden* sowie *Tiefumbruchböden aus Moor* in Bezug auf ihre Eigenschaften betrachtet.

C_{org}-Gehalte in den aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen

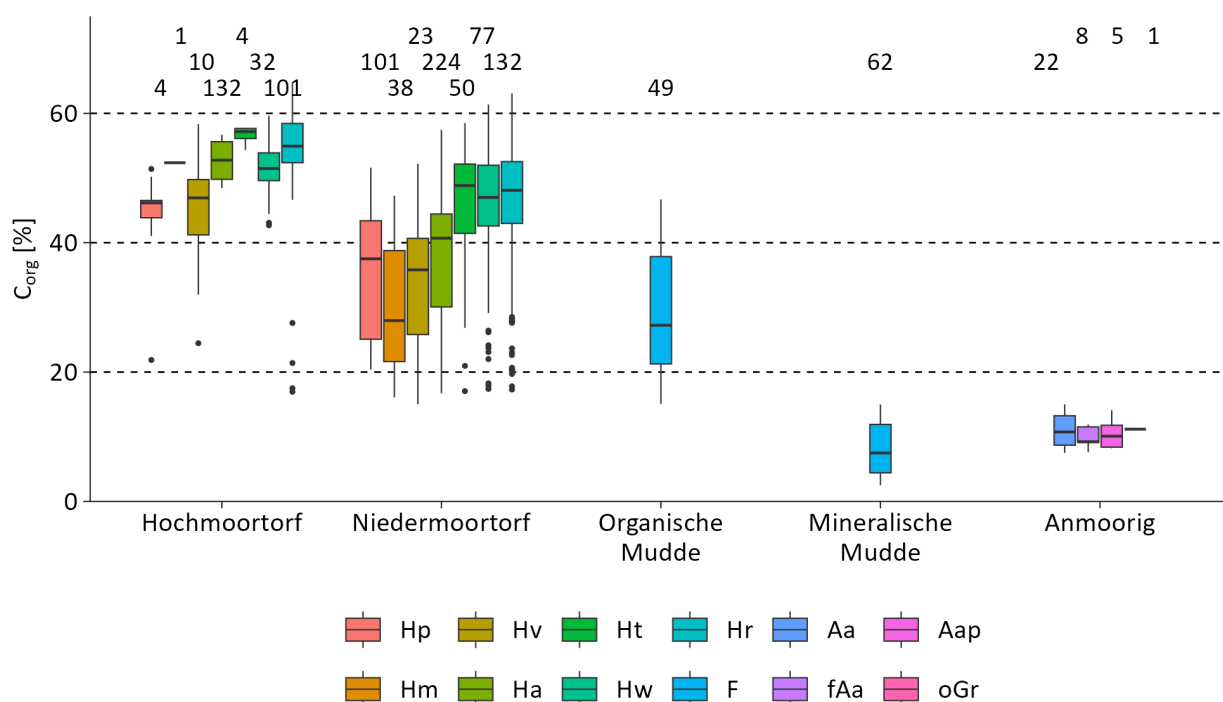
Die C_{org}-Gehalte lagen zwischen 64,5% (Hochmoortorf) und 2,5% was der definitorischen Untergrenze für mineralische Mudden entspricht. Mit im Mittel (\pm Standardabweichung) $51,7 \pm 6,9\%$ ($n = 301$) hatten die als Hochmoortorf aggregierten Substrate die höchsten C_{org}-Gehalte und lagen vor den Niedermoortorfen mit $41,8 \pm 11,2\%$ ($n = 661$), den organischen Mudden mit $29,0 \pm 9,5\%$ ($n = 52$), den anmoorigen Substraten mit $10,6 \pm 2,3\%$ ($n = 40$) und den mineralischen Mudden mit $8,2 \pm 4,0\%$ ($n = 52$). Die im Moorbodenmonitoring erhobenen C_{org}-Gehalte der Hoch- und Niedermoortorfe lagen im selben Bereich der von Roßkopf et al. (2015) berichteten Werte. Die höchste Streuung zeigten Genese bedingt die Niedermoortorfe. Definitionsgemäß waren die

anmoorigen Substrate (Definition: C_{org} -Gehalte zwischen $\geq 7,5$ und $< 15\%$) durch die geringste Streuung charakterisiert.

Bei der Betrachtung der aggregierten HSK (Abbildung 52) sind sowohl bei Hoch- als auch den Niedermoortorfen typische Verläufe degradiierter Moorböden zu erkennen. So waren die am stärksten pedogen überprägten Oberbodenhorizonte, die Hm-, Hv- und Hp-Horizonte mit $30,0 \pm 9,4\%$, $34,0 \pm 9,9\%$ und $35,0 \pm 10,2\%$ für Niedermoortorfe sowie die Hv- und Hp-Horizonte für Hochmoortorfe mit $45,3 \pm 7,2\%$ und $43,8 \pm 8,3\%$, durch die unter Entwässerung auftretenden Degradationsprozesse (siehe z.B. Constantin et al., 2022) mit den niedrigsten C_{org} -Gehalten charakterisiert. Ein stark degradiertes Vermulmungshorizont (Hm) bei Hochmoortorfen wurde lediglich einmal im Gelände angesprochen und wird daher bei den Auswertungen nicht näher betrachtet.

Die C_{org} -Gehalte der Ha-Horizonte aus Niedermoortorfen lagen mit $37,7 \pm 10,8\%$ näher an den C_{org} -Gehalten der Oberbodenhorizonte (Hv und Hm mit $35,5 \pm 10,7\%$) als an denen der Unterbodenhorizonte Ht ($45,9 \pm 9,0\%$), Hw ($45,3 \pm 9,2\%$) und Hr ($46,2 \pm 9,4\%$). Durch die in der KA6 (Ad-hoc-AG Boden, 2024) möglichen Unterteilung zwischen Aggregierungs- (Ha) und Reaggregierungshorizonten (Hg) wird in Zukunft eine präzisere Einordnung möglich, da Hg-Horizonte in ihrer Tendenz Kennwerte vergleichbar zu Oberbodenhorizonte (z.B. Hv, Hm) aufweisen (vgl. Constantin et al., 2022).

Abbildung 52: organischer Kohlenstoffgehalt (C_{org}), dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahlen über den Box-Plots geben die Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Datensätzen pro Kombination an.



Quelle: Thünen-Institut

Bei den Hochmoortorfen wiesen alle Unterbodenhorizonte mit $52,7 \pm 3,9\%$ (Ha), $56,6 \pm 1,6\%$ (Ht), $51,6 \pm 3,4\%$ (Hw) und $54,3 \pm 7,0\%$ (Hr) ähnliche C_{org} -Gehalte auf, die jeweils über den Werten der Oberbodenhorizonte lagen. Die landwirtschaftliche Nutzung der Hochmoorböden erfordert eine intensive Kalkung und Düngung der naturgemäß sauren und nährstoffarmen Moorböden (vgl. Blankenburg, 2015; „Deutsche Hochmoorkultur“). Durch die hieraus erhöhten pH-Werte verlaufen die Degradationsprozesse überwiegend in den oberen 0,2 m. Dadurch

entsteht der in der Regel deutliche Übergang von Oberboden- zu Unterbodenhorizonten in Hochmoorböden, etwas durch die gemessenen C_{org} -Gehalte bestätigt wurde. Dies wurde ebenfalls im Rahmen der BZW-LW von Wittnebel et al. (2021) für landwirtschaftlich genutzte Hoch- und Niedermoorböden beschrieben.

Im Gegensatz zu Hochmooren zeigen entwässerte Niedermoore jedoch eine mit der Tiefe kontinuierlich abnehmende Degradation, die maßgeblich von Entwässerungstiefe bestimmt wird (vgl. Luthardt und Zeitz, 2014; Constantin et al. 2022). Erwartungsgemäß lagen die C_{org} -Gehalte der Unterböden von Niedermooren daher im Mittel unter denen der Hochmoore.

Die Hochmoortorf-Horizonte wiesen mit Ausnahme des Hv-Horizontes eine geringere Streuung der C_{org} -Gehalte auf als die Horizonte der Niedermoortorfe, welche Aufgrund der variierenden ökohydrologischen Bildungsbedingungen in unterschiedlichem Maße mit mineralischen Substraten durchsetzt sein können (vgl. Succow, 1988; „hydrogenetische Moortypen“).

Zwischen den C_{org} -Gehalten der HSK mit anmoorigen Substraten konnte im Mittel für die Aa- ($11,0 \pm 2,6\%$), Aap- ($10,5 \pm 2,3\%$) und fAa-Horizonte ($9,9 \pm 1,8\%$), kein Unterschied ermittelt werden (oGr mit $n = 1$ nicht berücksichtigt).

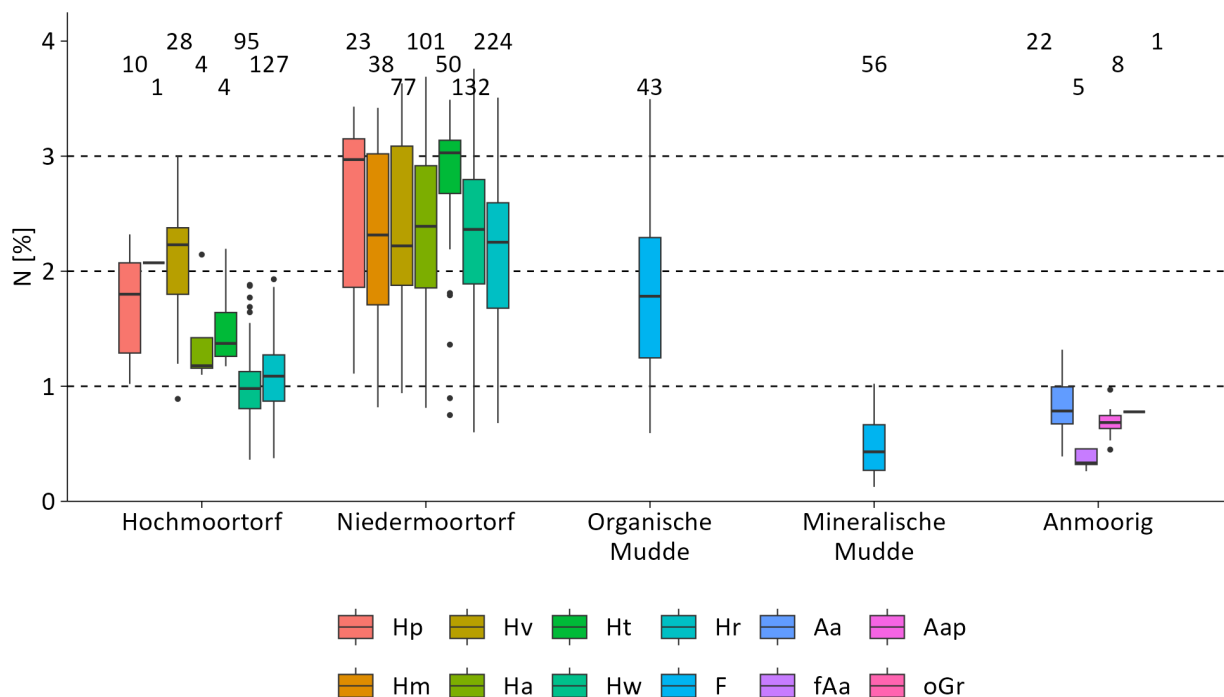
N_t -Gehalte in den aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen

Im Gegensatz zu den C_{org} -Gehalten wiesen die Niedermoortorfe mit $2,3 \pm 0,7\%$ die höchsten N_t -Gehalte auf, gefolgt von den organischen Mudden ($1,8 \pm 0,8\%$), den Hochmoortorfen $1,2 \pm 0,5\%$, den anmoorigen Substraten ($0,7 \pm 0,3\%$) und den mineralischen Mudden ($0,5 \pm 0,3\%$).

Während die HSK der Hochmoortorfe abnehmende N_t -Gehalte von den Ober- zu den Unterbodenhorizonten von $2,1 \pm 0,5\%$, $1,7 \pm 0,5\%$, $1,4 \pm 0,5\%$, $1,5 \pm 0,5\%$, $1,0 \pm 0,2\%$ und $1,1 \pm 0,3$ für die Hv-, Hp- über die Ha-, Ht- zu den Hw- und Hr-Horizonten zeigten, war zwischen den HSK der Niedermoortorfe keine deutliche Abnahme zu erkennen (Abbildung 53). Ein ähnliches Muster ist auch an den Tiefenverläufen der Hoch- und Niedermoorböden in Wittnebel et al. (2021) zu sehen. Die N_t -Gehalte der Niedermoortorf HSK lagen mit Ausnahme der Ht-Horizonte ($2,8 \pm 0,6\%$) mit Werten von $2,3 \pm 0,8\%$ (Hm), $2,4 \pm 0,7\%$ (Hv), $2,5 \pm 0,7\%$ (Hp), $2,4 \pm 0,7\%$ (Ha), $2,3 \pm 0,6\%$ (Hw) und $2,2 \pm 0,6\%$ (Hr) auf einem ähnlichen Niveau. Der präferentielle Verlust von C_{org} bei der Torfmineralisation sowie die Zufuhr von N über die Düngung führen in den Oberbodenhorizonten zu einer Akkumulation von N_t , im Vergleich zu den genetisch bedingten N armen Unterbodenhorizonten der Hochmoorböden. Im Gegensatz zu Hochmoorböden können Niedermoorböden, in Abhängigkeit des N Eintrags aus dem hydrologischen Einzugsgebiet, ein breites Spektrum an natürlichen Nährstoffstufen aufweisen (oligotroph bis eutroph, vgl. Succow, 1988). Zwar lassen sich innerhalb einzelner Profile auch Gradienten im N_t -Gehalt von Niedermoorböden nachweisen (vgl. Heller et al., 2025), doch bei einer Auswertung über verschiedene hydrogenetische Moortypen hinweg überlagern die natürlichen Bildungsbedingungen der Torfe mögliche Trends von den Ober- zu den Unterbodenhorizonten.

Unterschiede zwischen den N_t -Gehalten der HSK der anmoorigen Substrate zeigten sich zwischen den im Oberboden liegenden Aa- ($0,8 \pm 0,3\%$) und Aap-Horizonten ($0,7 \pm 0,2\%$) sowie den im Unterboden befindlichen fAa-Horizonten ($0,4 \pm 0,1\%$).

Abbildung 53: Gesamtstickstoff- (N_T) Gehalte dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahlen über den Box-Plots geben die Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Datensätzen pro Kombination an.



Quelle: Thünen-Institut

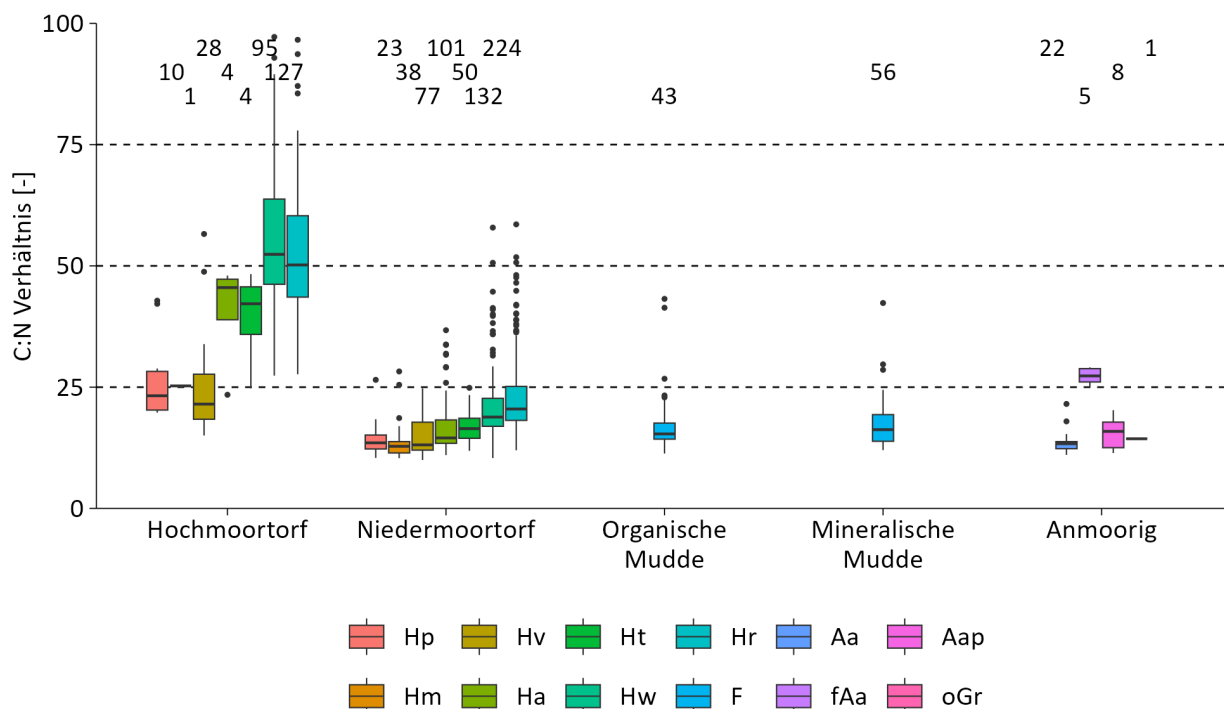
C/N-Verhältnisse in den aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen

Mit im Mittel (\pm Standardabweichung) $49,7 \pm 19,2$ waren die Hochmoortorfe gefolgt von den Niedermoortorfen ($19,5 \pm 7,5$), den mineralischen und organischen Mudden ($17,5 \pm 5,1$ und $17,4 \pm 6,4$) sowie den anmoorigen Substraten ($16,0 \pm 5,1$) durch das höchste C/N-Verhältnis charakterisiert (Abbildung 54). Die Hochmoortorfe zeigten hierbei die größte Streuung. Einzelne C/N-Verhältnisse ($n = 7$, in Abbildung 54 nicht dargestellt) lagen über 100 und wurden auf mehreren Monitoringflächen innerhalb eines Clusters in vergleichbaren HSK gefunden.

Die Ursache für die starke Streuung der C/N-Verhältnisse wird bei der Betrachtung der HSK deutlich (Abbildung 54). Bei den Hochmoortorfen lagen die C/N-Verhältnisse der pedogenetisch überprägten Oberböden (Hv: $24,3 \pm 9,6$, Hp $26,8 \pm 8,8$) deutlich unter denen der Unterböden (Ha: $40,6 \pm 11,6$, Ht: $39,4 \pm 10,4$) und erreichten in den Hw- und Hr- Horizonten ($57,9 \pm 18,6$ und $53,7 \pm 16,7$) mehr als doppelt so hohe Werte, wobei sowohl die Abnahme der C_{org} -Gehalte aus als auch die Zunahme der N_T -Gehalte zu engeren C/N-Verhältnissen in den Oberbodenhorizonten führte.

Auch bei den Niedermoortorfen weitete sich das C/N-Verhältnisse von $13,5 \pm 3,7$ (Hm), $14,7 \pm 4,0$ (Hv) und $14,2 \pm 4,0$ (Hp) in den Oberböden hin zu $16,6 \pm 5,4$ (Ha), $16,8 \pm 3,1$ (Ht), $21,2 \pm 7,7$ (Hw) und $22,9 \pm 7,8$ (Hr) in den Unterböden kontinuierlich. Da die N_T -Gehalte über die HSK bei den Niedermoortorfen im selben Wertebereich lagen, waren insbesondere die zum Oberboden hin abnehmenden C_{org} -Gehalte Ursache für ein engeres C/N-Verhältnis.

Abbildung 54: C/N-Verhältnisse dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahlen über den Box-Plots geben die Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Datensätzen pro Kombination an. C/N-Verhältnisse über 100 (n = 7; Hochmoortorf) wurden der Übersicht halber nicht dargestellt.



Quelle: Thünen-Institut

Bei den Mudden und den anmoorigen Substraten sowie den amorphen Niedermoortorfen (nicht gezeigt) nahmen die gemessenen N_t -Gehalte mit steigenden C_{org} -Gehalten zu (Abbildung 61D). Dieser Zusammenhang löst sich bei C_{org} -Gehalten > 40% auf und war bei den Hochmoortorfen nicht zu erkennen. Bei den Niedermoortorfen verlief der Anstieg des Verhältnisses weniger sprunghaft und fiel mit einer Zunahme um 170% deutlich geringer als bei den Hochmoortorfen aus. Die Unterschiede zwischen Hoch- und Niedermoortorfen waren über alle Horizonte sichtbar, da Niedermoore während ihrer Genese durch höhere N Einträge gekennzeichnet sind (vgl. Succow, 1988). Insbesondere bei amorphen Torfen, ohne erkennbare Pflanzenreste, im Oberboden (Hm- oder Hv-Horizont) kann das C/N-Verhältnis als Indikator für die Trennung zwischen einer minerotrophen Niedermoor- und ombrotrophen Hochmoorgenese bei fehlender Standortkenntnis genutzt werden.

Im Gelände ermittelte pH-Werte

Im Rahmen der Geländearbeiten werden an den Profilwänden direkt im Feld pH-Werte gemessen (siehe Frank et al., 2022). In Abbildung 55 sind die in den oberen Bereichen des Moorprofils angetroffenen HSK aufgeführt, bei denen *in situ* Messungen vorgenommen werden konnten. Im Median waren die Hochmoortorfe, wie zu erwarten, durch die niedrigsten pH-Werte mit 3,7 gekennzeichnet. Bei allen weiteren Substraten lagen die pH-Werte im Median mit 5,6 für anmoorige Substrate, 6,0 für Niedermoortorfe und 6,3 sowie 6,6 für mineralische und organische Mudden deutlich oberhalb der Hochmoortorfe. Mit Werten zwischen 3,2 und 7,5 zeigten hierbei die HSK der Niedermoore die größte Variabilität. Der niedrigste pH-Werte wurde mit 2,8 in einen Hochmoortorf (Hw-Horizont) der höchste pH-Wert mit 7,9 im Niedermoortorf (Hp-Horizont) gemessen.

Während bei den Hochmooren bezogen auf die HSK insbesondere im Oberboden (vor allem Hv-Horizont) mit im Median von 4,3 durch Kalkung erhöhte pH-Werte vorgefunden wurden, waren die HSK in den Unterböden mit im Median zwischen 3,9 und 3,4 durch niedrigere pH-Werte charakterisiert. Bei den Niedermoortorfen konnte zwischen den HSK kein systematischer Unterschied gefunden werden, da im Datensatz natürlicherweise saure, basenreiche und kalkhaltige Niedermoore (vgl. Succow, 1988) enthalten sind und mögliche Unterschiede zwischen den Horizonten auf Standortebenen im Gesamtdatensatz nicht sichtbar sind. Bei den anmoorigen Substraten konnten ein deutlicher Unterschied zwischen den pH-Werten der HSK aus den Oberböden mit 5,9 und 5,6 für Aa- und Aap-Horizonte und dem Unterbodenhorizont fAa im Liegenden der Hochmoortorfe mit pH-Werten im Median von 4 gefunden werden. Analog zu den Niedermoortorfen zeigten die organischen Mudden eine sehr hohe Variabilität bei den pH-Werten.

Abbildung 56 zeigt den Vergleich zwischen denen im Gelände und im Labor ermittelten pH-Werten, wobei die pH-Werte im Labor durch Extraktion mit Wasser (H₂O) sowie CaCl₂-Lösung bestimmt worden sind (siehe Frank et al., 2022). Der erhobene Datensatz ermöglicht den Vergleich zwischen den *in situ* gemessenen pH-Werten im Feld sowie der im Labor erhobenen Werte, wobei die Proben gestört und belüftet werden und Ergebnisse sich somit systematisch unterscheiden können. Im Vergleich zeigten an CaCl₂-Extrakten gemessene pH-Werte eine bessere Übereinstimmung mit denen im Feld erhobenen Werten. Der Offset lag hier lediglich bei -0,3 wobei der Anstieg der Regression (vgl. Abbildung 56) nahe 1 lag. Die aus einer H₂O-Extraktion gewonnenen pH-Werte können hierbei die im Gelände ermittelten Werte insbesondere im niedrigeren pH-Bereich (< 4) um mehr als eine pH-Einheit übersteigen.

Abbildung 55: Im Gelände im Bodenprofil gemessene pH-Werte aufgeschlüsselt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Anzahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätze jeder Kombination.

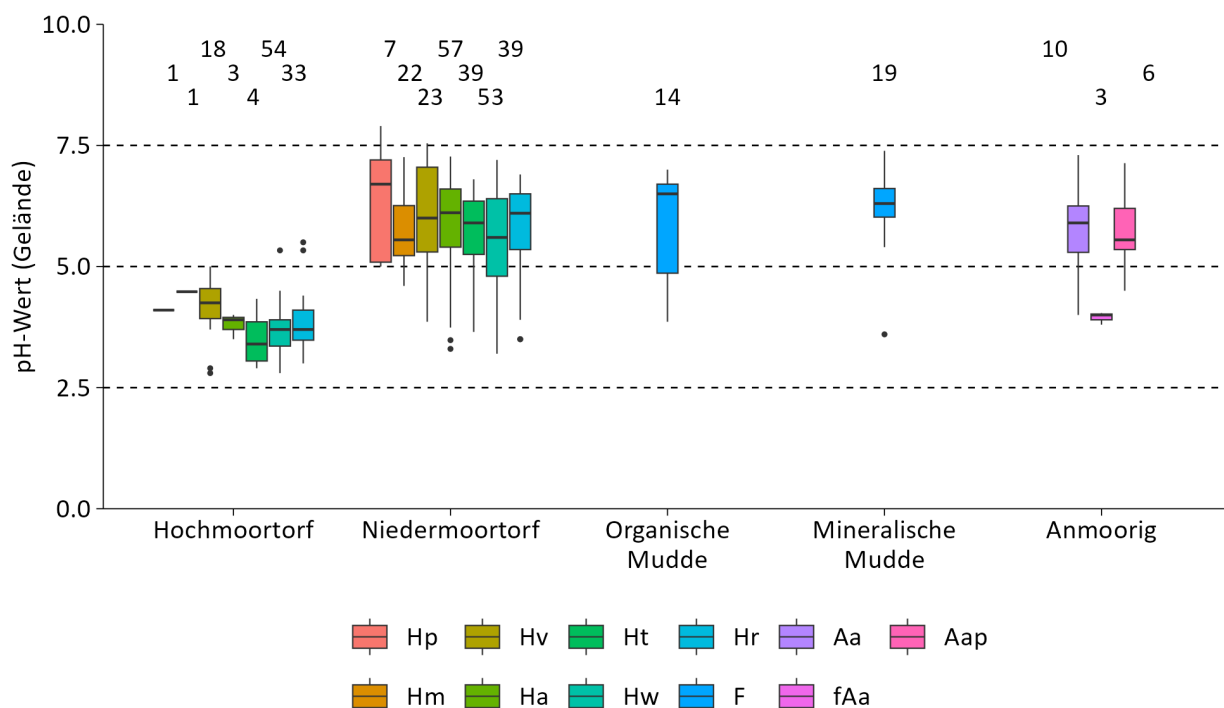
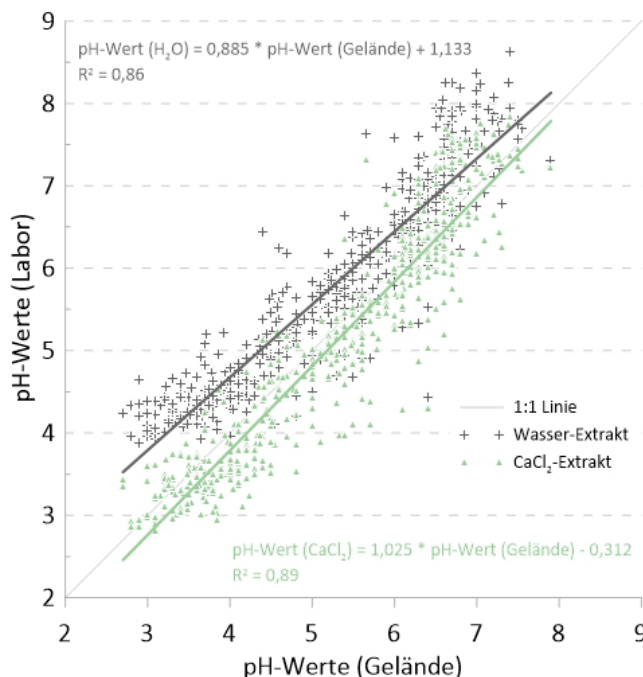


Abbildung 56: Vergleich zwischen denen im Gelände und im Labor an verschiedenen Extrakten (H₂O, CaCl₂) gemessenen pH-Werte.



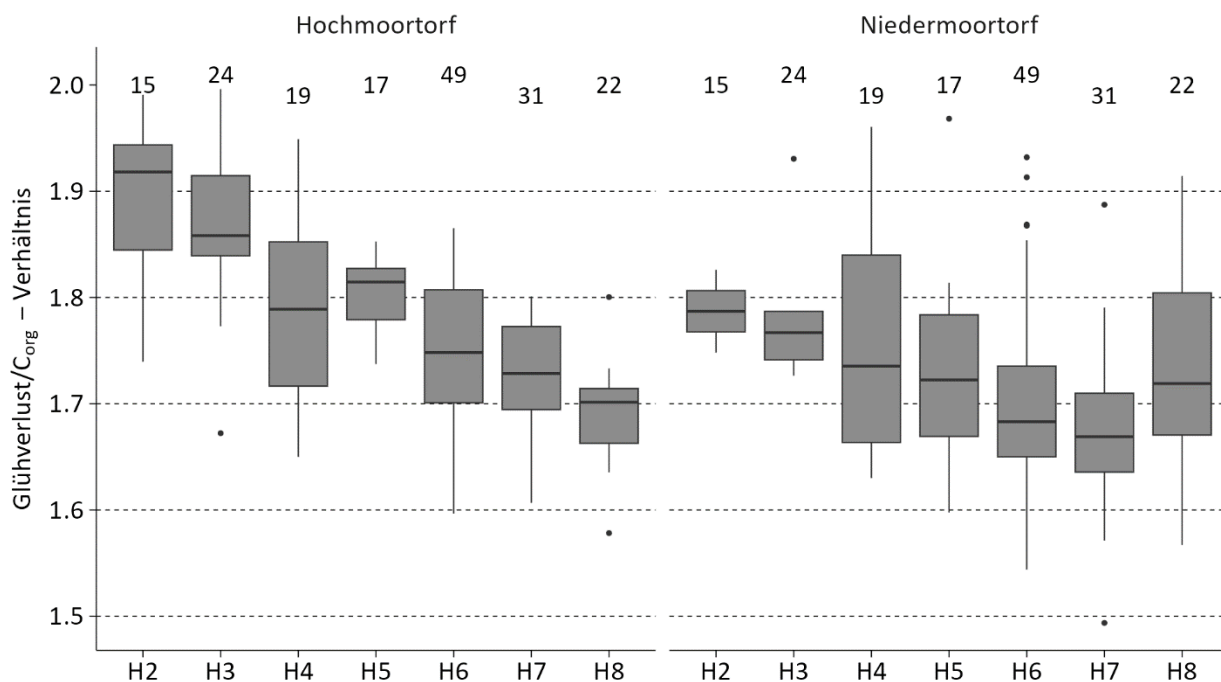
Quelle: Thünen-Institut

Der Glühverlust im Verhältnis zum C_{org}-Gehalt

Während beim Glühverlust die Masse der OBS bestimmt wird, wird bei der Bestimmung des C_{org}-Gehaltes lediglich ein Teil der OBS erfasst. Im Mittel besteht die OBS zu 58% aus C_{org}. Durch die Multiplikation mit dem Umrechnungsfaktor (OBS/C_{org}) von 1,72 kann dabei aus dem C_{org}-Gehalt der OBS Gehalt errechnet werden. Dies ist insbesondere dann notwendig, wenn eine Bodenklassifikation nach OBS Gehalten erfolgt (z.B. KA5, Ad-hoc-AG Boden, 2005) jedoch lediglich der C_{org}-Gehalt im Gelände ermittelt wird oder wenn Alt-Daten in OBS Gehalten vorliegen und für aktuelle Bodenklassifikationen (KA6, Ad-hoc-AG Boden, 2024) in C_{org}-Gehalte umgerechnet werden müssen. Bei Torfen und Auflagen wird ein Umrechnungsfaktor von 2 empfohlen, da diese weniger stark zersetzen pflanzlichen Substrate zu 50% aus C_{org} bestehen.

Durch die gleichzeitige Messung des Glühverlustes sowie des C_{org}-Gehaltes wurde im Rahmen der Arbeiten an 460 Proben der Quotient (OBS/C_{org}) aus beiden Werten ermittelt. Dabei wurden lediglich Proben verwendet die keine Carbonate enthielten, um das Ergebnis nicht zu beeinflussen (vgl. DIN 19684-3). Im Mittel lag dieser über alle Substrate bei $1,78 \pm 0,18$, wobei die Nieder- (n = 267) und Hochmoortorfe (n = 130) ähnliche Werte aufwiesen ($1,74 \pm 0,11$ und $1,77 \pm 0,11$) die niedriger als die der anmoorigen Substrate (n = 23) waren ($1,91 \pm 0,15$). Während zwischen den HSK bei den Nieder- und Hochmoortorfen keine systematischen Unterschiede gefunden wurden, zeigte sich innerhalb der Hw- und Hr-Horizonte eine Abhängigkeit des Quotienten mit dem Humifizierungsgrad nach v. Post (1922), wobei in der Tendenz der Quotient mit steigendem Humifizierungsgrad niedriger wurde. Durch die Begrenzung von Proben aus den Hw- und Hr- Horizonte werden gegenwärtig stark sekundär pedogen überprägte Oberböden aus der Analyse ausgeschlossen. Mit zunehmender Humifizierung während der Torfbildung wird C_{org} präferentiell akkumuliert und führt dabei zu den niedrigeren Quotienten. Während schwach zersetzte Hochmoortorfe (H2, H3) einen Quotienten im Mittel von 1,89 und 1,86, nahe dem empfohlenen Umrechnungsfaktor für Torfe von 2 erreichen, zeigen insbesondere stärker humifizierte Hochmoortorfe (H7, H8) Quotienten von 1,72 und 1,69.

Abbildung 57: Verhältnis vom Glühverlust zum C_{org} -Gehalt an Hoch- und Niedermoortorfproben aus den Hw- und Hr-Horizonten in Abhängigkeit des Humifizierungsgrades nach v. Post. Die Box-Plots zeigen den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätzen jeder Kombination.



Quelle: Thünen-Institut

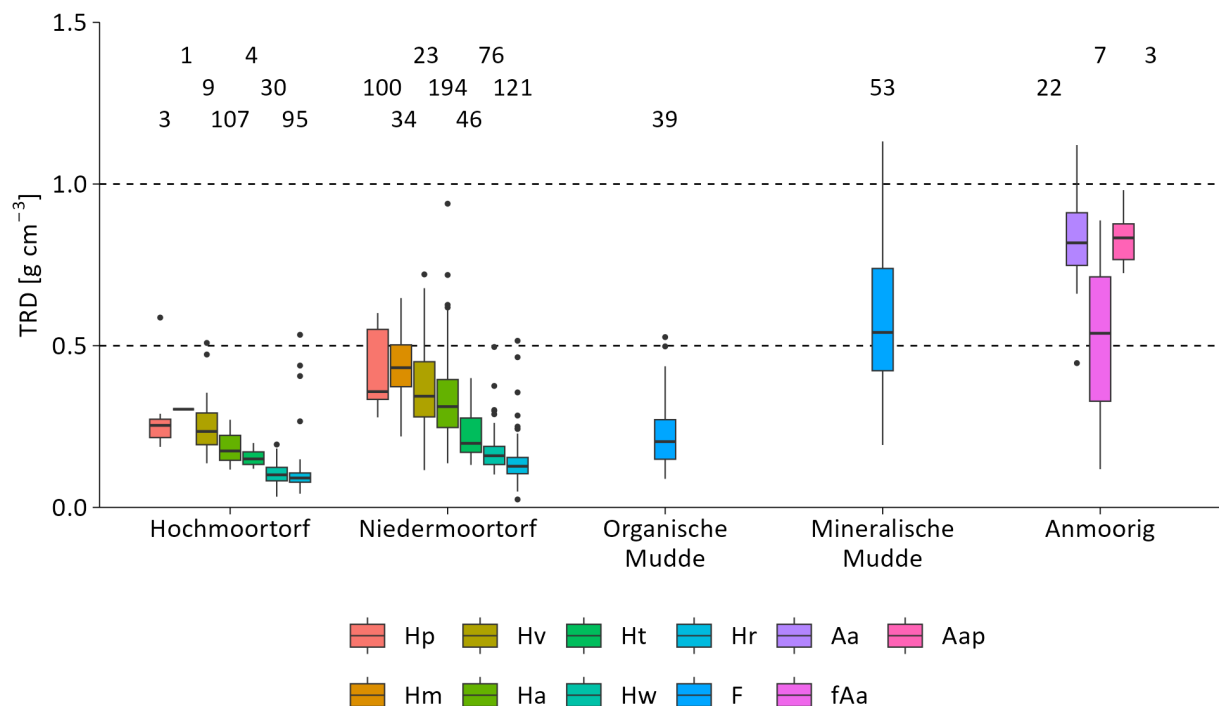
Die Auswertung der Niedermoortorfe lieferte hierbei tendenziell geringere OBS/C_{org} Quotienten. Dies kann ggfs. in der Unschärfe der v. Post (1922) Methode liegen, welche für Hochmoore entwickelt wurde. Ebenfalls können der Eintrag von Fremdstoffen über Grund- oder Oberflächenwasser sowie ein variierende und stärker ablaufender Degradationsprozess sowie Unterschiedlichen chemische Zusammensetzung der Pflanzenbestandteile zu diesen Ergebnissen führen. In der Tendenz scheint ein Umrechnungsfaktor von 1,72 für Torfe, insbesondere mit höherem Humifizierungsgrad, geeigneter zu sein, während bei neu gebildeten und schwach humifizierten Hochmoortorfen eher der Umrechnungsfaktor von 2 verwendet werden sollte. Auch für die stärker degradierten Oberbodenhorizonte (Hm-, Hp-, Hv) lag der Quotient mit 1,79 ($n = 54$) für Niedermoortorfe und mit 1,76 ($n = 17$) für Hochmoortorfe näher an 1,72. Klingenfuß et al. (2014) berichteten für Hochmoortorfe einen OBS/C_{org} Quotienten von 2,05 und für Niedermoortorfe von 1,73. Die größeren Unterschiede bei den Hochmoortorfen zu unserer Studie lässt sich auf die weniger humifizierten Hochmoortorfe (v. Post < 4) in der Studie von Klingenfuß et al. (2014) zurückführen.

Bodenphysikalische Eigenschaften für die aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen

Für die Auswertung der grundlegenden bodenphysikalischen Kennwerte lag für 1006 Horizonte die Trockenrohdichte (TRD) und 650 Horizonte die Porosität (ϵ) für die aggregierten Substrate Hochmoortorf, Niedermoortorf, anmoorige Substrate, mineralische und organische Mudden vor.

Mit im Mittel (\pm Standardabweichung) $0,78 \pm 0,20 \text{ g cm}^{-3}$ waren die anmoorigen Substrate gefolgt von den mineralischen Mudden mit $0,59 \pm 0,26 \text{ g cm}^{-3}$, den Niedermoortorfen mit $0,25 \pm 0,15 \text{ g cm}^{-3}$, den organischen Mudden mit $0,23 \pm 0,11 \text{ g cm}^{-3}$ und den Hochmoortorfen mit $0,14 \pm 0,09 \text{ g cm}^{-3}$ durch die höchste TRD gekennzeichnet.

Abbildung 58: Trockenrohdichten (TRD) dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Anzahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätzen jeder Kombination.



Quelle: Thünen-Institut

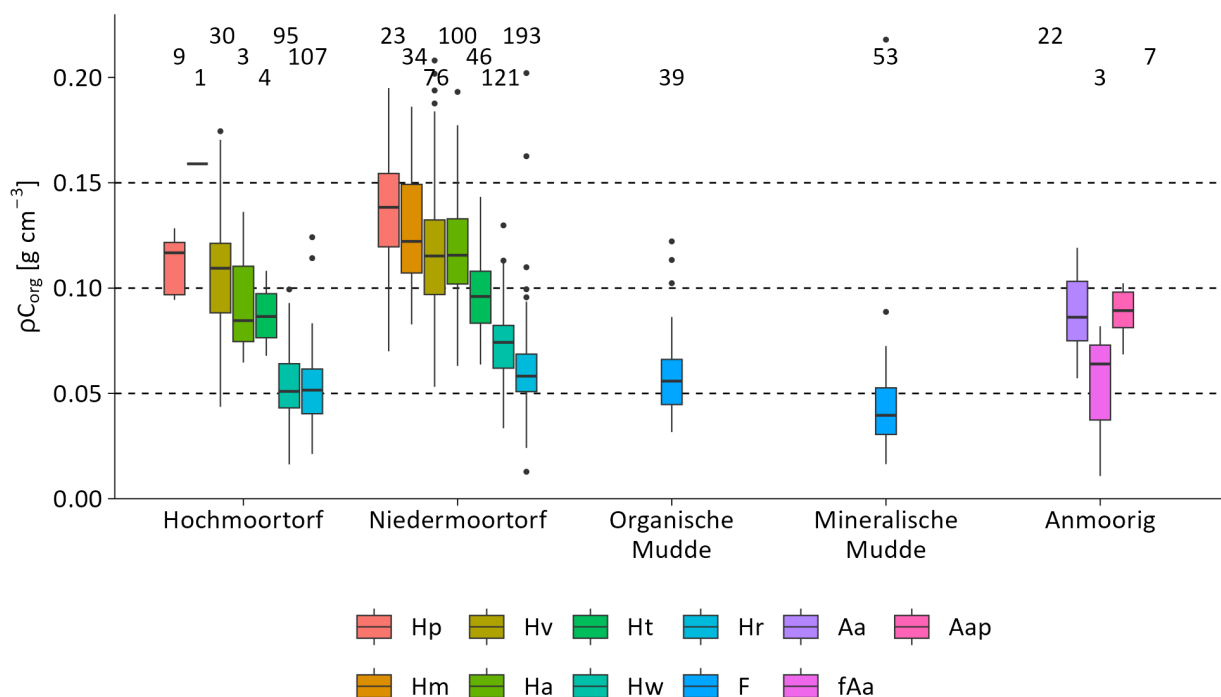
Die erhobenen Werte lagen zwischen 0,02 g cm⁻³ sowohl für einen Hochmoor- als auch einen Niedermoortorf im Hr-Horizont und 1,13 der an einer mineralischen Mudde gemessen wurde. Sowohl bei den Hochmoor- als auch bei den Niedermoortorfen zeigte sich eine kontinuierliche Abnahme der TRD von den Oberboden- hin zu den Unterbodenhorizonten (Abbildung 58). Mit $0,44 \pm 0,11$ g cm⁻³, $0,41 \pm 0,11$ g cm⁻³, $0,37 \pm 0,13$ g cm⁻³, $0,34 \pm 0,14$ g cm⁻³, $0,22 \pm 0,07$ g cm⁻³, $0,17 \pm 0,06$ g cm⁻³ und $0,14 \pm 0,06$ g cm⁻³ lagen für die Hm-, Hp-, Hv-, Ha-, Ht-, Hw- und Hr-Horizonte bei den Niedermoortorfen alle Werte im Mittel um das 1,5-Fache höher als bei den vergleichbaren HSK der Hochmoortorfe mit $0,27 \pm 0,12$ g cm⁻³, $0,25 \pm 0,09$ g cm⁻³, $0,19 \pm 0,08$ g cm⁻³, $0,15 \pm 0,03$ g cm⁻³, $0,10 \pm 0,03$ g cm⁻³ und $0,10 \pm 0,07$ g cm⁻³ für die Hp-, Hv-, Ha-, Ht-, Hw- und Hr-Horizonte. Die Zunahme der TRD in den Oberbodenhorizonten geht mit einer Abnahme der C_{org}-Gehalte und einer Zunahme von mineralischen Bestandteilen einher (Abbildung 61B). Durch Entwässerung sind insbesondere die oberen Bereiche des Bodenprofils durch die Prozesse der Schrumpfung, Sackung, Verdichtung und Konsolidierung betroffen, welche neben dem Verlust an Geländehöhe auch zu einer Erhöhung der TRD führen (vgl. Kapitel 4.3). Die ermittelten TRD stimmen gut mit den von Roßkopf et al. (2015) und Wittnebel et al. (2021) erhobenen TRD überein. Eine Zunahme der TRD in den oberen Torfschichten bei landwirtschaftlich genutzten Hoch- und Niedermoorböden (0-10 und 10-30 cm) konnten dabei ebenfalls Wittnebel et al. (2021) feststellen. Die ermittelten TRD der organischen Mudden waren dabei vergleichbar mit denen in Chmielewski (2006) ermittelten Werte und am unteren Ende für mineralische Mudden.

Zusätzlich zur TRD wurde an allen Proben ebenfalls die Porosität (ϵ) bestimmt. Diese zeigte einen negativen linearen Zusammenhang mit der TRD (Abbildung 61A) und war für locker gelagerte strukturreiche Hochmoortorfe am höchsten und für die anmoorigen Substrate mit hohen Anteilen an mineralischen Bestandteilen am niedrigsten.

4.5.2 Dichte des organischen Kohlenstoffs und des Gesamtstickstoffs in den aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen

Basierend auf den vorhandenen Daten zu C_{org} - und N_t -Gehalten sowie zur TRD der HSK wurden für alle aggregierten Kombinationen C_{org} - (pC_{org} ; $n = 1.005$) und N_t -Dichten (pN_t ; $n = 980$) berechnet. Mit im Mittel $0,09 \pm 0,04 \text{ g cm}^{-3}$ zeigten dabei die Niedermoortorfe gefolgt von den anmoorigen Substraten mit $0,08 \pm 0,02 \text{ g cm}^{-3}$, Hochmoortorfen mit $0,07 \pm 0,03 \text{ g cm}^{-3}$, den organischen und mineralischen Mudden mit $0,06 \pm 0,02 \text{ g cm}^{-3}$ und $0,05 \pm 0,03 \text{ g cm}^{-3}$ die größten pC_{org} -Werte (Abbildung 59). Anmoorige Substrate und Niedermoortorfe mit im Mittel (\pm Standardabweichung) $0,006 \pm 0,002 \text{ g cm}^{-3}$ und $0,006 \pm 0,003 \text{ g cm}^{-3}$ zeigten vor den organischen Mudden mit $0,004 \pm 0,001 \text{ g cm}^{-3}$, den mineralischen Mudden mit $0,003 \pm 0,001 \text{ g cm}^{-3}$ und den Hochmoortorfen mit $0,002 \pm 0,002 \text{ g cm}^{-3}$ die höchsten pN_t -Werte (Abbildung 60).

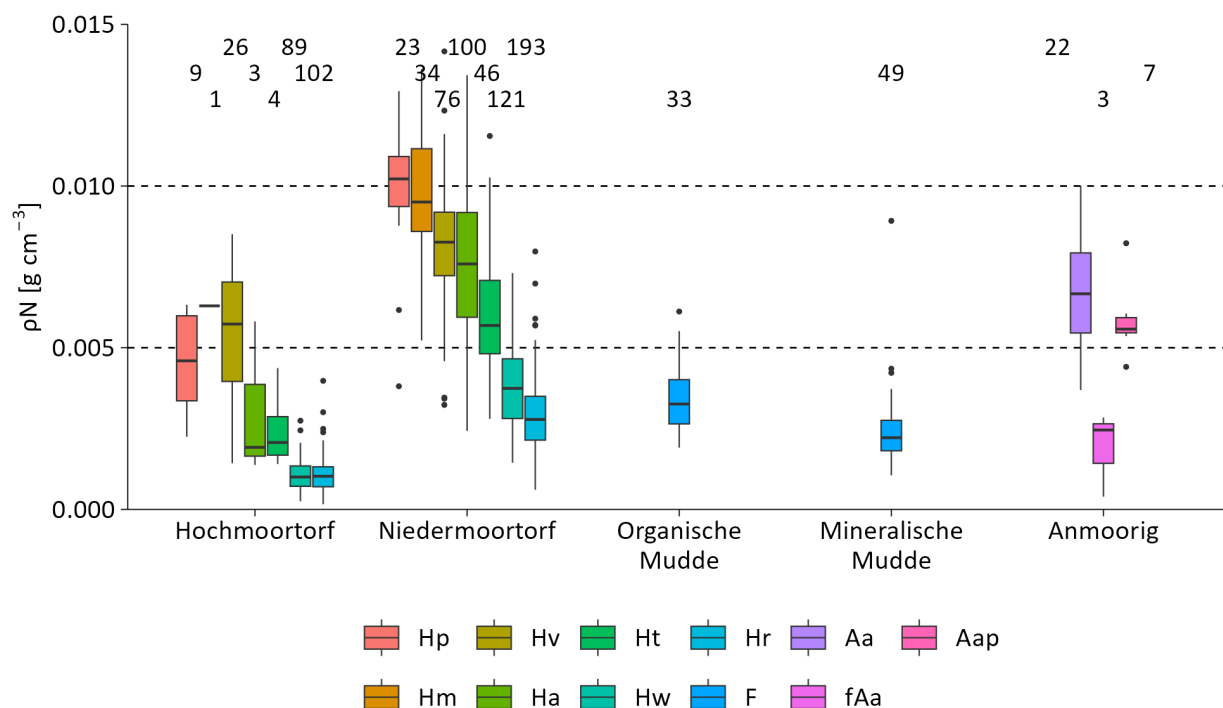
Abbildung 59: C_{org} -Dichte (pC_{org}) dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätze jeder Kombination.



Quelle: Thünen-Institut

Sowohl für Hochmoor- als auch für Niedermoortorfe nahmen die pC_{org} - und pN_t -Werte von den Ober- hin zu den Unterbodenhorizonten ab (Abbildung 59, Abbildung 60). Die Abnahme war bei den pN_t -Werten mit um 333% und 500% erhöhten Werten in den Oberbodenhorizonten im Vergleich zu Unterbodenhorizonten bei Nieder- und Hochmoortorfen steiler ausgeprägt als bei den pC_{org} -Werten mit 233% und 220% für Nieder- und Hochmoortorfe. Dies ist dem Umstand geschuldet, dass degradierte Oberböden (Hm-, Hv-, Hp-Horizonte) nicht nur durch eine höhere TRD, sondern ebenfalls durch höhere N_t -Gehalte gekennzeichnet sind (vgl. Abbildung 53, Abbildung 58). Anders ist dies bei C_{org} -Gehalten, die in den Oberböden in Relation zu den Unterböden abnehmen (vgl. Abbildung 52). Die gleichen Zusammenhänge führten auch dazu, dass die anmoorigen Substrate in den fAa-Horizonten unterhalb der Hochmoortorfe durch niedrigere pC_{org} - und pN_t -Werte charakterisiert waren als die anmoorigen Substrate im Oberboden.

Abbildung 60: N_t -Dichte (pN_t) dargestellt nach aggregierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. Die Zahl über den Box-Plots zeigt die in die Auswertung eingegangenen Datensätze jeder Kombination.



Quelle: Thünen-Institut

Die höchsten pC_{org} -Werte wurden in den HSK gefunden, die durch einen mittleren C_{org} -Gehalt und in Kombination mit einer für die Hoch- und Niedermoortorfe hohen TRD gekennzeichnet waren (Abbildung 61B, C, E). Die niedrigsten pC_{org} -Werte wurden sowohl bei sehr hohen (> 50%) und sehr niedrigen (< 10%) C_{org} -Gehalten angetroffen und korrespondieren mit sehr hohen oder sehr niedrigen TRD (Abbildung 61B, E). Im Gegensatz dazu wurden die höchsten pN_t -Werte in Horizonten mit den höchsten N_t -Gehalten gefunden. Sehr hohe TRD in Kombination geringen N_t -Gehalten führten trotzdem zu niedrigen pN_t -Werten. Die niedrigsten pN_t -Werte wurden in HSK mit niedrigen TRD und niedrigen N_t -Gehalten (Hw- und Hr-Horizonte aus Hochmoortorf) gefunden.

Insbesondere in den Oberböden der entwässerten Nieder- und Hochmoore befinden sich im Profilaufbau pro cm Horizontmächtigkeit die größten C_{org} - und N_t - Vorräte, welche dort auf Grund von Faktoren, die die Mineralisation begünstigen besonders anfällig gegen weiteren Verlust sind. Auch zeigen die Ergebnisse, dass Oberböden von z.B. Moorfolgeböden aus anmoorigen Substraten ähnlich hohe C_{org} -Dichten aufweisen können wie klassische entwässerte Moorböden, was in der Vergangenheit gemessene hohe THG-Emissionen aus entwässerten Moorfolgeböden erklärt (vgl. Leiber-Sauheilt, 2014). Die alleinige Definition von Moorböden über den C_{org} -Gehalt kann dabei Böden mit ähnlich hohen pC_{org} -Werten wie typische Moorböden vernachlässigen. So konnten neueste Untersuchungen von Liang et al. (2024) zeigen, dass Böden mit C_{org} -Gehalten von 6% ähnliche hohe THG-Emissionen aufwiesen wie Moorböden mit moortypischen C_{org} -Gehalten.

Abbildung 61: Zusammenhang zwischen A) TRD [g cm^{-3}] und ε [%], B) C_{org} [%] und TRD [g cm^{-3}], C) N_t [%] und TRD [g cm^{-3}], D) C_{org} [%] und N_t [%], E) C_{org} [%] und ρC_{org} [g cm^{-3}] und F) N_t [%] und ρN_t für die nach Hochmoortorf, Niedermoortorf, organischer und mineralischer Mudde sowie anmoorig unterteilten Substrate.

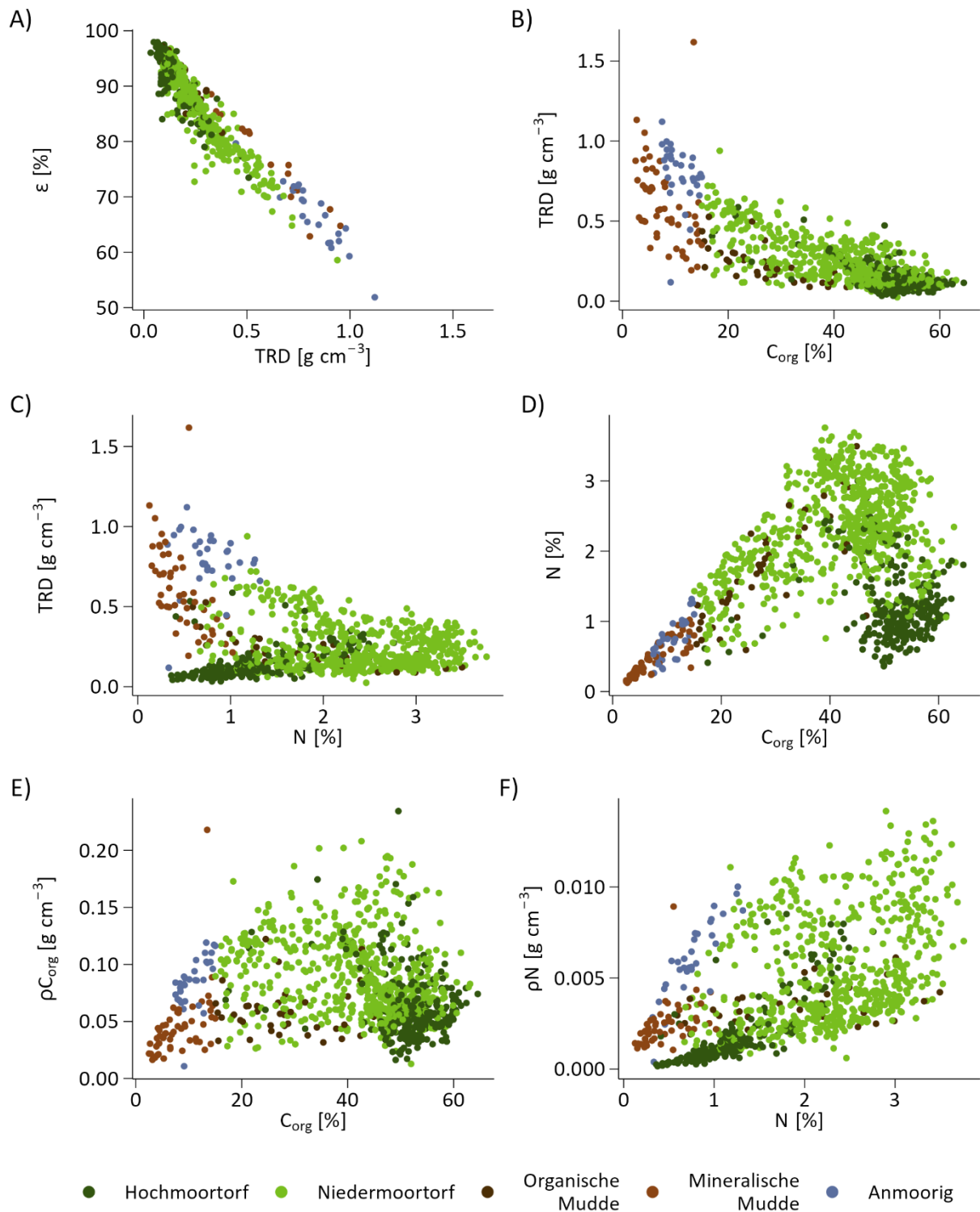


Tabelle 15: Vergleich (Mittelwert \pm Standardabweichung) der bodenphysikalischen (TRD) und bodenchemischen Parameter (C_{org} , N_t , C_{org}/N_t , ρC_{org} , ρN_t) der aus den Torfbalken von Tiefumbruchböden sowohl aus Niedermoortorf und Hochmoortorf entnommenen Bodenproben mit mittleren Werten von Ober- und Unterböden von Hoch- und Niedermoorböden. Durch den geringen Stichprobenumfang wurde auf eine Unterteilung in den oberen und unteren Bereich des Torfbalkens im R-Horizont bei den Niedermoortorfen verzichtet.

Herkunft Profil	n	TRD [g cm ⁻³]	C_{org} -Gehalt [%]	N_t -Gehalt [%]	C_{org}/N_t [-]	ρC_{org} [g cm ⁻³]	ρN_t [g cm ⁻³]
<i>Tiefumbruchboden aus Hochmoor</i>							
Oberboden ¹	40	0,26 \pm 0,10	45,1 \pm 7,4	1,99 \pm 0,48	25 \pm 9	0,11 \pm 0,03	0,005 \pm 0,002
Unterboden ²	209	0,11 \pm 0,05	53,2 \pm 5,8	1,06 \pm 0,32	55 \pm 18	0,05 \pm 0,02	0,001 \pm 0,001
Torfbalken (obere Hälfte / ehem. Oberboden)	5	0,26 \pm 0,05	49,4 \pm 4,6	1,32 \pm 0,30	39 \pm 8	0,13 \pm 0,02	0,003 \pm 0,001
Torfbalken (obere Hälfte / ehem. Unterboden)	5	0,21 \pm 0,02	53,3 \pm 1,4	1,31 \pm 0,15	41 \pm 4	0,12 \pm 0,01	0,003 \pm 0,001
Torfbalken (untere Hälfte / ehem. Oberboden)	5	0,26 \pm 0,06	45,2 \pm 6,3	1,07 \pm 0,17	43 \pm 4	0,12 \pm 0,02	0,003 \pm 0,001
Torfbalken (untere Hälfte / ehem. Unterboden)	5	0,22 \pm 0,02	45,5 \pm 7,2	1,11 \pm 0,20	41 \pm 5	0,10 \pm 0,01	0,002 \pm 0,001
<i>Tiefumbruchboden aus Niedermoor</i>							
Oberboden ¹	133	0,40 \pm 0,13	33,0 \pm 9,9	2,38 \pm 0,73	14 \pm 4	0,12 \pm 0,03	0,009 \pm 0,002
Unterboden ²	461	0,20 \pm 0,11	44,2 \pm 10,2	2,29 \pm 0,66	21 \pm 8	0,08 \pm 0,03	0,004 \pm 0,002
Torfbalken (ehem. Oberboden)	5	0,61 \pm 0,07	18,6 \pm 0,8	1,17 \pm 0,49	19 \pm 9	0,11 \pm 0,02	0,007 \pm 0,003
Torfbalken (ehem. Unterboden)	3	0,31 \pm 0,06	42,9 \pm 10,4	1,63 \pm 0,31	28 \pm 11	0,13 \pm 0,05	0,005 \pm 0,001

¹ umfasst die Hv-, Hm-, Hp-Horizonte des Oberbodens der Hoch- und Niedermoorböden ohne Tiefumbruch

² umfasst die Ha-, Ht-, Hw- und Hr-Horizonte des Unterbodens der Hoch- und Niedermoorböden ohne Tiefumbruch

Quelle: Thünen-Institut

Mit im Mittel 0,26 bis 0,21 g cm⁻³ zeigten die Torfbalken in den Tiefumbruchböden aus Hochmoortorfen (alle Bereiche) vergleichbare TRD wie die heutigen Oberböden von entwässerten Hochmoorböden (Tabelle 15). Im Vergleich zu den Unterböden der Hochmoore (0,10 g cm⁻³) zeigten alle Bereiche der Torfbalken eine höhere TRD. Bei den Tiefumbruchböden aus Niedermoortorfen waren die Torfe in den Balken mit 0,61 sowie 0,31 g cm⁻³ dichter als die korrespondierenden Ober- und Unterböden der Niedermoore mit 0,40 und 0,20 g cm⁻³ ohne Tiefumbruch. Intensive Sackung nach der Anlage der Tiefumbruchböden und eine Erhöhung der TRD in den Horizonten wurde bereits in der Vergangenheit beobachtet (Burghardt, 1977; Kuntze 1987).

In der oberen Balkenhälfte der Tiefumbruchböden aus Hochmoortorf waren die C_{org} - und die N_t -Gehalte im Vergleich zum unteren Bereich leicht erhöht. Wobei die C_{org} -Gehalte im oberen Balkenbereich mit 49,4% und 53,3% eher mit denen der Unterböden nicht tiefumgebrochener Hochmoore vergleichbar sind und die des unteren Bereichs mit 45,2% und 45,5% eher mit den heutigen Oberböden korrespondieren. Die N_t -Gehalte der unteren Torfbalken lagen mit 1,07% und 1,10% dabei auf einem ähnlichen Niveau wie die der heutigen Hochmoor-Unterböden. Die N_t -Gehalte der oberen Balkenhälfte lag mit 1,32% und 1,31% unterhalb der heutigen Hochmoor-Oberböden. Diese Unterschiede führten dazu, dass das C/N-Verhältnis der Torfbalken im gesamten Torfbalken einheitlich und im Mittel mit 41 weiter als die Oberböden und enger als die Unterböden nicht umgebrochener Hochmoorböden lag. Durch die durchweg hohen TRD und vergleichbaren C_{org} -Gehalte waren

die Torfbalken der Tiefumbruchböden aus Hochmoortorf durch vergleichbarere pC_{org} -Werte gekennzeichnet als die Oberböden der entwässerten Hochmoorböden.

Bei den Tiefumbruchböden aus Niedermoortorf waren die Balkenbereiche der ehemaligen Oberböden durch die niedrigsten C_{org} - und N_t -Gehalte gekennzeichnet (Tabelle 15), während die C_{org} -Gehalte der Torfbalkenbereiche der ehemaligen Unterböden mit 42,9% vergleichbare C_{org} -Gehalte wie die Unterböden nicht tiefumgebrochener Niedermoore aufweisen. Die N_t -Gehalte der Torfbalken waren mit 1,17% und 1,63% deutlich geringer als die der Ober- und Unterböden der nicht tiefumgebrochenen Niedermoore. Ebenfalls waren die Torfbalken durch tendenziell weitere C/N-Verhältnisse gekennzeichnet. Die pC_{org} -Werte betreffend waren die Torfbalken durch eine ähnlich hohe Dichte wie die Oberböden der Niedermoore gekennzeichnet.

Die im Rahmen des Moorbodenmonitorings an Tiefumbruchböden erhobenen Daten geben einen ersten umfangreichen Überblick über die grundlegenden bodenchemischen und physikalischen Kennwerte der Torfbalken. Während die TRD eher denen der Oberböden entwässerter Hoch- und Niedermoorböden entspricht, deuten die chemischen Kennwerte, vor allem die niedrigeren N_t -Gehalte auf eine abweichende Dynamik hin, welche weder denen der Unterböden noch denen der Oberböden nicht tiefumgebrochener Nieder- bzw. Hochmoorböden zu entsprechen scheint.

Die Oberbodenhorizonte der überdeckten und tiefumgebrochenen Moorböden

In der Vergangenheit wurden Moorböden durch anthropogene Tätigkeiten (z.B. „Sanddeckkulturen“) sowie natürliche Prozesse, insbesondere in den Marschgebieten Norddeutschlands, mit Mineralboden überlagert (vgl. Göttlich, 1990). Auch beim Anlegen von Tiefpflugkulturen wurden durch die Mischung der Torf- und Sandbalken in den oberen 30 cm durch Pflügen (bei „Sandmischkulturen“) oder durch das zusätzliche Aufbringen von mineralischen Substraten auf die Sand- und Torfbalkenpaare ("Tiefpflug-Sanddeckkultur") Oberböden mit einer eigenen Dynamik geschaffen (vgl. Göttlich, 1990; Luthardt & Zeitz, 2014). Die Entwicklung z.B. der C_{org} -Gehalte im Oberboden variiert dabei zwischen den Kulturmaßnahmen und kann im Falle von Sandmischkulturen langfristig zu einer Abnahme (vgl. Höper et al., 2025) und im Falle von Tiefpflug-Sanddeckkulturen zu einer Zunahme führen (vgl. Schindler et al. 2020).

Im Rahmen des Moorbodenmonitorings wurden bisher neun mit Mineralboden überdeckte sowie neun Tiefumbruchböden ausgewertet. Die Eigenschaften der Oberböden sind in Tabelle 16 dargestellt. Vergleichend wurden ebenfalls Oberböden von Moorfolgeböden (ausschließlich mit anmoorigen Substraten) mit aufgeführt. Da die Anzahl der Datensätze für eine Auswertung nach HSK zu gering sind, werden je Bodenkategorie lediglich die Mittelwerte der Oberböden dargestellt. Die erhobenen Daten stellen eine erste Charakterisierung dar.

Die in das Moorbodenmonitoring integrierten überdeckten Niedermoorböden wurden sowohl mit sandigen (St2, Sl3), lehmigen (Lu, Ls4) sowie tonigen (Tu2) Substraten überlagert, wobei die tonigen Substrate in Marschgebieten angetroffen wurden. Neben natürlichen Überlagerungen wurden ebenfalls anthropogene Überlagerungen (z.B. „Rimpau'sche Moordammkultur“) integriert. Im Gegensatz dazu wurden die beiden überdeckten Hochmoorböden als „Sanddeckkulturen“ unter Anwendung einer Besandungsmaschine (vgl. Göttlich, 1990) angelegt. Mit einer TRD im Mittel von $0,80 \text{ g cm}^{-3}$ sind die überdeckten Niedermoore durch eine geringere TRD als die mit Sand überdeckten Hochmoorböden ($1,08 \text{ g cm}^{-3}$) gekennzeichnet. Innerhalb der überdeckten Niedermoore zeigten die in der Marsch gelegenen und mit lehmigen und tonigen Substraten überdeckten Niedermoorböden mit $0,71 \text{ g cm}^{-3}$ etwas geringere TRD als die mit sandigen Substraten überdeckten Niedermoorböden mit $0,92 \text{ g cm}^{-3}$ (Daten nicht gezeigt). Alle bei den überdeckten Niedermooren untersuchten Oberböden lagen mit C_{org} -Gehalten zwischen 7,5 und 15% im anmoorigen Bereich und damit im Mittel höher als die bei den überdeckten Hochmoorböden angetroffenen Sanddecken mit 6,6%. Die höchsten TRD wurden in den Oberböden der Tiefumbruchböden mit 1,11 und $1,16 \text{ g cm}^{-3}$ gefunden. Diese Oberböden wiesen im Mittel von 5,3 und 3,8% die geringsten C_{org} -Gehalte auf. Wittnebel et al. (2021) berichteten für die im Rahmen der BZW-LW untersuchten überdeckten Moorböden (sowohl mächtig und flach überlagert) eine mittlere TRD von 0,9 g

cm⁻³ und einen mittleren C_{org}-Gehalt von 6,7%. Auch die dort untersuchten Tiefumbruchböden lagen mit im Mittel 4,8% C_{org} und einer mittleren TRD von 1,01 g cm⁻³ in ähnlichen Bereichen wie die im Rahmen des Moorbodenmonitorings eingerichteten Monitoringflächen. Die ermittelten pC_{org} der überdeckten Moorböden lagen dabei auf dem gleichen Niveau wie die Moorfolgeböden.

Tabelle 16: Vergleich (Mittelwert ± Standardabweichung) der bodenpyhsikalischen (TRD) und bodenchemischen Parameter (C_{org}, N_t, C_{org}/N_t, pC_{org}, pN_t) der in den Oberböden der überdeckten und tiefumgebrochenen Moorböden sowie Moorfolgeböden entnommenen Bodenproben.

Herkunft Profil	Anzahl	TRD [g cm ⁻³]	C _{org} -Gehalt [%]	N _t -Gehalt [%]	C _{org} /N _t [-]	pC _{org} [g cm ⁻³]	pN _t [g cm ⁻³]
überdeckter Hochmoorboden							
Oberboden ¹	2	1,08 ± 0,11	6,6 ± 2,5	0,42 ± 0,05	15 ± 4	0,07 ± 0,02	0,005 ± 0,001
überdeckter Niedermoorboden							
Oberboden ²	7	0,80 ± 0,13	11,2 ± 2,3	0,89 ± 0,23	13 ± 1	0,09 ± 0,02	0,007 ± 0,001
Tiefumbruchböden aus Hochmoortorf							
Oberboden ³	6	1,11 ± 0,21	5,3 ± 3,3	0,28 ± 0,22	21 ± 4	0,05 ± 0,02	0,002 ± 0,001
Tiefumbruchböden aus Niedermoortorf							
Oberboden ⁴	3	1,16 ± 0,23	3,8 ± 1,8	0,27 ± 0,13	13 ± 2	0,04 ± 0,01	0,001 ± 0,001
Moorfolgeböden							
Oberboden ⁵	7	0,88 ± 0,13	10,9 ± 2,9	0,78 ± 0,25	15 ± 4	0,09 ± 0,01	0,007 ± 0,001

¹ enthält Aa und Ah-Horizonte

² enthält Aa- und Aap-Horizonte

³ enthält R-Ah-, R-Ap- und R-Aap-Horizonte

⁴ enthält R-Ap-Horizonte

⁵ enthält Aa-, Aap- und Ah-Horizonte

Quelle: Thünen-Institut

4.5.4 Kennwerte ausgewählter Oberbodenhorizonte der Hoch- und Niedermoorböden mit unterschiedlicher Landnutzung

Bei den im Rahmen von Kapitel 4.5.1 dargestellten Ergebnissen zeigen insbesondere Oberböden eine starke Variabilität z.B. in den C_{org}-Gehalten (vgl. Abbildung 52), N_t-Gehalten (vgl. Abbildung 53) oder TRD (vgl. Abbildung 58). Ebenfalls wurde in den dortigen Darstellungen nicht zwischen Hw-Horizonten im Oberboden sowie im Unterboden unterschieden. Aus diesem Grund werden in diesem Kapitel die Oberböden (lediglich der oberste Horizont) der Hoch- und Niedermoorböden in Abhängigkeit von der Landnutzung (2. Ebene, siehe Kapitel 2.2.2) aggregiert dargestellt. In die Auswertungen wurden dabei nur Kombinationen aus HSK und Landnutzung integriert, die mindestens zwei Datensätze enthielten.

Bei den aus amorphen Torfen bestehenden Oberböden der Niedermoorböden ist eine Zunahme der TRD in Kombination mit einer intensiveren Nutzung zu erkennen. So waren die mittel bis intensiv genutzten Grünlandflächen (*Grünland - Wiese (2+ Schnitte)*) und die als *Acker* genutzten Flächen durch die höchsten TRD gekennzeichnet (Tabelle 17). Die niedrigsten TRD wurden in den Hv- und Hw-Horizonten im Oberboden des Stratum *ungenutzte und extensiv genutzte Röhrliche, Riede und Brachen* gemessen, die in ihrer Mehrheit (n = 8) durch *naturnahe* hydrologische Bedingungen sowie *Wassermanagementmaßnahmen* zur Anhebung des Wasserstandes gekennzeichnet sind. Beim Fehlen klarer Vererdungsmerkmale und der Ausweisung eines Hw-Horizontes an der Geländeoberfläche anstelle eines Hv-Horizontes, waren diese Hw-Horizonte durch geringere TRD gekennzeichnet. Die höheren TRD der intensiver genutzten Monitoringflächen gehen mit reduzierten C_{org}-Gehalten einher (vgl. Abbildung 61B). Durch den linearen Zusammenhang der C_{org}- und N_t-Gehalte in den amorphen Torfen der Oberbodenhorizonte (vgl. Abbildung 61D; zwischen 20% und 40% C_{org}) blieben die C/N-Verhältnisse stabil und die Oberböden der Straten *Grünland - Wiese/Weide (1 Schnitt)* und *ungenutzte und*

extensiv genutzte Röhrichte, Riede und Brachen waren durch die höchsten N_t -Gehalte gekennzeichnet. Trotz höherer C_{org} -Gehalte ist das Stratum *ungenutzte und extensiv genutzte Röhrichte, Riede und Brachen* durch die geringsten ρC_{org} -Werte als Folge der niedrigen TRD gekennzeichnet. Die stärker degradierten Hm-Horizonte sind in ihren Kennwerten bei gleichen Landnutzungsstraten auf der 2. Ebene nicht von den Hv-Horizonten zu unterscheiden, obwohl sie marginal höhere TRD und geringer C_{org} -Gehalte aufweisen (Tabelle 17).

Tabelle 17: Vergleich (Mittelwert \pm Standardabweichung) der bodenphysikalischen (TRD) und bodenchemischen Parameter (C_{org} , N_t , C_{org}/N_t , ρC_{org}) der in den Oberböden der Hoch- und Niedermoorböden vorgefundenen Horizonte für verschiedene Landnutzungsstraten (2. Ebene).

Horizont	Landnutzung (2.Ebene)	Anzahl	TRD [g cm ⁻³]	C_{org} - Gehalt [%]	N_t - Gehalt [%]	C_{org}/N_t [-]	ρC_{org} [g cm ⁻³]
Niedermoorboden							
<i>Hp</i>	Acker	5	0,42 \pm 0,13	35,4 \pm 13,4	2,58 \pm 0,80	14 \pm 2	0,13 \pm 0,02
<i>Hm</i>	Grünland - Wiese (2+ Schnitt)	14	0,47 \pm 0,10	28,5 \pm 7,8	2,16 \pm 0,78	14 \pm 4	0,14 \pm 0,03
	Grünland - Wiese/Weide (1 Schnitt)	4	0,33 \pm 0,08	41,7 \pm 6,9	3,22 \pm 0,23	13 \pm 1	0,14 \pm 0,03
<i>Hv</i>	Grünland - Wiese (2+ Schnitt)	11	0,44 \pm 0,14	30,5 \pm 13,0	2,23 \pm 0,78	14 \pm 4	0,12 \pm 0,03
	Grünland - Wiese/Weide (1 Schnitt)	5	0,34 \pm 0,06	36,9 \pm 9,2	2,69 \pm 0,76	14 \pm 4	0,13 \pm 0,04
	ungenutzte und extensiv genutzte Röhrichte, Riede und Brachen	6	0,24 \pm 0,10	38,3 \pm 7,0	2,95 \pm 0,60	13 \pm 2	0,09 \pm 0,02
<i>Hw</i>	ungenutzte und extensiv genutzte Röhrichte, Riede und Brachen	4	0,15 \pm 0,05	35,7 \pm 11,1	2,63 \pm 0,79	14 \pm 1	0,05 \pm 0,01
Hochmoorboden							
<i>Hv</i>	Grünland - Wiese (2+ Schnitt)	7	0,29 \pm 0,05	45,9 \pm 5,9	2,28 \pm 0,33	20 \pm 3	0,13 \pm 0,03
	Grünland - Wiese/Weide (1 Schnitt)	4	0,31 \pm 0,14	43,2 \pm 6,0	2,34 \pm 0,50	19 \pm 3	0,12 \pm 0,02
	ungenutzt	3	0,20 \pm 0,04	52,0 \pm 0,7	2,10 \pm 0,23	25 \pm 3	0,10 \pm 0,02
<i>Hw</i>	Anbau-Paludikultur	2	0,07 \pm 0,05	51,4 \pm 3,3	0,95 \pm 0,21	55 \pm 9	0,04 \pm 0,03
	ungenutzt	7	0,06 \pm 0,02	50,8 \pm 1,4	1,17 \pm 0,39	48 \pm 18	0,03 \pm 0,01

Quelle: Thünen-Institut

Bei den Hochmoorböden kann zwischen den Hv-Horizonten der Straten *Grünland - Wiese (2+ Schnitt)* und *Grünland - Wiese/Weide (1 Schnitt)* nicht unterschieden werden. Unabhängig von der Nutzungsintensität sind diese Oberböden nahezu durch die gleichen Kennwerte charakterisiert. Die in *ungenutzten Hochmoorböden* gefundenen Hv-Horizonte, welche im Schnitt weniger als 10 cm mächtig sind, sind durch höhere C_{org} -Gehalte, vergleichbar zu Unterbodenhorizonten, und eine niedrigere TRD im Vergleich zu den Hv-Horizonten der landwirtschaftlich genutzten Hochmoorböden abgrenzbar. Die im Oberboden vorgefundenen Hw-Horizonte unter als *Torfmoos-Paludikultur* genutzten sowie *ungenutzten* Hochmoorflächen mit naturnahen

hydrologischen Bedingungen oder mit klassischer Vernässung, sind durch sehr geringe TRD und für Hochmoortorfe typische C_{org} - und N_t -Gehalte gekennzeichnet und zeigen im Verhältnis zu den Hv-Horizonten deutlich weitere C/N-Verhältnisse.

Eine Stratifizierung der Monitoringflächen mit Hv-, Hm- und Hp-Horizonten im Oberboden nach *Grabenentwässerung* oder Entwässerung mittels *Rohrdrainagen* hatte sowohl bei den Hochmoor- als auch Niedermoorböden keine Auswirkungen auf die TRD oder den C_{org} -Gehalt der Hv-Horizonte. Bei Niedermoorböden mit Hm- oder Hp-Horizonten im Oberboden waren die mittels *Rohrdrainage* entwässerten Monitoringflächen durch höhere TRD ($0,54 \pm 0,03 \text{ g cm}^{-3}$; $n = 5$ vs. $0,40 \pm 0,08 \text{ g cm}^{-3}$; $n = 13$) sowie niedrigere C_{org} - ($22,8 \pm 1,6\%$ vs. $35,6 \pm 10,1\%$) und N_t -Gehalte ($1,62 \pm 0,21\%$ vs. $2,80 \pm 0,62\%$) in den Oberböden im Vergleich zu denen ausschließlich über Graben entwässerten Monitoringflächen gekennzeichnet.

Die Intensität der Entwässerung als auch die Intensität Landnutzung (ungenutzte Monitoringflächen ausgenommen) hatte auf Monitoringflächen stratifiziert als *entwässerte Hochmoorböden* mit Hv-Horizonten im Oberboden keine Auswirkung auf deren bodenchemischen und -physikalischen Kennwerte. Die Intensität der Landnutzung sowie die Intensität der Entwässerung zeigte dagegen auf als Niedermoorböden stratifizierten Monitoringflächen einen Einfluss auf die erhobenen Kennwerte. Die Tiefe der Entwässerung hat in Niedermooren einen direkten Einfluss auf die Ausprägung und Tiefe der Oberbodendegradation (vgl. Succow, 1988). In unseren Daten zeigte sich mit steigender Intensität sowohl der Landnutzung als auch der Entwässerung (Hm-, Hp-Horizonte) eine Zunahme der Oberbodendegradation. Ob dabei mögliche Unterschiede in den verschiedenen Straten der Landnutzung (2. Ebene) auf die Nutzungsintensität oder der vorausgehenden hydrologischen Situation (intensivere Nutzung wird dort praktiziert, wo tiefere Wasserstände erreichbar sind) zurückzuführen sind, kann noch nicht abschließend beantwortet werden.

4.5.5 Höhe und Variabilität der organischen Kohlenstoffvorräte auf den Monitoringflächen

Höhe der auf den Monitoringflächen ermittelten C_{org} -Vorräte

Die Erfassung der C_{org} -Vorräte auf den Monitoringflächen erfolgte durch die Beprobung des Moorkörpers bis zum mineralischen Untergrund, dabei wurden neben dem Torf und Mudden auch die anmoorigen Substrate ($15\% < \text{OBS} < 30\%$) mitberücksichtigt. Die Erfassung erfolgte für Treposole in 12-facher und für alle anderen Bodenkategorien in 10-facher Wiederholung auf den Monitoringflächen (vgl. Kapitel 2.3.1; Frank et al., 2022; Tiemeyer & Frank, 2024). Die Berechnung erfolgte nach Gleichung (1) (Info-Box: Berechnung C_{org} -Vorrat) für jeden Beprobungspunkt und über diese gemittelt für die Monitoringfläche.

Exkurs: Berechnung organischer Kohlenstoffvorrat (C_{org} -Vorrat)

Der organische Kohlenstoffvorrat (C_{org} -Vorrat) wurde für jeden Beprobungspunkt als kumulative Summe über alle Horizonte und Beprobungstiefen mit folgender Gleichung berechnet:

$$C_{org}\text{-Vorrat} = \sum_n C_{org,n} \cdot TRD_n \cdot D_n \quad \text{Gleichung (1)}$$

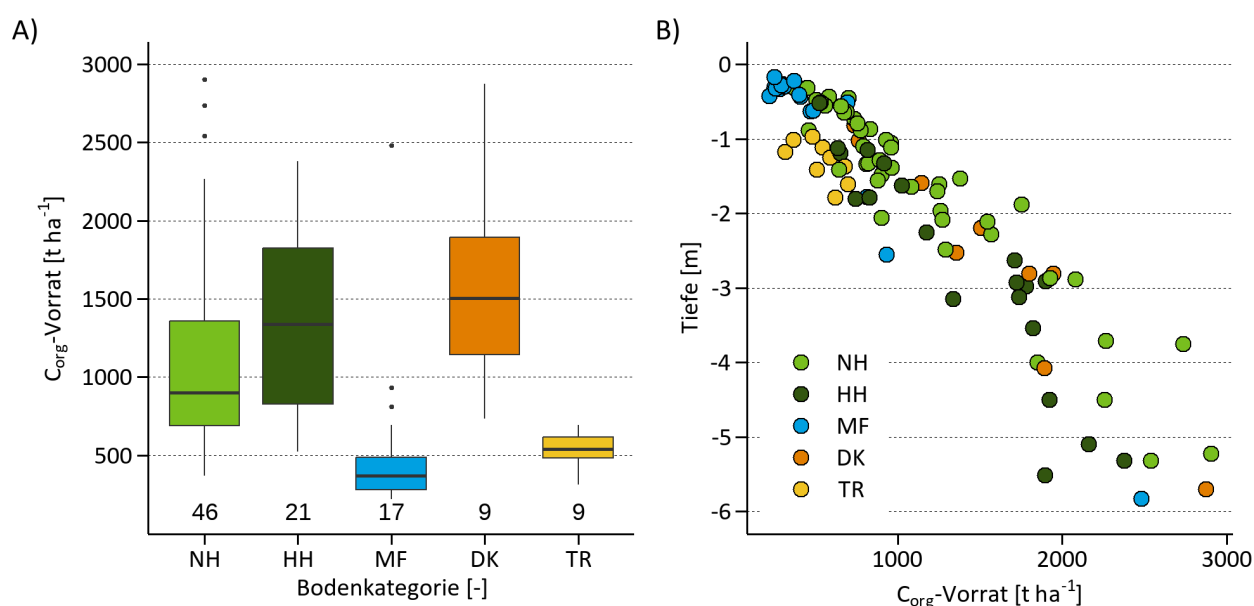
Dabei bezeichnet C_{org} den organischen Kohlenstoff, TRD die Trockenrohddichte und D die Mächtigkeit des jeweiligen Horizontes bzw. der jeweiligen Beprobungstiefe. Der gesamte C_{org} -Vorrat wurde anschließend als Mittelwert \pm Standardabweichung der 10 Beprobungspunkte berechnet. Das Vorgehen wurde ebenfalls für die Berechnung der N_t -Vorräte aus den N_t -Gehalten verwendet.

In die Auswertung der C_{org} -Vorräte sind 102 der gegenwärtig 118 eingerichteten Monitoringflächen eingegangen. Hierfür wurden Daten aus 1.038 Bohrungen mit 7.375 Horizonten und Tiefenstufen mit gemessenen TRD, C_{org} -

und N_t -Gehalten ausgewertet. Die errechneten C_{org} -Vorräte lagen dabei zwischen 217 t ha^{-1} in einem Moorfolgeboden sowie 2.904 t ha^{-1} in einem Niedermoorboden mit einer mittleren Moormächtigkeit von $5,2 \text{ m}$.

Mit im Mittel (\pm Standardabweichung) 1.556 ± 669 , 1.358 ± 577 und $1.137 \pm 647 \text{ t ha}^{-1}$ wurden die höchsten C_{org} -Vorräte in überdeckten Moorböden, Hochmoorböden und Niedermoorböden gefunden. Die Monitoringflächen mit diesen Bodenkategorien wiesen im Mittel die mächtigsten Moorkörper mit $2,6 \pm 1,5 \text{ m}$ (überdeckte Moorböden), $2,7 \pm 1,5 \text{ m}$ (Hochmoorböden) und $1,7 \pm 1,3 \text{ m}$ (Niedermoorböden) auf. Tiefumbruchböden und Moorfolgeböden hatten im Mittel C_{org} -Vorräte von $531 \pm 131 \text{ t ha}^{-1}$ und $540 \pm 542 \text{ t ha}^{-1}$, wobei der Mittelwert bei den Moorfolgeböden durch zwei Moorfolgeböden mit mächtigen Muddeschichten beeinflusst wird (vgl. Median in Abbildung 63A).

Abbildung 63: A) organische Kohlenstoffvorräte (C_{org}) gegen Bodenkategorien und B) C_{org} gegen die mittlere Tiefe der Monitoringflächen.



Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK = überdeckter Moorboden, TR = Tiefumbruchboden aus Moor, NH = Niedermoorboden, MF = Moorfolgeboden

Quelle: Thünen-Institut

Aus den Arbeiten der BZE-LW (Jacobs et al., 2018) ist bekannt, wie zentral die Moormächtigkeit für die ermittelten C_{org} -Vorräte ist. Daher wurde auf die Feststellung dieser auf den Monitoringflächen viel Sorgfalt gelegt. Der lineare Zusammenhang zwischen den C_{org} -Vorräten und den Moormächtigkeiten ist in Abbildung 63B dargestellt. Als Moormächtigkeit der Tiefumbruchböden wurden die maximale Beprobungstiefe verwendet. Diese setzte sich aus der Mächtigkeit der R-Horizontes sowie eines 15 cm mächtigen Pufferbereiches im mineralischen Unterboden zusammen (vgl. Tiemeyer und Frank, 2024). Durch diesen Umstand sowie durch die Wechselstellung von Sand- und Torfbalken im R-Horizont sind Tiefumbruchböden bei gleicher angegebener Moormächtigkeit durch niedrigere C_{org} -Vorräte gekennzeichnet. Höhere pC_{org} Werte für HSK aus Niedermoor torfen als derer mit Hochmoor torfen (siehe Kapitel 4.5.2, Abbildung 59) sind die Ursache, dass Niedermoorböden bei gleicher Moormächtigkeit durch höhere C_{org} -Vorräte gekennzeichnet sind (Abbildung 63B).

Auf eine detaillierte Darstellung der C_{org} -Vorräte nach den Straten der Landnutzung sowie der Hydrologie (vgl. Kapitel 2.2.2 und 2.2.3) wird verzichtet, da vor allem die Moormächtigkeit die Höhe der C_{org} -Vorräte, unabhängig von der aktuellen Landnutzung sowie der hydrologischen Situation, bestimmt. Die Moorgenese sowie zurückliegende anthropogene Eingriffe (z.B. Abtorfung) überlagern die gegenwärtigen Rahmenbedingungen. So

waren z.B. *ungenutzte Hochmoore nach Abtorfung* im Mittel durch einen deutlich geringeren C_{org} -Vorrat von $642 \pm 9 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 2$) bei einer Moormächtigkeit von $1,15 \pm 0,05 \text{ m}$ gekennzeichnet als *ungenutzte Hochmoore ohne Abtorfung* mit $1.703 \pm 599 \text{ t ha}^{-1}$ ($n = 7$) und einer Moormächtigkeit von $3,88 \pm 1,71 \text{ m}$. Ebenfalls zeigte sich, dass als *ungenutzte Hochmoorböden* stratifizierte Monitoringflächen in der Tendenz durch eine größere Moormächtigkeit gekennzeichnet waren. Die Straten der Landnutzung sowie der Hydrologie bestimmen vor allem den gegenwärtigen Stoffumsatz und damit die THG-Emissionen auf den Monitoringflächen (vgl. Tiemeyer et al., 2016, 2020) und werden bei der zukünftigen Bewertung an Bedeutung gewinnen, wenn über Wiederholungsinventuren Änderungen im C_{org} -Vorrat ermittelt werden (siehe Kapitel 4.5.6).

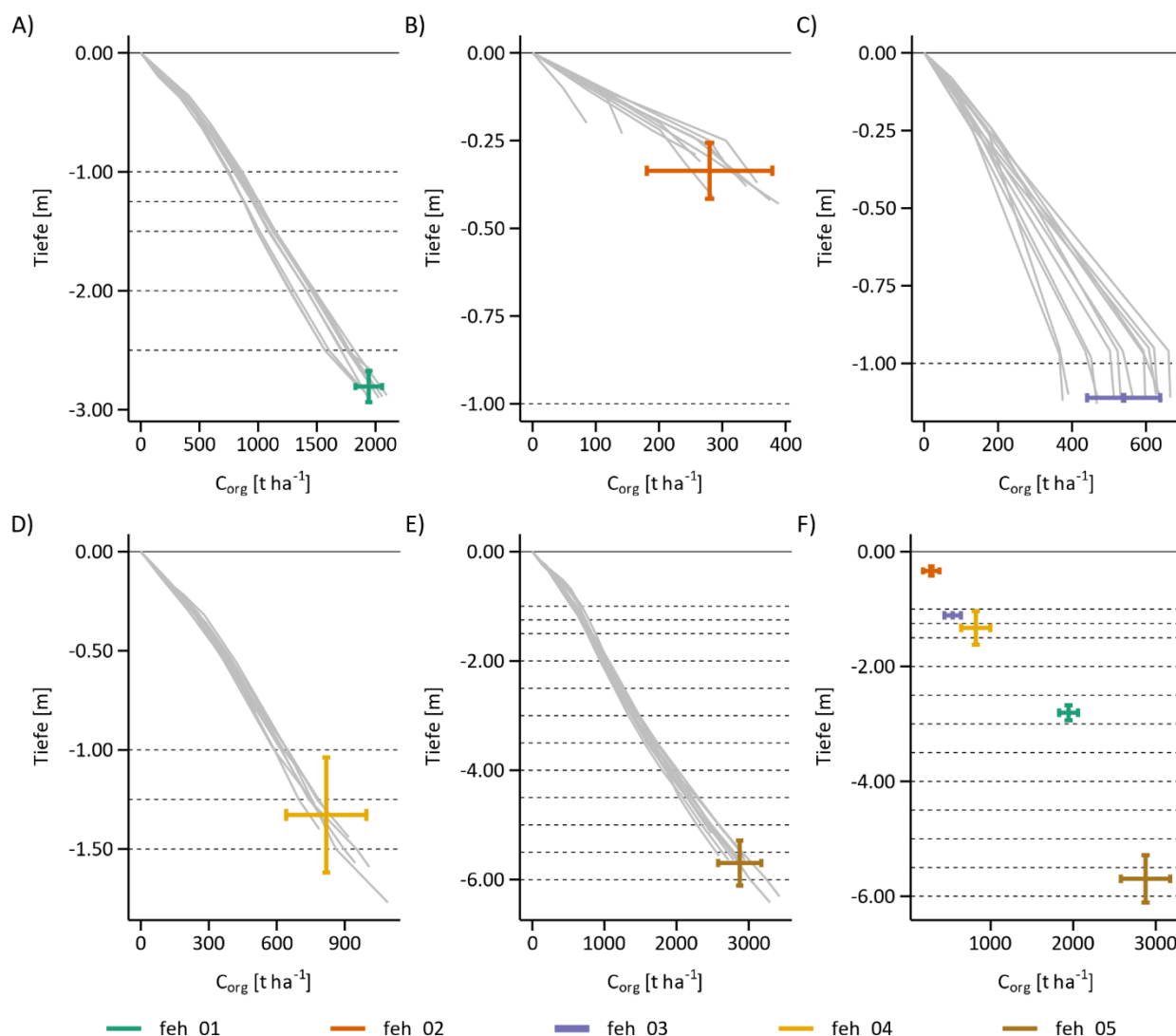
Bodenkohlenstoffvorräte des Cluster Fehntjer Tief

Die organischen Kohlenstoffvorräte am Fehntjer Tief lagen zwischen $280 \pm 99 \text{ t ha}^{-1}$ (feh_02) und $2.900 \pm 299 \text{ t ha}^{-1}$ (feh_05) und zeigten eine klare Abhängigkeit von der Moormächtigkeit (Abbildung 64F). Die Höhe der Standardabweichungen wurde vor allem durch die Heterogenität der Moormächtigkeiten an den zehn Beprobungspunkten bestimmt.

Die Monitoringfläche feh_05 wies die größte absolute Variabilität in der Moormächtigkeit (Standardabweichung $0,41 \text{ m}$) und entsprechend auch in den organischen Kohlenstoffvorräten (299 t ha^{-1}) auf. Die Standardabweichungen hängen jedoch stark von der absoluten Größe der Moormächtigkeit und der organischen Kohlenstoffvorräte ab und relativieren sich bei feh_05, wenn die Größenordnung der Moormächtigkeit und der Kohlenstoffvorräte berücksichtigt wird. Dies wird an den Variationskoeffizienten ($CV = \text{Standardabweichung}/\text{Mittelwert} \cdot 100$) deutlich: Mit zunehmender Variabilität der Moormächtigkeiten stiegen die Variationskoeffizienten der organischen Kohlenstoffvorräte. Die größte Heterogenität zeigten demnach die Monitoringflächen feh_02 und feh_04 (organischer Kohlenstoffvorrat $818 \pm 176 \text{ t ha}^{-1}$). In Abbildung 64B und D ist dies anhand der Tiefenverläufe der organischen Kohlenstoffvorräte der zehn Beprobungspunkte zu erkennen.

Eine Ausnahme bildete der Tiefumbruchboden von feh_03: Hier war die Variabilität der Moormächtigkeit mit einer Standardabweichung von nur $0,01 \text{ m}$ (CV 1%) äußerst gering. Dennoch traten bei den Kohlenstoffvorräten Schwankungen von 99 t ha^{-1} auf - exakt so hoch wie bei feh_02, obwohl dort die Moormächtigkeit mit einer Standardabweichung von $0,07 \text{ m}$ (CV 24%) deutlich variabler war. Dies lässt sich durch unterschiedliche Anteile mineralischer Beimengung an den jeweiligen Beprobungspunkten erklären.

Abbildung 64: Bodenkohlenstoffvorräte in Abhängigkeit von der Tiefe am Cluster Fehntjer Tief auf den Monitoringflächen feh_01 bis feh_05 (A-E) sowie zusammengefasst für alle Monitoringflächen (F). Die grauen Linien zeigen die Verläufe der einzelnen Beprobungspunkte.



Quelle: Thünen-Institut

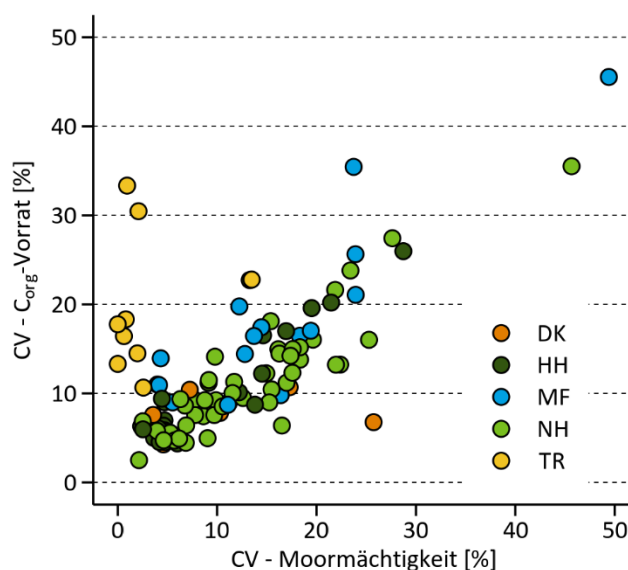
Variabilität der auf den Monitoringflächen erhobenen C_{org} -Vorräte

Durch die Erfassung der C_{org} -Vorräte sowie der Moormächtigkeiten in 10- bis 12-facher Wiederholung an den Beprobungspunkten kann die Variation dieser Größen für die einzelnen Monitoringflächen beschrieben werden. Auf den in der Regel (50 x 50 m) 2.500 m² großen Untersuchungsflächen wurden dabei Spannweiten der Moormächtigkeit zwischen 0 m für *Tiefumbruchböden* mit identischen Beprobungstiefen und 3,25 m für sehr mächtige *Niedermoorböden* in der Marsch vorgefunden. Im Mittel über alle Monitoringflächen lag die Spannweite der Moormächtigkeiten bei $0,53 \pm 0,55$ m und war bei den *überdeckten Moorböden*, den *Hochmoorböden* und den *Niedermoorböden* mit $0,88 \pm 1,05$ m, $0,66 \pm 0,46$ m sowie $0,53 \pm 0,34$ m am größten. Trotz ebener Mooroberflächen kann die Moormächtigkeit basierend auf einer im Liegenden der Moore stark reliefierten Mineralbodenoberfläche stark variieren. Die Bewertung des Kohlenstoffverlustes durch C_{org} -Vorratsänderungen über Wiederholungsinventuren oder Erfassung der Änderungen des Profilaufbaus

(Mächtigkeitsänderungen) können bei fehlender Lagegenauigkeit der Bohrpunkte sehr große Unsicherheiten aufweisen.

Die auf den Monitoringflächen ermittelten Standardabweichungen der C_{org} -Vorräte lagen zwischen 27 t ha^{-1} und 409 t ha^{-1} . In der Tendenz nahmen diese im Mittel von den *Hochmoorböden* über die *überdeckten Moorböden*, *Niedermoorböden*, *Trepsolen* hin zu den *Moorfolgeböden* ab. Da die alleinige Bewertung der Streuung ohne Normierung auf den Mittelwert nicht zielführend ist, wurden für alle Flächen die Variationskoeffizienten (CV [%] = Standardabweichung / Mittelwert * 100) sowohl für die Moormächtigkeit als auch für die C_{org} -Vorräte als Maß für die relative Streuung berechnet.

Abbildung 65: Zusammenhang der auf den Monitoringflächen ermittelten Variationskoeffizienten (CV) der Moormächtigkeit und des ermittelten C_{org} -Vorrates.



Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK = überdeckter Moorboden, TR = Tiefumbruchboden aus Moor, NH = Niedermoorboden, MF = Moorfolgeboden

Quelle: Thünen-Institut

Dabei zeigte sich kein systematischer Zusammenhang des CV des C_{org} -Vorrates mit der mittleren Moormächtigkeit auf den Monitoringflächen (Daten nicht gezeigt). Erst bei der Betrachtung des CV der Moormächtigkeit gegen den CV des C_{org} -Vorrates wird ersichtlich, dass die Variabilität der Moormächtigkeit auf der Monitoringfläche die Variabilität der C_{org} -Vorräte bestimmt und dass zwischen diesen beiden Größen ein linearer Zusammenhang besteht (Abbildung 65). Eine Ausnahme bildeten hier die Tiefumbruchböden, welche trotz einer geringen Streuung der Moormächtigkeiten durch sehr hohe CV in den C_{org} -Vorräten gekennzeichnet waren. Der mittlere CV der Moormächtigkeiten und C_{org} -Vorräte stratifiziert nach Bodenkategorie lag bei $10 \pm 7\%$ sowie $8 \pm 2\%$ für überdeckte Moorböden, $10 \pm 7\%$ sowie $11 \pm 7\%$ für Hochmoorböden, $13 \pm 8\%$ sowie $11 \pm 6\%$ für Niedermoorböden und $16 \pm 11\%$ sowie $18 \pm 10\%$ für Moorfolgeböden. Es ist hierbei zu erwähnen, dass bei der Vorauswahl der Monitoringflächen auf die Variabilität der Moormächtigkeit geachtet wurde, so dass diese Werte lediglich für die Monitoringflächen gelten und nicht auf unbekannte Mooregebiete übertragen werden können.

4.5.6 Minimal Detektierbare Differenz und Intervall für Wiederholungsinventuren

Die Abschätzung über den Zeitraum bis im Rahmen einer Wiederholungsinventur statistisch signifikante Änderungen der C_{org} -Vorräte ermittelt werden können, erfolgte in drei Schritten:

- (1) Berechnung der Minimal Detektierbaren Differenz (MDD) für jede Monitoringfläche,
- (2) Abschätzung zukünftiger $\text{CO}_2\text{-C}$ Emissionen auf den Monitoringflächen sowie

- (3) Ermittlung der Jahre bis die kumulativen jährlichen CO₂-C Emissionen die MDD erreichen.

Berechnung der MDD

Die Berechnung der MDD für jede Monitoringfläche erfolgte unter Anwendung der in der Info-Box („Berechnung der Minimaldetektierbaren Differenz“) angegebenen Gleichung (2). Da die Streuung der Differenz der C_{org}-Vorräte zwischen zwei Beprobungsterminen nicht vorliegt, wurde mit Hilfe der Variabilität der C_{org}-Vorräte auf den Monitoringflächen eine Abschätzung vorgenommen (vgl. Jacobs et al., 2018). Neben der Varianz und der Stichprobenanzahl, die durch das Design der Flächenbeprobung sowie den daraus gewonnen Ergebnissen vorliegen, werden zur Berechnung der MDD nach Gleichung (2) die Werte in der standardisierten Normalverteilung beim Signifikanzniveau α sowie β , der Wahrscheinlichkeit eines Fehlers 2. Art, benötigt. Zur Abschätzung des Einflusses α sowie β auf die MDD wurde mehrere Kombinationen von α und β getestet.

Exkurs: Berechnung der Minimal Detektierbaren Differenz

Die MDD bietet einen statistischen Ansatz um die kleinste signifikante Änderung zwischen C_{org}-Vorräten bestimmt zu verschiedenen Zeitpunkten ermitteln zu können. Die MDD berechnet sich nach Zar (1984):

$$MDD = \sqrt{\frac{s_d^2}{n} \times (t_{\alpha(2),v} + t_{\beta(1),v})^2} \quad \text{Gleichung (2)}$$

Dabei bezeichnet s_d^2 die Varianz der Differenzen der C_{org}-Vorräte zwischen zwei Beprobungszeitpunkten, hier abgeschätzt aus der kleinräumigen Variabilität der C_{org}-Vorräte auf den Monitoringflächen, n ist die Anzahl der Messungen (diese lagen auf den Monitoringflächen zwischen 10 und 12, siehe Kapitel 2.3.1), t ist der Wert der standardisierten Normalverteilung bei gegebenen Signifikanzniveau α und der Wahrscheinlichkeit eines Fehlers 2. Art β und die Anzahl der Freiheitsgrade v . Die Berechnung der MDD erfolgte mit Werten für α zwischen 0,01 und 0,05 (Schritte 0,01) sowie β zwischen 0,1 und 0,3 (Schritte 0,1).

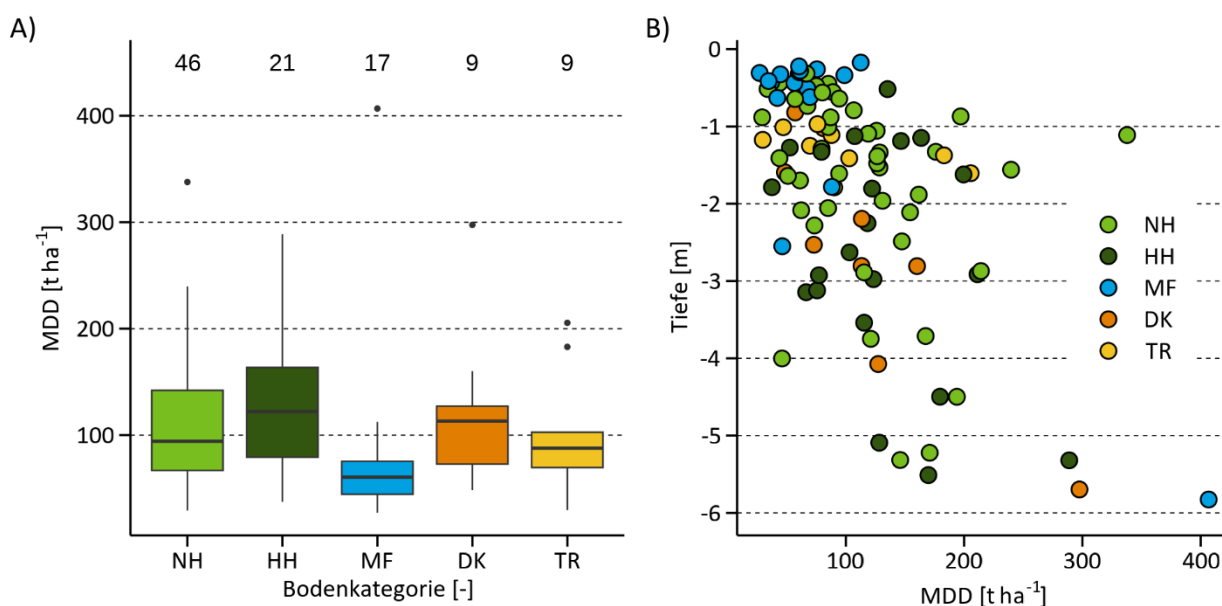
In Tabelle 18 sind die mittleren MDD je α und β Kombination über alle Monitoringflächen hinweg dargestellt. Hierbei lag die mittlere MDD für den strengsten Test ($\alpha=0,01$ und $\beta=0,1$) mit 162 t ha⁻¹ um 65% höher als beim schwächsten Test ($\alpha=0,05$ und $\beta=0,3$) mit 98 t ha⁻¹. Bei $\alpha=0,05$ und $\beta=0,2$, einer in Publikationen öfter verwendeten Kombination (vgl. Jacobs et al., 2018), lag der niedrigste MDD bei 24 und der höchste bei 407 t ha⁻¹. Im Mittel über alle Monitoringflächen wurde bei dieser Kombination eine MDD von 110 t ha⁻¹ berechnet. Im Vergleich zu den im Rahmen der BZE-LW ermittelten MDD je Fläche von 16 t ha⁻¹ (Jacobs et al., 2018), waren die Werte auf den Monitoringflächen im Moorbodenmonitoring auf Grund der hohen C_{org}-Vorräte, und damit verbunden der hohen absoluten Streuung, erhöht. Akumu & McLaughlin (2013) berichteten in Hoch- und Niedermoorböden Canadas MDD-Werte zwischen 19 t ha⁻¹ und 113 t ha⁻¹ für verschiedene Bodenkategorien. In der genannten Studie waren die Straten durch eine deutlich höhere Stichprobenanzahl mit 19 bis 121 gekennzeichnet, welche einen großen Einfluss auf die MDD hat (vgl. Ellert et al., 2006).

Tabelle 18: Mittlere berechnete MDD in t ha⁻¹ (\pm Standardabweichung) über alle Monitoringflächen für verschiedene α und β Werte.

α / β	0,1	0,2	0,3
0,01	162 \pm 99	144 \pm 88	132 \pm 81
0,02	147 \pm 90	129 \pm 79	117 \pm 72
0,03	138 \pm 84	121 \pm 74	109 \pm 66
0,04	132 \pm 81	115 \pm 70	103 \pm 63
0,05	127 \pm 78	110 \pm 67	98 \pm 60

Bei der Stratifizierung nach Bodenkategorien zeigten die *Moorfolgeböden* mit $82 \pm 87 \text{ t ha}^{-1}$ gefolgt von den *Tiefumbruchböden* mit $99 \pm 59 \text{ t ha}^{-1}$, den *Niedermoorböden* mit $112 \pm 61 \text{ t ha}^{-1}$, den *überdeckten Moorböden* mit $119 \pm 76 \text{ t ha}^{-1}$ und den *Hochmoorböden* mit $129 \pm 59 \text{ t ha}^{-1}$ die niedrigste mittlere MDD (\pm Standardabweichung; vgl. Abbildung 66A). Ebenfalls zeigten die MDD insgesamt eine hohe Variabilität, welche von der Streuung der C_{org} -Vorräte und damit der Streuung der Moormächtigkeiten auf der Monitoringfläche abhängen (vgl. Kapitel 4.5.5). In der Tendenz nahmen die MDD mit größerer Moormächtigkeit zu (vgl. Abbildung 66B), zeigten aber eine große Variabilität innerhalb ähnlicher Moormächtigkeiten.

Abbildung 66: A) Minimal Detektierbare Differenz (MDD) gegen Bodenkategorien und B) MDD gegen die mittlere Tiefe der Monitoringflächen.



Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK = überdeckter Moorboden, TR = Tiefumbruchboden aus Moor, NH = Niedermoorboden, MF = Moorfolgeboden

Quelle: Thünen-Institut

Abschätzung der CO₂-C Emissionen auf den Monitoringflächen

Im zweiten Schritt wurden die CO₂-C Emissionen (Daten nicht gezeigt, vgl. Tabelle 20 für Flächen im Fehntjer Tief) auf den Monitoringflächen anhand der mittleren Grundwasserflurabstände (Kapitel 4.2.2) der Flächen mittels der Responsefunktion von Tiemeyer et al. (2020) abgeschätzt. Waren zum Zeitpunkt der Auswertung noch keine Grundwasserflurabstände der Monitoringfläche vorhanden, so wurde der mittlere Grundwasserflurabstand des zugehörigen Stratum (Hydrologie 2. Ebene) verwendet. Die über diesen Weg ermittelten CO₂-C Emissionen dienen lediglich der Abschätzung der Zeitdauer bis zur Wiederholungsinventur und müssen nicht den tatsächlichen Emissionen entsprechen.

Exkurs: Kohlenstoffsequestrierung am Beispiel eines vernässten Hochmoorbodens (Polder)

Änderungen der C_{org} -Vorräte können wie in Kapitel 4.5.6 beschrieben über wiederholte Inventuren ermittelt werden. Wenn die Bodeneigenschaften dies erlauben, können auch Unterschiede in den Eigenschaften neu gebildeter und bereits vorhandener älterer Torfe durch die Ermittlung des C_{org} -Vorrates im neu aufgewachsenen Torf direkt bei der Erstinventur verwendet werden. Die grünen, noch lebenden Torfmoose werden nicht berücksichtigt. Diese Methode wurde für die Monitoringfläche im Leegmoor („pap_04“) angewandt, bei der 1984 mit der Vernässung direkt auf Schwarztorf begonnen wurde (Brux et al., 2023). Die Fläche ist somit eine der ältesten Vernässungsflächen in Niedersachsen.

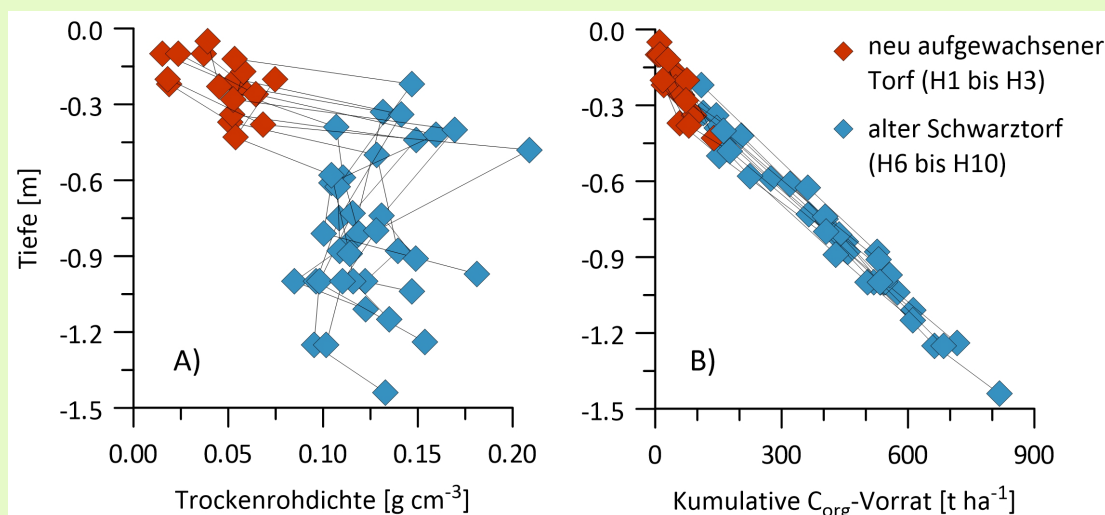
Abbildung 67: Profilaufnahme (links) und Blockentnahme (rechts)



Quelle: links) und rechts) Thünen-Institut / S. Heller

Die neu aufgewachsenen Hochmoortorfe mit Humifizierungsgraden nach von Post zwischen H1 und H3 sind im Vergleich zu den liegenden Schwarztorfen mit Humifizierungsgraden nach von Post größer H6 visuell im Feld gut zu unterscheiden und durch eine deutlich geringere TRD gekennzeichnet (Abbildung 57A). In den 38 Jahren seit Vernässung haben sich in den, insgesamt zwischen 0,20 bis 0,43 m mächtigen, neu gebildeten Torfhorizonten $67,4 \pm 9,9 \text{ t } C_{org} \text{ ha}^{-1}$ akkumuliert (Abbildung 57B). Dies entspricht einer Akkumulationsrate von $1,8 \pm 0,3 \text{ t } C_{org} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dies stellt eine konservative Schätzung dar, da ggf. in den Schwarztorf reichende *Eriophorum*-Wurzeln mit dieser Methode nicht erfasst werden. Beyer & Höper (2015) haben am Rand des Polders Aufnahmen von $0,6 \pm 0,3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen, während Welpelo et al. (2024b) mittels Eddy-Kovarianz Aufnahmen von $2,3 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einer bezüglich Vernässungshistorie und Vegetation ähnlichen Fläche im Lichtenmoor ermittelt haben. Entsprechend bewegen sich die Ergebnisse in einer plausiblen Größenordnung.

Abbildung 68: A) Trockenrohdichten (TRD) in Abhängigkeit von Profiltiefe und B) kumulativer C_{org} -Vorrat mit der Tiefe an den 10 Beprobungspunkten der Monitoringfläche.



Quelle: Thünen-Institut

Errechnung des Intervalls für eine Wiederholungsinventur

Im dritten Schritt wurden die für jede Monitoringfläche bei den α und β Kombinationen errechneten MDD durch die abgeschätzten jährlichen CO₂-C Emissionen geteilt. Der Quotient ergibt die Anzahl der Jahre, ab derer ein statistisch signifikanter Unterschiede zwischen den Inventuren nachweisbar ist. Im Median über alle Monitoringflächen können über Wiederholungsinventuren nach 10 (schwächster Test: $\alpha = 0.05$ und $\beta = 0.3$) bis 17 Jahren (stärkster Test: $\alpha = 0.01$ und $\beta = 0.1$) signifikante Änderungen im C_{org}-Vorrat ermittelt werden. Bei $\alpha = 0.05$ und $\beta = 0.2$ lagen die Werte zwischen 3 Jahren sowie 994 Jahren und im Median bei 12 Jahren. Auf 42 Monitoringflächen kann eine Wiederholungsinventur nach 10 Jahren, auf 27 Monitoringflächen nach 20 Jahren und auf weiteren 10 Monitoringflächen nach 30 durchgeführt werden. Auf 34 Monitoringflächen sind mehr als 30 Jahre notwendig. Die Dauer hängt dabei stark von den Höhen der abgeleiteten THG-Flüsse, sowohl Aufnahme als auch Freisetzung, sowie der Variabilität der C_{org}-Vorräte auf den Monitoringflächen ab (vgl. Tabelle 20). Auf Monitoringflächen mit auf Entwässerung basierender Landnutzung kann die Methodik in einem überschaubaren zeitlichen Rahmen Aussagen zur Klimawirksamkeit liefern. Jedoch sind insbesondere Flächen mit sehr kleinen THG-Flüssen und großen Moormächtigkeiten mit in der Tendenz höherer MDD (z.B. *ungenutzte Hochmooröden*) durch die größten Zeitspannen charakterisiert. Für diese Monitoringflächen muss in diesen Fällen verstärkt auf THG-Flussmessungen zurückgegriffen werden, um zeitnah zu Ergebnissen zu gelangen. Ebenfalls kann eine zukünftige Anpassung der Methodik notwendig werden, wobei eine Erhöhung der Stichprobenanzahl keine Option darstellt, da dies eine starke Störungen der sensiblen Ökosysteme zur Folge hätte.

Tabelle 19: Median der Jahre bis zum Erreichen des MDD über alle Monitoringflächen für verschiedene α und β Werte.

α / β	0,1	0,2	0,3
0,01	17	15	14
0,02	16	14	13
0,03	15	13	12
0,04	14	12	11
0,05	14	12	10

Quelle: Thünen-Institut

Berechnung der Zeitdauer bis zu einer möglichen Wiederholungsinventur der Monitoringflächen im Fehntjer Tief

Tabelle 20 zeigt in den Spalten die notwendigen Daten zur Ermittlung der Zeitdauer bis eine Wiederholungsinventur statistisch signifikante Änderungen im C_{org}-Vorrat auf den Monitoringflächen im Fehntjer Tief detektieren kann. Mit MDD-Werten zwischen 88 t ha⁻¹ und 297 t ha⁻¹ zeigt sich zwischen den Flächen im Cluster eine große Variabilität, wobei der Tiefumbruchboden (feh_03) und der Moorfolgeboden feh_02 durch die niedrigsten MDD-Werte und feh_05 mit den größten Moormächtigkeiten den höchsten MDD-Wert aufwies. Basierend auf den an den Flächen erhobenen Wasserständen wurden mittlere Grundwasserflurabstände über den gesamten Messzeitraum ermittelt (eine Abweichung zu den in Tabelle 9 gezeigten jährlichen Grundwasserflurabständen ist möglich). Dabei war feh_03 mit -0,46 m mit den tiefsten und feh_04 mit -0,10 m mit den höchsten Wasserständen gekennzeichnet. Die so ermittelten Grundwasserflurabstände wurden im Anschluss in die Responsefunktion von Tiemeyer et al. (2020) eingesetzt und daraus die mittleren jährlichen THG-Emissionen abgeschätzt. Diese fielen mit 0,5 t ha⁻¹ a⁻¹ bei feh_04 durch die hohen Wasserstände am niedrigsten und auf feh_03 mit 9,9 t ha⁻¹ a⁻¹ am höchsten aus. Im letzten Schritt wurden die MDD durch die jährlichen Emissionen geteilt und damit die Zeitdauer abgeschätzt, wann eine Wiederholungsinventur signifikante Änderungen detektieren kann. Diese war auf Grund der hohen MDD von 176 t ha⁻¹ und sehr geringen jährlichen

Emissionen von $0,5 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit 368 Jahren auf feh_04 am längsten und mit neun Jahren auf Grund der geringen MDD und höheren Emissionen auf feh_03 am kürzesten.

Tabelle 20: Berechnung der Zeitdauer bis zu einer möglichen Wiederholungsinventur basierend auf den auf der ermittelten Minimal Detektierbaren Differenz (MDD), der auf den Monitoringflächen ermittelten Grundwasserflurabständen über die gesamte Messreihe (WS), den aus den WS abgeleiteten $\text{CO}_2\text{-C}$ Emissionen nach Tiemeyer et al. (2020) und des errechneten Intervalls.

Monitoringfläche	MDD [t ha ⁻¹]	WS [m]	CO ₂ -C [t ha ⁻¹ a ⁻¹]	Intervall [a]
feh_01	113	-0,38	9,5	12
feh_02	99	-0,30	8,5	12
feh_03	88	-0,46	9,9	9
feh_04	176	-0,10	0,5	368
feh_05	297	-0,19	4,9	61

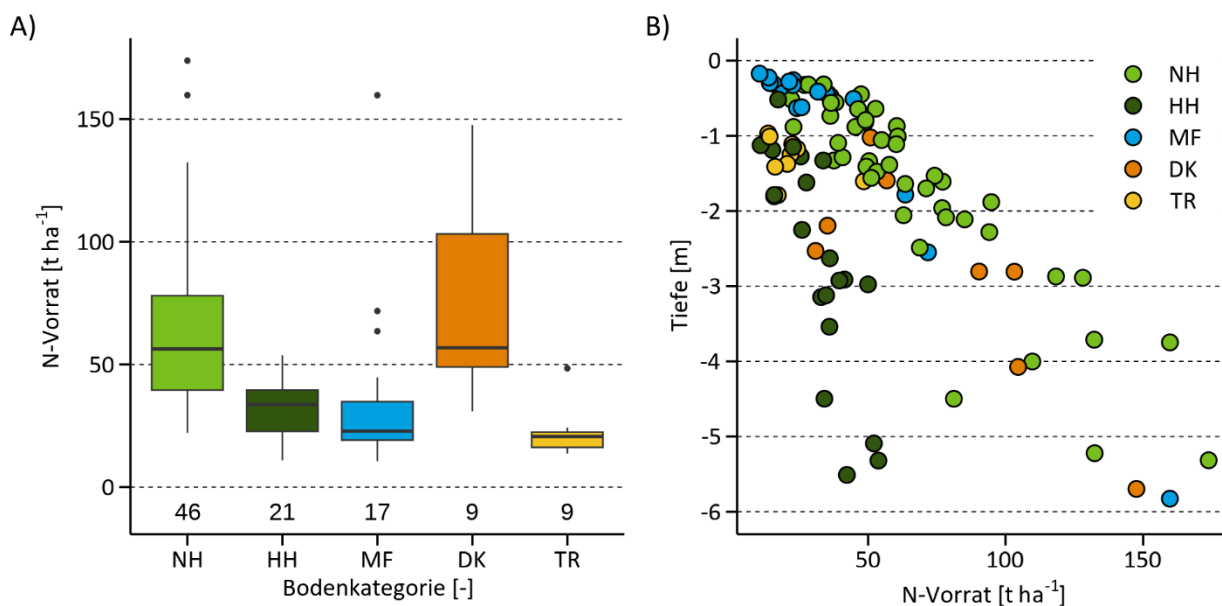
Quelle: Thünen-Institut

4.5.7 Höhe der Stickstoffvorräte auf Monitoringflächen nach Bodenkategorien

Analog zum Vorgehen bei den C_{org} -Vorräten wurden die N_t -Vorräte anhand der aus den Beprobungspunkten gewonnenen Proben ermittelt (vgl. Gleichung (1)). Mit $74 \pm 39 \text{ t ha}^{-1}$ waren die N_t -Vorräte bei den *überdeckten Moorböden* am höchsten, gefolgt von den *Niedermoorböden* mit $66 \pm 36 \text{ t ha}^{-1}$, den *Moorfolgeböden* mit $32 \pm 13 \text{ t ha}^{-1}$, den *Hochmoorböden* mit $32 \pm 13 \text{ t ha}^{-1}$ und den *Tiefumbruchböden* mit $22 \pm 11 \text{ t ha}^{-1}$. Während die große Standardabweichung bei den Hoch- und Niedermoorböden auf die große Variabilität der Moormächtigkeit dieser Bodenkategorien zurückzuführen ist und der N_t -Vorrat mit der Moormächtigkeit linear ansteigt, ist die große Streuung bei den *überdeckten Moorböden* durch Aggregation entstanden, da *überdeckte Niedermoorböden* mit 86 ± 36 ($n=7$) einen größeren N_t -Vorrat haben als *überdeckte Hochmoorböden* mit 33 ± 3 . Die *Tiefumbruchböden* sind im Unterschied zu den C_{org} -Vorräten mit den niedrigsten N_t -Vorräten charakterisiert und liegen unterhalb des für die *Moorfolgeböden* ermittelten Mittelwertes. Die hier vorgefundenen Verläufe decken sich mit den Ergebnissen aus der BZE-LW (Jacobs et al., 2018). Auch in dieser Arbeit waren die *Tiefumbruchböden* mit den niedrigsten und die *Niedermoore* sowie *überdeckten Moorböden* mit den höchsten N_t -Vorräten gekennzeichnet.

Deutlicher als bei den C_{org} -Vorräten unterscheiden sich die Hoch- und Niedermoorböden in ihrer Tiefenabhängigkeit. So sind die HSK (vgl. Kapitel 4.5.2) der Niedermoorböden durch eine höhere pN_t charakterisiert als die Hochmoorböden und haben bei gleicher Moormächtigkeit daraus folgend einen deutlich höheren N_t -Vorrat.

Abbildung 69: A) Gesamtstickstoffvorräte (N_t) gegen Bodenkategorien und B) N_t gegen die mittlere Tiefe der Monitoringflächen.



Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK = überdeckter Moorboden, TR = Tiefumbruchboden aus Moor, NH = Niedermoorboden, MF = Moorfolgeboden

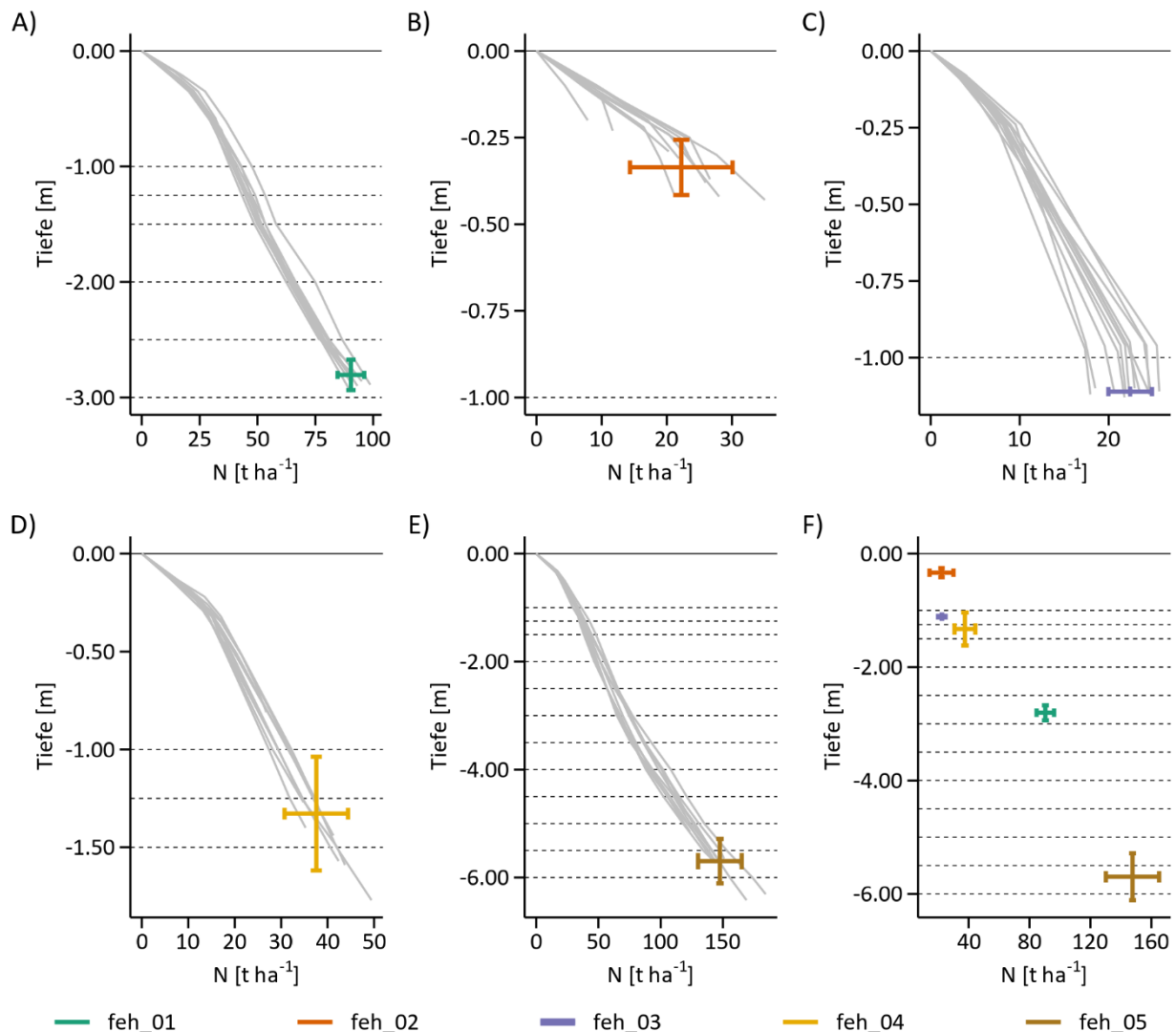
Quelle: Thünen-Institut

Gesamtstickstoffvorräte auf den Monitoringflächen des Cluster Fehntjer Tief

Die Vorräte an Gesamtstickstoff lagen im Fehntjer Tief zwischen $22 \pm 8\ t\ ha^{-1}$ (feh_02) und $148 \pm 18\ t\ ha^{-1}$ (feh_05). Dabei zeigte der N_t -Vorrat zwischen den Monitoringflächen eine starke Abhängigkeit von der Moormächtigkeit (Abbildung 70). Auf den Monitoringflächen bestimmt die Heterogenität der Moormächtigkeiten, analog zu den C_{org} -Vorräten, die Heterogenität der N_t -Vorräte. Diese war mit $18\ t\ ha^{-1}$ bei einem Gesamtinventar von $148\ t\ ha^{-1}$ auf feh_05 absolut am höchsten. Relativ gesehen war die Variabilität mit einem Korrelationskoeffizienten ($CV = \text{Standardabweichung} / \text{Mittelwert} \cdot 100$) von 35% auf feh_02 mit der geringsten Moormächtigkeit am größten, während feh_05 mit einem CV von 12% durch eine deutlich geringere relative Streuung gekennzeichnet ist.

Auf Grund des besonderen Profilaufbaus und der angepassten Beprobung zeigt feh_03 als Tiefumbruchboden bei geringer Variabilität der Moormächtigkeit vergleichbar hohe relative Streuungen der N_t -Vorräte mit einem CV von 11% wie feh_05 mit einer Streuung der Moormächtigkeit von 0,41 m.

Abbildung 70: Gesamtstickstoff-Vorräte in Abhängigkeit von der Tiefe am Cluster Fehntjer Tief auf den Monitoringflächen feh_01 bis feh_05 (A-E) sowie zusammengefasst für alle Monitoringflächen (F). Die grauen Linien zeigen die Verläufe der einzelnen Beprobungspunkte.



Quelle: Thünen-Institut

4.5.8 Phosphorvorräte in Hoch- und Niedermoorböden

Im Rahmen der Flächeinrichtung wurden an den Horizonten im ersten Meter des Bodenprofils die Nährstoffgehalte an feldfrischen Bodenproben ermittelt, (Kapitel 2.3.1). Dies ermöglicht den Vergleich zwischen Bodenprofilen. Rückschlüsse auf die Nährstoffvariabilität innerhalb einer Monitoringfläche sind auf Grund der fehlenden räumlichen Wiederholungen nicht möglich. Zur Berechnung der Nährstoffvorräte wurden zeitgleich Volumenproben zur Bestimmung der TRD aus dem gleichen Bodenhorizont entnommen (Kapitel 2.3.1). Die im Folgenden beschriebenen Nährstoffdaten beziehen sich somit auf das zentrale Bodenprofil. Für diese Auswertung wurden die Tiefenverläufe und deren Variabilität in Abhängigkeit der Bodenkategorien *Hochmoorboden* und *Niedermoorboden* dargestellt. Monitoringflächen mit einem veränderten Profilaufbau (*überdeckte Moorböden*, *Tiefumbruchböden aus Moor*) sowie *Moorfolgeböden* wurden nicht berücksichtigt. Ebenfalls wurden Mudden sowie anmorigen Substraten in den Abbildungen nicht berücksichtigt. Die hier

gezeigten Tiefenverläufe entsprechen den gemittelten Nährstoffdaten (1-cm-Stufen) der *Hochmoor*- und *Niedermoorböden*. Zusätzlich wurden die Nährstoffvorräte in 10-cm-Stufen für die einzelnen Profile gemittelt und die standortübergreifende Tiefenverteilung in Form von Box-Plot dargestellt.

Der pflanzenverfügbare Phosphor (P_{CAL}) zeigte unabhängig von der Bodenkategorie eine deutliche Abnahme in den ersten oberen Dezimetern der Bodenprofile (Abbildung 71A und B). In Niedermoorböden traten erst mit der Obergrenze des permanent reduzierten Hr-Horizonts (unterhalb von -0,60 m, Abbildung 71A) keine Änderungen der P_{CAL} -Vorräte mehr auf. In Hochmoorböden traten bereits in den belüfteten Bodenhorizonten unterhalb von 0,20 m keine wesentlichen Veränderungen der P_{CAL} -Vorräte mehr auf (Abbildung 71B). Insgesamt waren die P_{CAL} -Vorräte in Hochmoorböden mit $37,2 \text{ kg ha}^{-1}$ deutlich geringer als in Niedermoorböden mit $77,3 \text{ kg ha}^{-1}$. In beiden Bodenkategorien lag mehr als 70% der P_{CAL} -Vorräte in den oberen drei Dezimetern der Bodenprofile vor (Abbildung 71 A und B).

Die wesentlichen Unterschiede in den P_{CAL} -Vorräten zwischen Hochmoor- und Niedermoorböden waren in erster Linie auf die Unterschiede in dessen Lagerungsdichten zurückzuführen (Abbildung 72C), da die P_{CAL} -Gehalte nur geringfügig zwischen beiden Bodenkategorien variierten und in beiden Fällen bis zu einer Bodentiefe von -0,60 m abnahmen (Abbildung 72A).

Abbildung 71: Tiefenverteilung des gemittelten Vorrats an pflanzenverfügbarem Phosphor (P_{CAL} , schwarze Linien) in Abhängigkeit von der Bodenkategorie A) Niedermoorboden ($n = 46$) und B) Hochmoorboden ($n = 24$). Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand der mittleren P_{CAL} -Vorräte in 10-cm-Stufen, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. In Niedermoorböden traten vereinzelt P_{CAL} -Vorräte bis $0,19 \text{ mg cm}^{-3}$ auf (nicht dargestellt). Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anteil der P_{CAL} -Vorräte im Bodenprofil in 10-cm-Stufen (0,00 - 1,00 m).

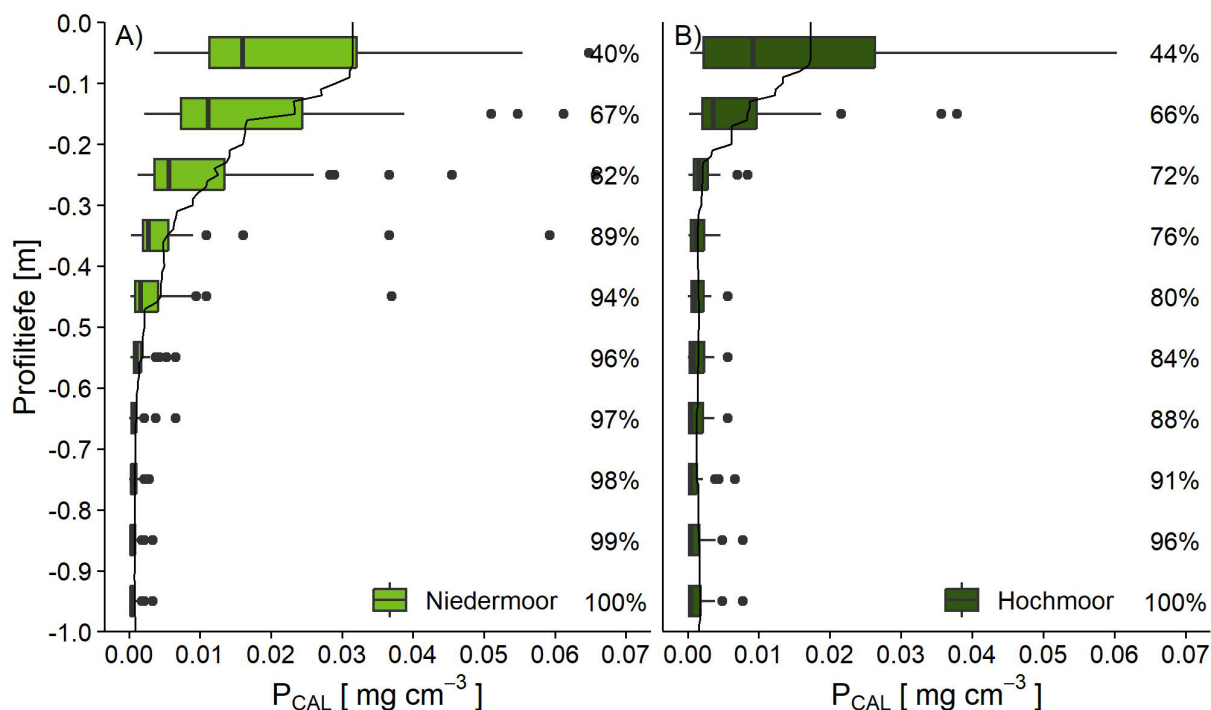
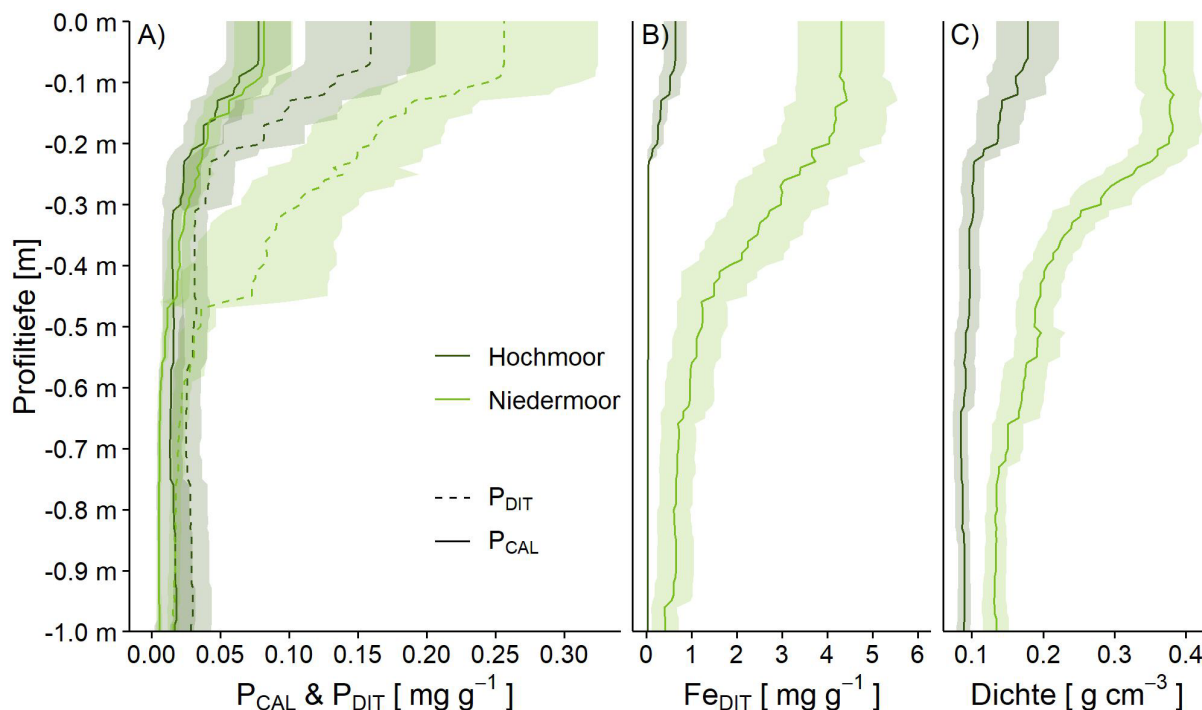


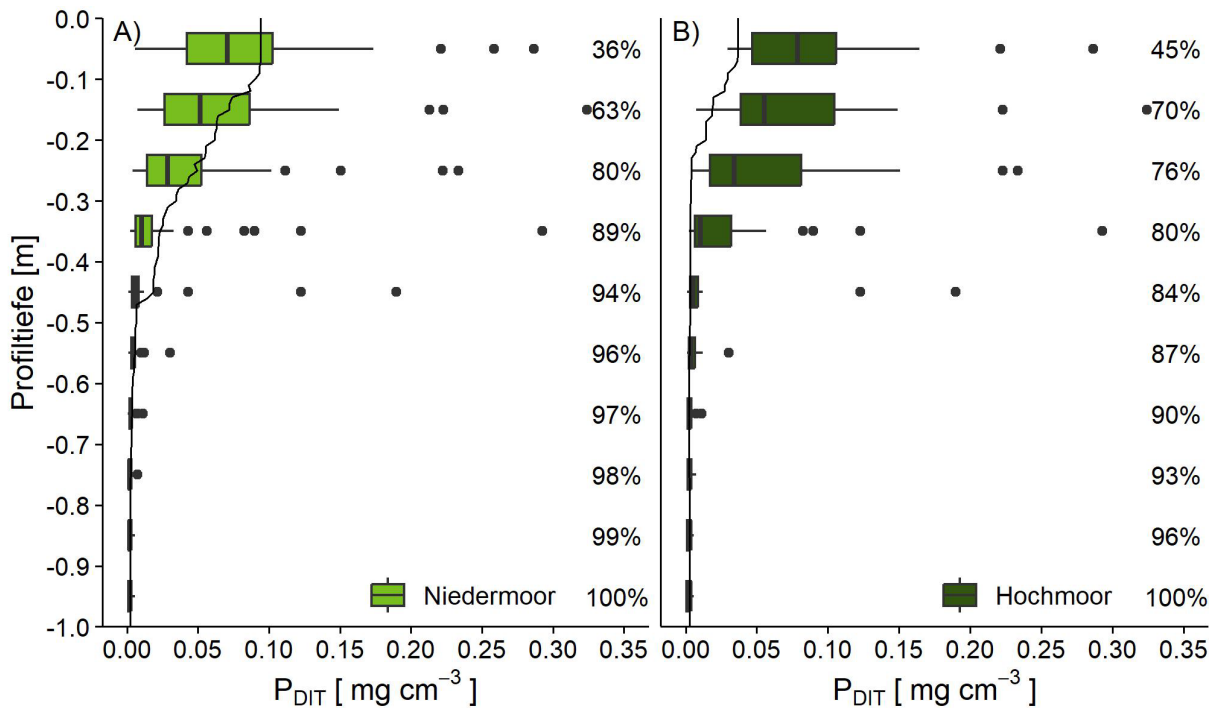
Abbildung 72: Tiefenverteilung der gemittelten Gehalte an A) pflanzenverfügbarem Phosphor (P_{CAL}) und redox-sensitivem Phosphor (P_{DIT}), B) redox-sensitivem Eisen (Fe_{DIT}) und C) der Trockenrohddichte in Abhängigkeit von den Bodenkategorien Niedermoorboden ($n = 46$) und Hochmoorboden ($n = 24$).



Quelle: Thünen-Institut

Erwartungsgemäß lagen die Gehalte des redox-sensitiven Phosphors (P_{DIT}) im belüfteten oberen Bereich des Bodenprofil deutlich über den P_{CAL} -Gehalten (Abbildung 72A). Darüber hinaus zeigten sich zwischen den Hoch- und Niedermoorböden deutliche Unterschiede in den P_{DIT} -Gehalten (Abbildung 72 und B). Grundsätzlich stehen in den grundwasserbeeinflussten Niedermoorböden mehr Bindungspartner wie redox-sensitive Eisenverbindungen in Form von amorphen Fe(III)-Hydroxiden oder Fe(III)-Humus-Komplexe für die Phosphorbindung zur Verfügung als in Hochmoorböden. Das Freisetzungspotenzial von Phosphor unter anaeroben Bedingungen wird im Labor durch die Anwendung des Reduktionsmittels Dithionit simuliert. Die Abbildung 72B verdeutlicht die Unterschiede in den Fe_{DIT} -Gehalten in den Hoch- und Niedermoorböden und zeigt insbesondere den parallelen Tiefenverlauf von potenziell reduzierbarem Eisen und des daran gebundenen Phosphors. Somit lagen auch die P_{DIT} -Vorräte in Hochmoorböden mit $76,9\ kg\ ha^{-1}$ deutlich unterhalb von Niedermoorböden mit $261,5\ kg\ ha^{-1}$. In beiden Bodenkategorien lag etwa 80% der P_{DIT} -Vorräte in den oberen drei Dezimetern der Bodenprofile vor (Abbildung 73A und B).

Abbildung 73: Tiefenverteilung des gemittelten Vorrats an redox-sensitivem Phosphor (P_{DIT} , schwarze Linien) in Abhängigkeit von der Bodenkategorie A) Niedermoorboden ($n = 46$) und B) Hochmoorboden ($n = 24$). Die Box-Plots definieren den 25-75% Interquartilabstand der mittleren P_{CAL} -Vorräte in 10-cm-Stufen, Whiskers entsprechen dem 1,5-fachen des Interquartilabstandes und Punkte repräsentieren Ausreißer. In einem Niedermoorboden lag der P_{DIT} -Vorrat bei $0,56 \text{ mg cm}^{-3}$ (nicht dargestellt). Die Prozentangaben beziehen sich auf den Anteil der P_{DIT} -Vorräte im Bodenprofil in 10-cm-Stufen (0,00 - 1,00 m).



5 Regionalisierung

5.1 Aktualisierte Kulisse organischer Böden

5.1.1 Ursprungsversion

Wesentliche Grundlage für die Regionalisierung der THG-Emissionen (siehe Kapitel 5.4) sowie notwendiger Steuergrößen, insbesondere des Grundwasserflurabstandes (siehe Kapitel 5.3), war die Aktualisierung der zu Beginn der Einrichtungsphase des Moorbodenmonitorings in der Emissionsberichterstattung verwendeten Kulisse organischer Böden (Fell et al. 2012, Roßkopf et al. 2015). Diese Kulisse berücksichtigte noch nicht alle notwendigen Bodentypen (vgl. Kapitel 2.2.1) zur Ausweisung organischer Böden nach IPCC (2014) in vollem Umfang (z.B. Tiefumbruchböden, überdeckte Moorböden) und stellte die für eine Weiterentwicklung der Regionalisierungsansätze notwendigen Informationen deutschlandweit nicht in ausreichender Form zur Verfügung. Ebenfalls hatten seit Fertigstellung der Kulisse nach Fell et al. (2012) und Roßkopf et al. (2015) insbesondere die moorreichen Bundesländer verbesserte Flächendaten zu Moorböden erarbeitet und bereitgestellt (z.B. Niedersachsen, Schleswig-Holstein, Brandenburg). Für die Aktualisierung der Kulisse wurden mit Start der Einrichtungsphase aktuelle Datensätze zu Moorböden bei den Bundesländern angefragt und in Rücksprache mit den Moorbodenexpert*innen der Bundesländer die Klassifizierung nach dem für die aktualisierte Kulisse angedachten Konzept abgesprochen (siehe Wittnebel et al., 2023). Dabei wurden die notwendigen Informationen aus den Polygonen der Kartenwerke der Bundesländer extrahiert und in die sieben Merkmale (Genese, Vorhandensein mineralischer Überdeckungen, Torfmächtigkeit, Vorhandensein an- bzw. abmooriger Horizonte, Vorhandensein eines Tiefumbruchs, unterlagernde Mudden und unterlagernde mineralische Substrate) überführt. Die Merkmale wurden für die Erstellung der aktualisierten Kulisse organischer Böden so gewählt, dass notwendige Informationen zur Abschätzung der THG-Emissionen (Kapitel 5.4) sowie zur Modellierung der Moorbodenwasserstände (vgl. Kapitel 5.3) als wesentlicher Treiber für die THG-Emissionen in der Karte deutschlandweit bereitgestellt werden. Aus der Kombination der klassifizierten Ausprägungen wurde im Anschluss zusätzlich jedem Polygon eine Moorbodenkategorie (Niedermoorboden, Hochmoorboden, Moorfolgeboden, Tiefumbruch aus Moor, flach bzw. mächtig überdeckter Moorboden) zugewiesen (vgl. Abbildung 74).

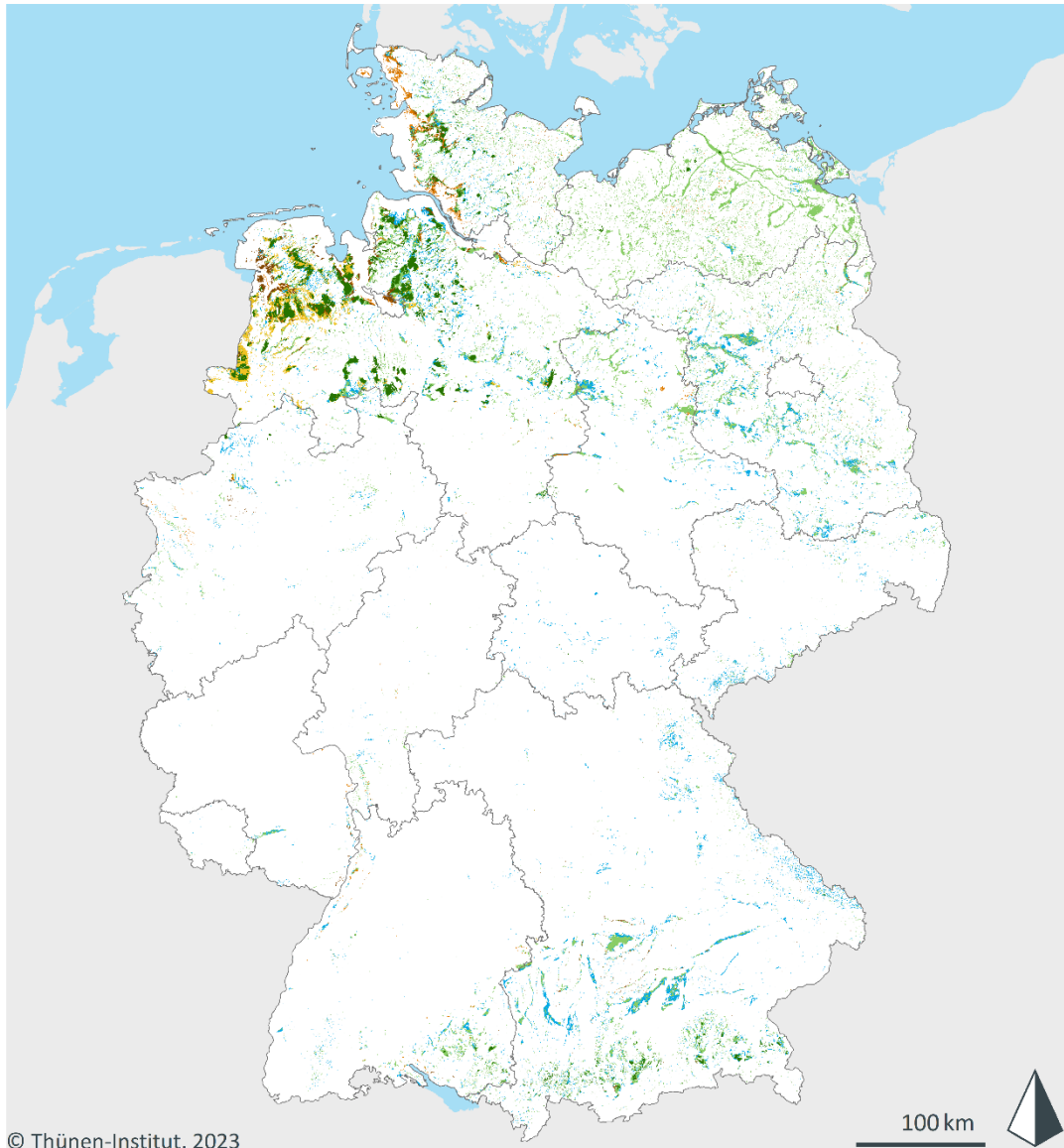
Mit 1.93 Mio. ha und 1.87 Mio. ha. ohne die Berücksichtigung der mächtig überlagerten Moorböden fiel die Kulisse größer als die im Flächendatensatz von Fell et al. (2012) integrierten Flächen mit 1,64 Mio. ha und vergleichbar mit denen in der BÜK 250 (BGR, 2018) ausgewiesenen Flächen aus. Mit 47,3% haben Niedermoorböden den größten flächenmäßigen Anteil an den Moorböden in Deutschland, gefolgt von den Moorfolgeböden mit 24,4% und den Hochmoorböden mit 13,9% (Tabelle 21). Mit 656.712 ha liegen 34% aller Moorböden in Niedersachsen, gefolgt von Bayern mit 15,1%, Mecklenburg-Vorpommern mit 14,7% und Brandenburg mit 12,6%. Bezogen auf die Moorbodenkategorien liegen mit 207.684 ha, 124.129 ha und 58.550 ha der größte Anteil der Hochmoorböden (77%), der Tiefumbruchböden (98%) und der überdeckten Moorböden (38%) in Niedersachsen. Mecklenburg-Vorpommern hat mit 267.476 ha den größten Anteil an den Niedermoorböden (29%) und Bayern mit 136.011 ha den größten Anteil an den Moorfolgeböden (29%; beinhalten sowohl An- und Abmoore). Aufgrund der dynamischen Flächenentwicklung und der fortlaufenden Aktualisierung der Flächendaten in den Bundesländern, wird eine regelmäßige Überarbeitung der Kulisse organischer Böden in Zukunft nötig sein (vgl. Kapitel 7.2.2.2).

Das Vorgehen der Kulissenerstellung ist in Wittnebel et al. (2023) ausführlich beschrieben und der Geodatensatz auf dem Repository OpenAgrar (<https://doi.org/10.3220/DATA20230510130443-0>) sowie im ThünenAtlas (<https://atlas.thuenen.de/>) frei verfügbar.

Abbildung 74: Verbreitung organischer Böden in Deutschland dargestellt nach Moorbodenkategorien (Wittnebel et al., 2023).

Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland

Version 1.0, Stand Datenakquise: 12/2022



© Thünen-Institut, 2023

Moorbodenkategorien

■ Niedermoorböden	■ Moorfolgeböden	■ flach überdeckter Moorboden
■ Hochmoorböden	■ Tiefumbruchböden aus Moor	■ mächtig überdeckter Moorboden

Datenquellen:

GeoBasis-DE / BKG (2022)
 Bayerisches Landesamt für Umwelt (2021)
 Bayerische Vermessungsverwaltung (2022)
 Regierungspräsidium Freiburg, Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg (2022)
 Umweltatlas Berlin / Moore - Mooregebiete (2015)
 Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (2022)
 Geologischer Dienst für Bremen (2016)
 Behörde für Umwelt, Klima, Energie und Agrarwirtschaft Hamburg (2016)
 Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2020)
 Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (2022)

Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie Niedersachsen (2017)
 Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen (2021)
 Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (2019)
 Landesamt für Umwelt- und Arbeitsschutz Saarland (2001)
 Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (2020, 2011)
 Staatsbetrieb Geobasisinformation und Vermessung Sachsen (2021)
 Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (2014)
 Landesamt für Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (2022)
 ThüringenForst AG, Forstliches Forschungs- und Kompetenzzentrum Gotha (2022)
 Thüringer Landesamt für Umwelt, Bergbau und Naturschutz (1996-1974)

Quelle: Thünen-Institut

Tabelle 21: Verteilung der Moorbodenkategorien der Aktualisierten Kulisse organischer Böden nach Wittnebel et al. (2023, Tabelle 6, Seite 43) auf die Bundesländer nach aktuellen Verwaltungsgrenzen des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, Stand 31.12.2024).

Bundesland	GF	Anteil	NH	HH	MF	DK_FL_NH	DK_FL_HH	DK_MA_NH ¹	TR_NH	TR_HH
Baden-Württemberg	62.099	3,2%	33.931	3.736	20.148	350		3.934		
Bayern	291.565	15,1%	122.787	23.626	136.011	8.330		812		
Berlin	742	0,0%	621		18	61		41		
Brandenburg	243.375	12,6%	145.595		88.292	6.224		3.264		
Bremen	5.701	0,3%	1.131	189	875	2.741	16	749		
Hamburg	3.190	0,2%	2.057		396	16		721		
Hessen	9.448	0,5%	5.097	223	3.284			844		
Mecklenburg-Vorpommern	285.259	14,7%	267.476	3.807	10.234	30		3.712		
Niedersachsen	656.712	33,9%	165.985	207.684	100.364	35.345	14.165	9.040	56.136	67.993
Nordrhein-Westfalen	46.478	2,4%	18.479	2.728	21.000	1.063	264	2.483 ¹		460
Rheinland-Pfalz	8.475	0,4%	3.537		3.273	1.113		552		
Saarland	805	0,0%	536		269					
Sachsen	33.952	1,8%	13.746	981	18.966	142		117		
Sachsen-Anhalt	83.959	4,3%	50.619	430	30.006			2.903		
Schleswig-Holstein	192.524	10,0%	83.465	25.172	28.994	15.669	2.100	37.123 ¹		
Thüringen	10.095	0,5%	65	366	9.664					
Gesamt	1.934.380	100,0%	915.128	268.942	471.795	71.086	16.545	66.295	56.136	68.453
Flächenanteil			47,3%	13,9%	24,4%	3,7%	0,9%	3,4%	2,9%	3,5%

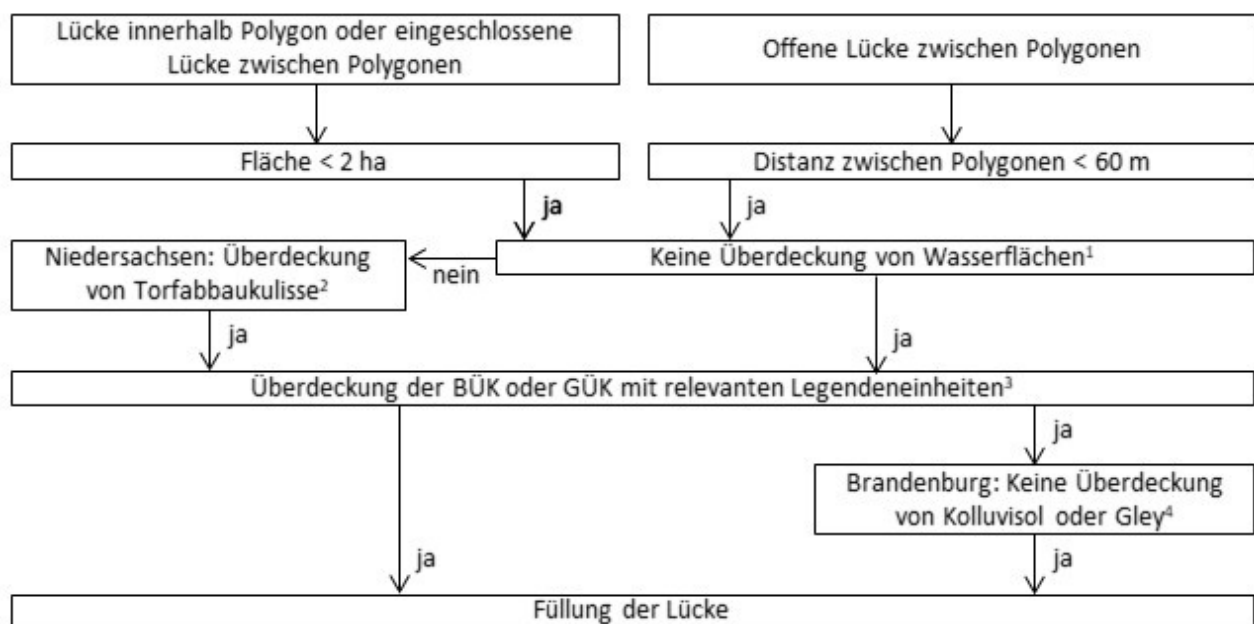
Bodenkategorien: NH=Niedermoorböden, HH=Hochmoorböden, MF=Moorfolgeböden, DK_FL_NH=flach überlagerte Niedermoorböden, DK_FL_HH=flach überlagerte Hochmoorböden, DK_MA_NH=mächtig überlagerte Niedermoorböden, TR_NH=Tiefumbruchboden aus Niedermoor, TR_HH=Tiefumbruchboden aus Hochmoor
¹Mächtig überdeckte Niedermoorböden inkl. ca. 511 ha mächtig überdeckte Hochmoorböden in Nordrhein-Westfalen (437 ha) und Schleswig-Holstein (74 ha).

Quelle: Thünen-Institut

5.1.2 Aufbereitung der Kulisse für die Emissionsberichterstattung

Wie im vorangestellten Abschnitt beschrieben, besteht die Aktualisierte Kulisse organischer Böden Deutschlands aus Daten, welche von den Bundesländern bereitgestellt wurden und deren Geometrien bei der Harmonisierung nicht verändert wurden. Zu Grunde liegende Methoden der Kartierungen, Berechnungsverfahren und Gültigkeiten der Verwaltungsgrenzen zum Zeitpunkt der Aufnahme unterscheiden sich von Bundesland zu Bundesland. Hieraus ergeben sich je nach Bundesland unterschiedlich ausgeprägte, arbiträre Lücken innerhalb von Polygonen sowie Unschärfen bei Polygongrenzen benachbarter Polygone (Abbildung 76). Um die Aktualisierte Kulisse organischer Böden für die Regionalisierung von Moorwasserständen zu nutzen, müssen die Attribute der Polygone (z.B. Moorbodenkategorie) sowie geometrische Eigenschaften (z.B. Abstand zum Moorrand) an den Koordinaten der Grundwassermessstellen in der Moorwasserstandsdatenbank und an den Koordinaten des in der Emissionsberichterstattung verwendeten Grids aus der Kulisse extrahiert werden (Abschnitt 5.3).

Abbildung 75: Ablaufschema der Lückenfüllung der Kulisse organischer Böden Deutschlands zur Verwendung in der Regionalisierung von Moorwasserständen.



¹Zur Überprüfung möglicher Wasserflächen wurden hier mehrere Datensätze herangezogen: Stillgewässer-Datensatz der Bundesanstalt für Gewässerkunde (Stand 2020), Stillgewässer entsprechend ATKIS Basis-DLM (Stand 2022), Open Street Map Water Layer (Stand 2023).

²Karte der Flächen mit industriellem Torfabbau in Niedersachsen, GeoBerichte 38, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).

³Berücksichtigte Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte 1:250.000 (BÜK, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) und der Geologischen Übersichtskarte 1:250.000 (GÜK, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe), siehe Tabelle 27 und Tabelle 28 im Anhang.

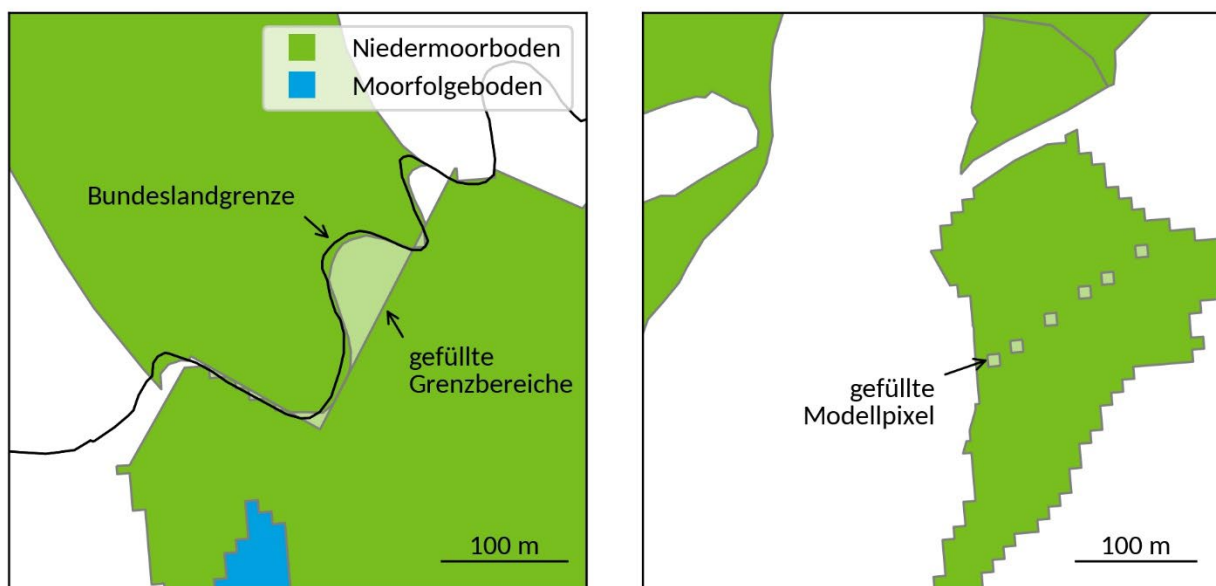
⁴Die Brandenburgische Moorkulisse weist explizit modellierten Torfverlust aus, der nicht gefüllt wurde.

Quelle: Thünen-Institut

Um den Einfluss der genannten Lücken und Grenzunschärfen bei der Parameterextraktion möglichst gering zu halten, wurden diese nach dem dargestellten Schema in Abbildung 75 gefüllt. Die Grenzwerte für Flächengrößen und Distanz zwischen Polygonen, unter denen eine Lückenfüllung in Betracht kommt, wurden anhand von 11 Testgebieten in den Bundesländern Brandenburg, Baden-Württemberg, Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Niedersachsen, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Schleswig-Holstein optimiert. Zusätzlich zu diesem Schema wurde eine größere Kartierlücke (806 ha) im Emsland in Niedersachsen unter Absprache mit dem Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) manuell geschlossen. Im Anschluss zur Lückenfüllung wurden die neu entstandenen Polygone mit den Attributen versehen, welche am häufigsten bei den direkt angrenzenden Polygonen auftraten.

Beispielhaft für das Verfahren ist das Ergebnis der Lückenfüllung in Abbildung 76 für zwei Kulissenausschnitte dargestellt.

Abbildung 76: Zwei aneinandergrenzende Polygone weisen eingeschlossene Lücken auf, die durch die unterschiedliche Berücksichtigung der zwischen ihnen verlaufenden Bundeslandgrenze entstanden ist (links). Durch Artefakte modellierter Moorbodenverbreitungen entstandene Lücken innerhalb eines Polygons von 10 x 10 m Ausdehnung (rechts). Die jeweils in Halbfarbe dargestellten Flächen wurden durch die Anwendung des Schemas aus Abbildung 75 gefüllt und entsprechend der angrenzenden Flächen mit Attributen ausgestattet.



Quelle: Thünen-Institut

Durch die Lückenfüllung ergeben sich neue Flächengrößen, die in Tabelle 22 dargestellt sind. Die Gesamtfläche der Kulisse der organischen Böden in Deutschland erhöht sich dadurch um 10.236 ha (0,5%) im Vergleich zu der Kulisse aus Wittnebel et al. (2023) und die zusätzlichen Flächengrößen variieren von 0 ha (0,0%) bei z.B. Moorfolgeböden in Rheinland-Pfalz bis zu 3.099 ha (2,1%) bei Niedermooren in Brandenburg. Anschließend wurden die Polygone mit dem nationalen Berichterstattungsraster verschnitten, welches eine Auflösung von 100 x 100 m besitzt. Jedem Punkt des Rasters wurden dabei die Attribute des jeweiligen Kulissenpolygons übertragen. Neben diesen Attributen erhalten die Rasterpunkte im Rahmen der Modellierung der Grundwasserflurabstände für die Berechnung der Treibhausgasemissionen weitere räumliche Parameter wie z.B. die Landnutzung. Einen zeitlich und räumlich konsistenten Landnutzungsverlauf abzubilden, ist auf Basis von Polygoneometrien nicht möglich, was die Abbildung auf dem Raster bedingt. Dies hat zur Folge, dass durch die Rasterisierung der Polygone auf Grund der irregulären Geometrien zufällige Abbildungsunschärfen entstehen, die zu einer Vergrößerung der Kulisse um weitere 1.103 ha auf insgesamt 1.945.718 ha führen. Diese Kulisse bildet die Grundlage für die Emissionsberichterstattung bodenbürtiger Emissionen aus Moorböden in Deutschland (Tabelle 23) und ist somit um 0,6% größer als die Kulisse aus Wittnebel et al. (2023). Spannweiten der Änderungen durch die Rasterisierung variieren zwischen -170 ha (-0,1%) für Niedermoorböden in Bayern bis zu 90 ha (0,0%) für Niedermoorböden in Mecklenburg-Vorpommern.

Tabelle 22: Verteilung der Moortodenkategorien der Aktualisierten Kulisse organischer Böden nach Wittnebel et al. (2023, Tabelle 6, Seite 43) auf die Bundesländer nach aktuellen Verwaltungsgrenzen des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, Stand 31.12.2024) nach der Lückenfällung.

Bundesland	GF	Anteil	NH	HH	MF	DK_FL_NH	DK_FL_HH	DK_MA_NH ¹	TR_NH	TR_HH
Baden-Württemberg	62.292	3,2%	34.040	3.746	20.210	350		3.946		
Bayern	293.095	15,1%	123.559	23.711	136.616	8.395		814		
Berlin	790	0,0%	660		18	66		44		
Brandenburg	247.877	12,7%	148.694		89.560	6.311		3.312		
Bremen	5.768	0,3%	1.149	209	886	2.747	16	761		
Hamburg	3.249	0,2%	2.086		403	17		744		
Hessen	9.486	0,5%	5.125	223	3.293			846		
Mecklenburg-Vorpommern	286.209	14,7%	268.378	3.810	10.273	30		3.718		
Niedersachsen	657.764	33,8%	166.102	208.520	100.401	35.357	14.169	9.057	56.157	68.002
Nordrhein-Westfalen	46.515	2,4%	18.504	2.730	21.008	1.064	264	2.484 ¹		461
Rheinland-Pfalz	8.476	0,4%	3.537		3.273	1.114		552		
Saarland	805	0,0%	536		269					
Sachsen	34.090	1,8%	13.826	986	19.017	143		117		
Sachsen-Anhalt	84.119	4,3%	50.710	431	30.060	0		2.918		
Schleswig-Holstein	193.976	10,0%	84.141	25.245	29.175	15.826	2.106	37.483 ¹		
Thüringen	10.105	0,5%	65	369	9.672					
Gesamt	1.944.615	100,0%	921.113	269.981	474.134	71.420	16.554	66.794	56.157	68.463
Flächenanteil			47,4%	13,9%	24,4%	3,7%	0,9%	3,4%	2,9%	3,5%

Bodenkategorien: NH=Niedermoorböden, HH=Hochmoorböden, MF=Moorfolgeböden, DK_FL_NH=flach überlagerte Niedermoorböden, DK_FL_HH=flach überlagerte Hochmoorböden, DK_MA_NH=mächtig überlagerte Niedermoorböden, TR_NH=Tiefumbruchboden aus Niedermoor, TR_HH=Tiefumbruchboden aus Hochmoor

¹Mächtig überdeckte Niedermoorböden inkl. ca. 511 ha mächtig überdeckte Hochmoorböden in Nordrhein-Westfalen (437 ha) und Schleswig-Holstein (74 ha).

Quelle: Thünen-Institut

Tabelle 23: Verteilung der Moortypenkategorien der Aktualisierten Kulisse organischer Böden nach Wittnebel et al. (2023, Tabelle 6, Seite 43) auf die Bundesländer nach aktuellen Verwaltungsgrenzen des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, Stand 31.12.2024) nach der Lückenerfüllung und Rasterisierung zur Verwendung in der Emissionsberichterstattung.

Bundesland	GF	Anteil	NH	HH	MF	DK_FL_NH	DK_FL_HH	DK_MA_NH ¹	TR_NH	TR_HH
Baden-Württemberg	62.295	3,2%	33.981	3.743	20.256	352		3.963		
Bayern	293.205	15,1%	123.729	23.730	136.585	8.356		805		
Berlin	783	0,0%	660		17	61		45		
Brandenburg	248.117	12,8%	148.838		89.662	6.314		3.303		
Bremen	5.773	0,3%	1.150	220	884	2.756	18	745		
Hamburg	3.272	0,2%	2.107		410	20		735		
Hessen	9.509	0,5%	5.117	226	3.320			846		
Mecklenburg-Vorpommern	286.131	14,7%	268.288	3.798	10.274	34		3.737		
Niedersachsen	658.127	33,8%	166.105	208.685	100.418	35.376	14.233	9.101 ¹	56.095	68.114
Nordrhein-Westfalen	46.582	2,4%	18.543	2.735	21.077	1.059	263	2.446 ¹		459
Rheinland-Pfalz	8.469	0,4%	3.539		3.273	1.109		548		
Saarland	813	0,0%	539		274					
Sachsen	34.195	1,8%	13.842	1.018	19.076	137		122		
Sachsen-Anhalt	84.218	4,3%	50.797	427	30.030			2.960	4	
Schleswig-Holstein	194.105	10,0%	84.167	25.269	29.107	15.882	2.084	37.596 ¹		
Thüringen	10.124	0,5%	60	365	9.699					
Gesamt	1.945.718	100,0%	921.462	270.216	474.362	71.456	16.598	66.952	56.099	68.573
Flächenanteil			47,4%	13,9%	24,4%	3,7%	0,9%	3,4%	2,9%	3,5%

Bodenkategorien: NH=Niedermoorböden, HH=Hochmoorböden, MF=Moorfolgeböden, DK_FL_NH=flach überlagerte Niedermoorböden, DK_FL_HH=flach überlagerte Hochmoorböden, DK_MA_NH=mächtig überlagerte Niedermoorböden, TR_NH=Tiefumbruchboden aus Niedermoor, TR_HH=Tiefumbruchboden aus Hochmoor

¹Mächtig überdeckte Niedermoorböden inkl. ca. 504 ha mächtig überdeckte Hochmoorböden in Nordrhein-Westfalen (428 ha), Schleswig-Holstein (75 ha) und Niedersachsen (1 ha).

Quelle: Thünen-Institut

5.2 Kulisse der organischen Kohlenstoff- und Stickstoffvorräte

Für jedes Polygon der aktualisierten Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al. 2023) wurden Vorräte an C_{org} - und N_t berechnet. Grundlage bildeten die in der Kulisse ausgewiesenen Mächtigkeitsklassen (TM1, TM2, TM3, TM4, TM5 und TMx) und die weiteren hinterlegten Merkmale (Genese, mineralische Überdeckung, Abmoorigkeit, Tiefumbruch, unterlagernde Mudden, unterlagerndes mineralisches Substrat), aus denen für jede Merkmalskombination ein Profil mit einer Schichtdicke von 0,01 m aufgebaut wurde. Für jede Mächtigkeitsklasse wurde die mittlere Mächtigkeit der Spannweite verwendet, beispielsweise 0,2 m für TM1 (0,1 bis < 0,3 m). Bei unbekannter Mächtigkeit (TMx) wurde TM3 verwendet; für TM5 wurde eine Mächtigkeit von zwei Metern angenommen.

Den Profilen wurden auf Grundlage der Genese sowie des Vorkommens abmooriger Substrate, Mudden und mineralischer Auflagen die entsprechenden Substrate für die jeweiligen Tiefen zugeordnet: Hochmoortorf, Niedermoortorf, Anmoorig, organische Mudde und mineralische Mudde. Bei unbekannter Genese (XN) wurde Niedermoortorf angesetzt. Für mineralische Auflagen wurden mittlere Mächtigkeiten verwendet: 0,2 m für DK1, 0,5 m für DK2 und 0,85 m für DK3; bei unbekannter Mächtigkeit wurde DK1 angenommen. Abmoorige Substrate wurden mit 0,2 m Mächtigkeit definiert. Für jede 0,01 m Schicht wurden mithilfe einer Pedotransferfunktion (siehe Exkurs Pedotransferfunktion) die C_{org} - und N_t -Dichten ($g\ cm^{-3}$) berechnet, mit der jeweiligen Schichtmächtigkeit multipliziert und über das gesamte Profil aufsummiert.

Für mineralische Auflagen und Tiefumbruchböden standen keine Pedotransferfunktionen zur Verfügung. Für die mineralischen Auflagen wurden stattdessen C_{org} - und N_t -Dichten aus Wittnebel et al. (2021) verwendet („shallowly covered org. soil“: 0 - 0,1 m und 0,1 - 0,3 m; „thickly covered org. soil“: 0 - 0,1 m, 0,1 - 0,3 m, 0,3 - 0,5 m und 0,5 - 0,7 m) sowie der oberste Horizont der MoMoK-Bodenprofildaten von Monitoringflächen mit überdeckten Moorböden. Aus allen verfügbaren Daten wurden Mittelwerte berechnet und den jeweiligen Schichten zugeordnet. Eine Unterscheidung zwischen bindig und sandig wurde nicht vorgenommen. Den Tiefenumbruchböden wurden Mittelwerte der neun MoMoK-Monitoringflächen zugeordnet.

WICHTIG: Die Berechnung der C_{org} - und N_t -Vorräte erfolgte für alle Flächen bis maximal zwei Meter Torfmächtigkeit. Die Kulisse organischer Böden weist 20% (384.347 ha) der Flächen mit Torfmächtigkeiten größer zwei Meter aus (Klasse TM5). Für diese Flächen liegen keine genauen Torfmächtigkeitsangaben vor und die C_{org} - und N_t -Vorräte werden daher unterschätzt.

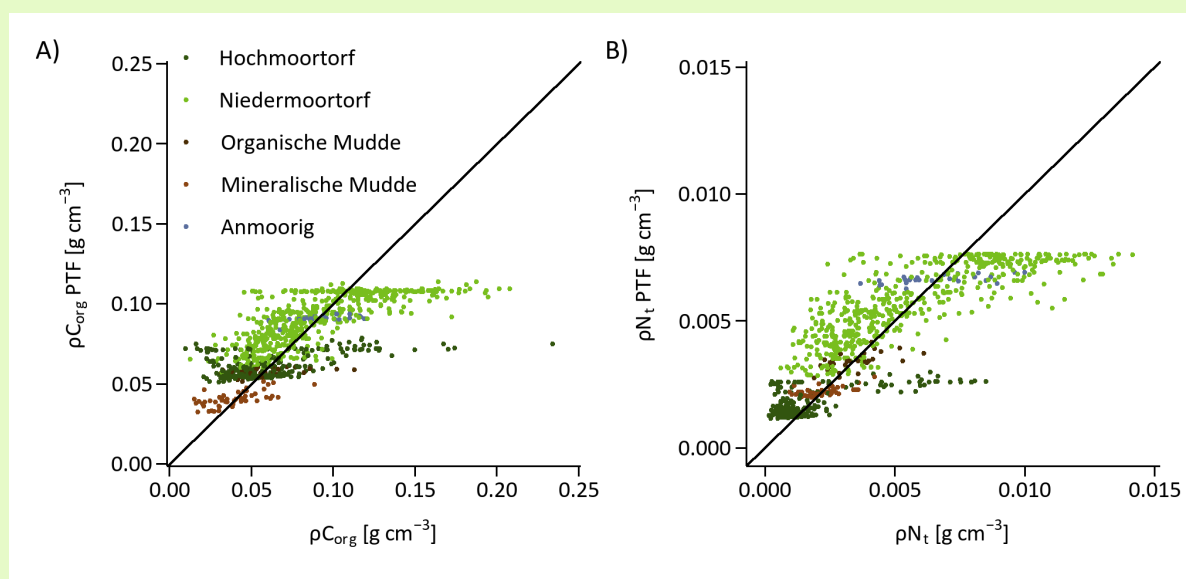
Exkurs: Pedotransferfunktion zur Bestimmung von C_{org} - und N_t -Dichte

Aus dem von Dettmann et al. (2025) veröffentlichten Datensatz wurden Pedotransferfunktionen zur Berechnung von C_{org} - und N_t -Dichten entwickelt. Dabei wurden random forest Modelle verwendet (BREIMAN, 2001). Als Vorhersagevariablen wurden die mittlere Horizonttiefe und die Torf-/Bodenart (Hochmoortorf, Niedermoortorf, Anmoorig, organische Mudde, mineralische Mudde) verwendet.

Die Modellgüte wurde über eine 5-fache standortspezifische Kreuzvalidierung bewertet, welche 100-mal wiederholt wurde. Dabei wurden jeweils komplette Standorte (bzw. Monitoringflächen) aus dem Trainingsdatensatz ausgeschlossen, um die Vorhersage auf unabhängigen Standorten zu prüfen. Für die C_{org} -Dichte ergab sich ein RMSE in der Kreuzvalidierung von $0,025 \text{ g cm}^{-3}$ und R von 0,55. Für die N_t -Dichte ergab sich aus der Kreuzvalidierung ein RMSE von $0,0018 \text{ g cm}^{-3}$ und R^2 von 0,72.

Abbildung 77 zeigt die gemessenen sowie mit Pedotransferfunktionen bestimmten C_{org} - und N_t -Dichten. Es wird deutlich, dass die eingesetzte Pedotransferfunktionen die gemessenen Werte nur begrenzt wiedergeben können. Hauptursache hierfür ist die Beschränkung auf lediglich zwei Vorhersagevariablen. Die aktualisierte Kulisse der organischen Böden stellt keine weiteren Parameter bereit, sodass die Vorhersage auf einer stark reduzierten Datengrundlage beruht. Zusätzlich wirkte sich die Klassifizierung der Torf- und Bodenarten limitierend aus. Anstatt einer differenzierten Betrachtung mussten diese in zusammengefassten Kategorien verarbeitet werden. So wurden beispielsweise amorpher Hochmoortorf und Sphagnumtorf trotz klar unterschiedlicher Eigenschaften in einer gemeinsamen Klasse als Hochmoortorf berücksichtigt. Ein vergleichbares Vorgehen erfolgte bei den Niedermoortorfen, in die amorphe, Schilf- und Wurzeltorfe eingeordnet wurden. Gerade bei amorphen Torfen bestehen jedoch deutliche Unterschiede zu weniger zersetzten Substraten, die in der Pedotransferfunktion nicht berücksichtigt werden konnten. Da die Modellierung ausschließlich auf den in der Karte der organischen Böden verfügbaren Informationen basierte, sind die resultierenden Vorhersagen in ihrer Genauigkeit und Differenzierung eingeschränkt.

Abbildung 77: A) Gemessene Dichte organischer Kohlenstoff (ρC_{org}) gegen die mit Pedotransferfunktion bestimmte ρC_{org} (ρC_{org} PTF) und B) gemessene Dichte gesamter Stickstoff (ρN_t) gegen die mit Pedotransferfunktion bestimmte ρN_t (ρN_t PTF).



Quelle: Thünen-Institut

5.2.1 Organischer Kohlenstoffvorrat in organischen Böden

Für die gesamte Fläche von 1,93 mio. ha Moorböden wurden insgesamt 1,6 Gt C_{org} berechnet (Abbildung 78). Dabei ist zu beachten, dass dieser Wert für Torfmächtigkeiten bis zu zwei Metern ermittelt wurde. Der tatsächliche C_{org} -Vorrat der deutschen Moorböden liegt daher höher.

Der C_{org} -Vorrat von 1,6 Gt liegt über dem von Roßkopf et al. (2015) publizierten Wert von 1,3 Gt. Allerdings war die Flächengrundlage bei Roßkopf et al. (2015) mit 1.57 mio. ha Moorböden deutlich geringer. Bezogen auf die Flächenanteile sind die berechneten C_{org} -Vorräte bei Roßkopf et al. (2015) mit 828 t ha^{-1} nahezu identisch zu den 829 t ha^{-1} , die in MoMoK mit Pedotransferfunktionen und der aktualisierten Kulisse organischer Böden ermittelt wurden.

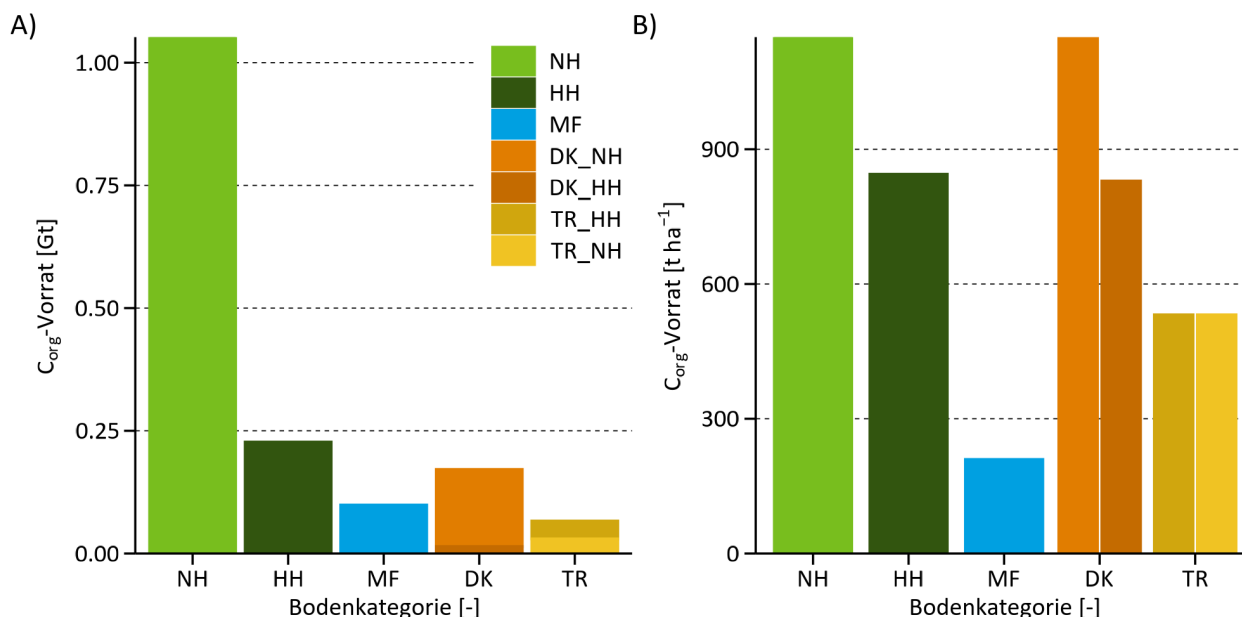
Die Niedermoorböden wiesen mit 1,05 Gt den größten C_{org} -Vorrat in Deutschland (Abbildung 79A) auf. Dies entspricht den Erwartungen, da sie fast 50% der Fläche ausmachen und zugleich mit 1.150 t ha^{-1} den höchsten Wert pro Fläche aufweisen (Abbildung 79B). Dieser lag in einem gleichen Wertebereich wie der auf den MoMoK Monitoringflächen ermittelte Wert von $1.137 \pm 647 \text{ t ha}^{-1}$. Die überdeckten Niedermoorböden waren mit 1.148 t ha^{-1} nahezu identisch, machten allerdings auf Grund der niedrigeren Flächenanteile (7%) nur einen geringen Teil der Gesamtvorräte in Deutschland aus. Die Hochmoorböden wiesen C_{org} -Vorräte von 844 t ha^{-1} auf und lagen damit unter den Niedermoorböden und im selben Bereich wie die überdeckten Hochmoorböden (829 t ha^{-1}). Diese Werte lagen deutlich unter den auf den MoMoK Monitoringflächen bestimmten C_{org} -Vorräten von $1.556 \pm 669 \text{ t ha}^{-1}$ (überdeckte Nieder- und Hochmoorböden) und $1.358 \pm 577 \text{ t ha}^{-1}$ (Hochmoor). Dies ist durch die Mächtigkeit vieler dieser Standorte - Mittelwert für alle Hochmoor Monitoringflächen $2,7 \pm 1,5 \text{ m}$ und überdeckte Moorböden $2,6 \pm 1,5 \text{ m}$ - von größer zwei Meter zu erklären und verdeutlicht noch einmal, dass die deutschlandweit berechneten C_{org} -Vorräte deutlich unterschätzt werden, da sie nur bis zwei Meter Torfmächtigkeit berechnet wurden. Die Moorfolgeböden wiesen mit 209 t ha^{-1} den niedrigsten Wert auf, der deutlich unter dem der MoMoK Monitoringflächen lag ($540 \pm 542 \text{ t ha}^{-1}$). Dies entspricht den Erwartungen, da die Monitoringflächen auf Grund einzelner mit Mudde unterlagerten Flächen im Mittel eine deutlich höhere Torfmächtigkeit aufwiesen ($0,9 \pm 1,4 \text{ m}$) als die für die deutschlandweite Berechnung angenommenen $0,2 \text{ m}$ Mächtigkeit. Die Tiefenumbruchböden wiesen deutschlandweit mit 531 t ha^{-1} einen identischen Wert zu den MoMoK Monitoringflächen auf, da die Werte der Monitoringflächen die Grundlage für die deutschlandweite Berechnung waren.

Abbildung 78: Organischer Kohlenstoffvorrat (C_{org} -Vorrat) in den Moorböden in Deutschland.



Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 79: Organischer Kohlenstoffvorrat (C_{org} -Vorrat) pro Bodenkategorie. A) gesamter C_{org} -Vorrat in Gigatonnen (Gt), B) C_{org} -Vorrat in Tonnen pro Hektar ($t\ ha^{-1}$).



Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK_NH = überdeckter Niedermoorboden, DK_HH = überdeckter Hochmoorboden, TR_NH = Tiefumbruchboden aus Niedermoor, TR_HH = Tiefumbruchboden aus Hochmoor, Moorboden, NH = Niedermoorboden, MF = Moorfolgeboden

Quelle: Thünen-Institut

5.2.2 Stickstoffvorrat in organischen Böden

Für die gesamte Fläche von 1,93 mio. ha Moorböden wurden insgesamt 0,089 Gt N_t berechnet (Abbildung 80), was einem mittleren Vorrat von $46\ t\ ha^{-1}$ entspricht.

Analog zu den C_{org} -Vorräten wiesen die Niedermoorböden mit 0,063 Gt den größten Gesamtvorrat an N_t in Deutschland auf und hatten mit $69\ t\ ha^{-1}$ - zusammen mit den überdeckten Niedermoorböden - den höchsten flächenbezogenen Wert (Abbildung 81). Diese Werte lagen unterhalb der auf den MoMoK Monitoringflächen gemessenen N_t -Vorräte von $66 \pm 36\ t\ ha^{-1}$ (Niedermoorböden) und $86 \pm 36\ t\ ha^{-1}$ (überdeckte Niedermoorböden), wobei die Niedermoorböden innerhalb eines ähnlichen Wertebereichs lagen.

Für die Hochmoorböden wurde deutschlandweit ein mittlerer Vorrat von $23\ t\ ha^{-1}$ berechnet, der deutlich unter den auf den MoMoK Monitoringflächen ermittelten Werten von $32 \pm 13\ t\ ha^{-1}$ lag. Wie bereits bei den C_{org} -Vorräten erläutert, ist diese Differenz darauf zurück zu führen, dass die deutschlandweiten Berechnungen auf die maximale Tiefe von zwei Meter beschränkt wurden, während die Monitoringflächen teilweise größere Moormächtigkeiten aufwiesen. Gleiches gilt für die Moorfolgeböden, die mit $15\ t\ ha^{-1}$ deutlich unter denen auf den MoMoK Monitoringflächen ermittelten Werten von $32 \pm 13\ t\ ha^{-1}$ lagen.

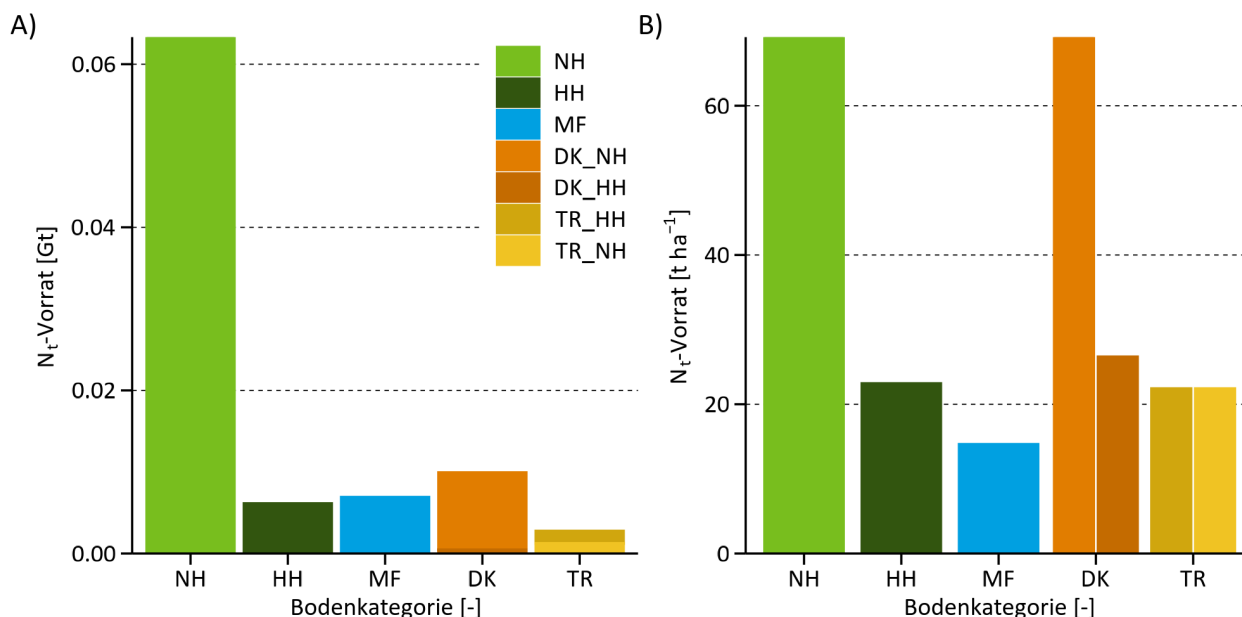
Die Tiefenumbruchböden wiesen mit $22\ t\ ha^{-1}$ identische Werte zu den MoMoK Monitoringflächen auf, da diese die Grundlage für die deutschlandweite Berechnung waren.

Abbildung 80: Stickstoffvorrat (N_t -Vorrat) in den Moorböden in Deutschland.



Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 81: Stickstoffvorrat (N_t -Vorrat) pro Bodenkategorie. A) gesamter N_t -Vorrat in Gigatonnen (Gt), B) N_t -Vorrat in Tonnen pro Hektar ($t\ ha^{-1}$).



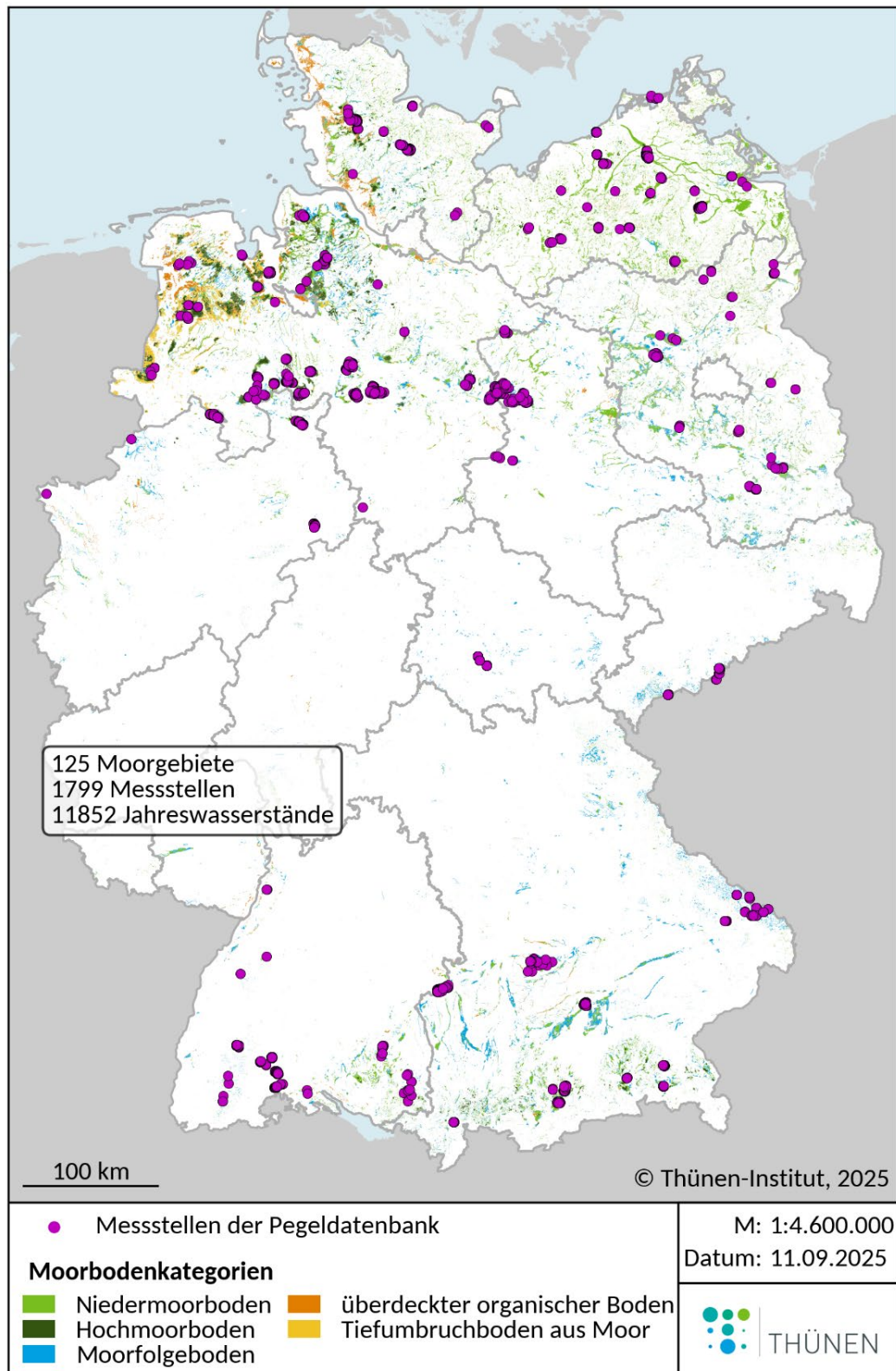
Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK_NH = überdeckter Niedermoorboden, DK_HH = überdeckter Hochmoorboden, TR_NH = Tiefumbruchboden aus Niedermoor, TR_HH = Tiefumbruchboden aus Hochmoor, Moorboden, NH = Niedermoorboden, MF = Moorfolgeboden

Quelle: Thünen-Institut

5.3 Kulisse der Grundwasserflurabstände in organischen Böden

Die zentrale Kenngröße zur Berechnung der Treibhausgasemissionen organischer Böden in Deutschland (Abschnitt 5.4) ist der Grundwasserflurabstand. Um diesen für jeden Punkt des Berichterstattungsrasters und jedes Jahr des Berichterstattungszeitraums zu berechnen, wird die Methodik nach Bechtold et. al (2014) verwendet. Die Datengrundlage für die Regionalisierung mittels Maschinellen Lernen ist hierbei die am Thünen Institut für Agrarklimaschutz aufgebaute Moorwasserstandsdatenbank. Sie enthält Daten von Grundwassermessstellen sowohl aus eigener Forschungstätigkeit als auch von einer Vielzahl von Partnern und unabhängigen Datenspendern aus ganz Deutschland. Durch die Anstrengungen im Rahmen von MoMoK konnte die Datenmenge von vormals 53 Mooregebieten mit 1.094 Pegelmessstellen und 7.155 Jahresmittelwerten auf aktuell 125 Mooregebiete (+136%) mit 1.799 Pegelmessstellen (+64%) und 11.852 Jahresmittelwerten (+40%) erhöht werden (Abbildung 82). Somit wurden sowohl die räumliche Repräsentativität als auch die zeitliche Abdeckung des Berichtszeitraums maßgeblich verbessert. Hierzu haben sowohl die Akquise und Integration neuer Messdaten von externen Datenspendern als auch die innerhalb von MoMoK erhobenen Messnetzdaten beigetragen. Weiterhin wurde der Programmcode zur Regionalisierung der Grundwasserflurabstände im Rahmen von MoMoK grundlegend überarbeitet, um eine laufende Integration neuer Messdaten zu ermöglichen und so für die jährlichen Submissionen des Emissionsberichts stets die aktuelle Datengrundlage verwenden zu können.

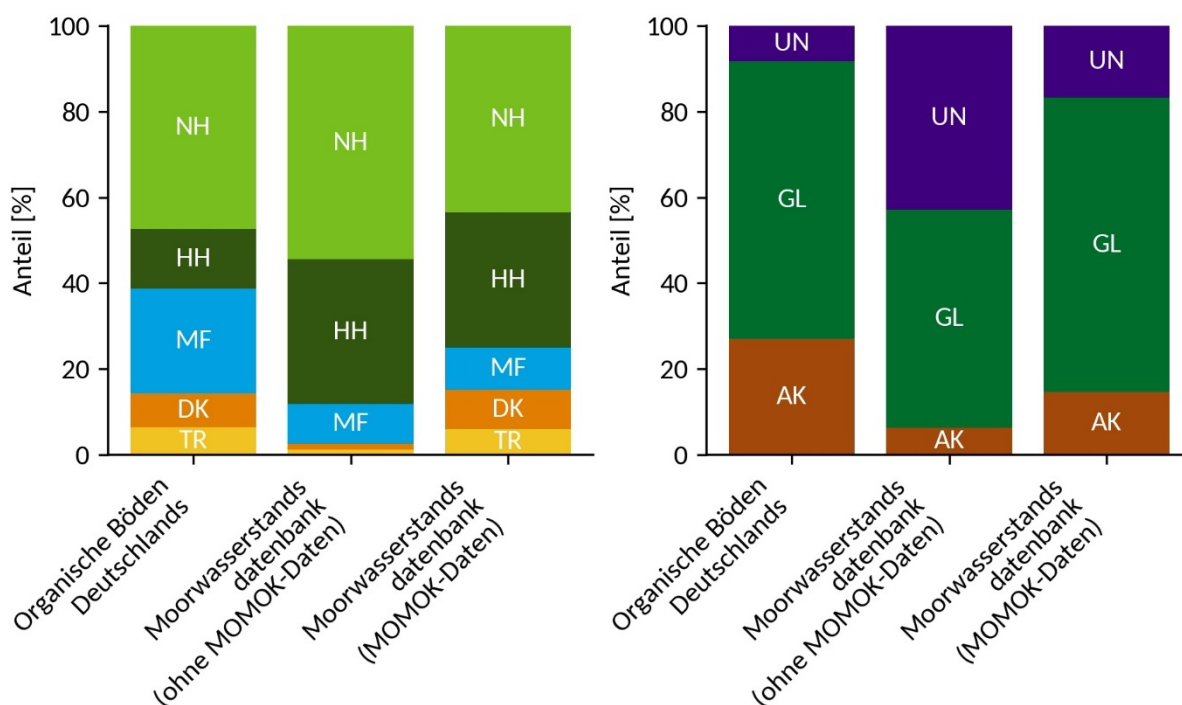
Abbildung 82: Räumliche Verteilung der Grundwassermessstellen der Moorwasserstandsdatenbank in Deutschland, Stand August 2025. Jeder Punkt markiert hierbei eine Messstelle der Datenbank (auf Grund der räumlichen Nähe können Punkte überlappen oder verdeckt sein).



Quelle: Thünen-Institut

Bei der Integration der Daten des MoMoK-Messnetzes ist neben der erwähnten räumlichen Repräsentativität und jahresaktuellen Datenverfügbarkeit besonders die Repräsentativität im Hinblick auf die Landnutzung und die Moorbodenkategorien zu nennen. Bedingt durch den Aufbau der Moorbodenkategorien aus Datenspenden von Forschungsprojekten und externen Partnern ergeben sich unterrepräsentierte Moorbodenkategorien wie Moorfolgeböden, mineralisch überdeckte Moorböden und Tiefumbruchsböden aus Moor (Abbildung 83, links) sowie unterrepräsentierte Landnutzungsstraten wie Ackernutzung (Abbildung 83, rechts) im Hinblick auf die nationale Verteilung. Da MoMoK von Beginn an so konzipiert wurde, um die deutschlandweite Repräsentativität zu gewährleisten, schließen die Daten des Messnetzes genau diese Lücken.

Abbildung 83: Anteil der Moorbodenkategorien (links) und der Landnutzungsstraten (rechts) an der Fläche der Moorböden Deutschlands, der Jahresmittelwerte der Moorbodenwasserstandsdatenbank ohne MoMoK-Daten und der Jahresmittelwerte aus dem Monitoring-Netzwerk, Stand August 2025. Die Landnutzungsstraten basieren hier, wie auch für die gesamte Emissionsberichterstattung, auf dem ATKIS Basis-DLM.



Quelle: Thünen-Institut

Zusätzlich zu der oben genannten Erweiterung der Moorbodenwasserstandsdatenbank und der Modernisierung des Programmcodes wurden weitere Verbesserungen der Regionalisierungsmethodik im Vergleich zur Ursprungsversion aus Bechtold et al. (2014) erarbeitet. Bei dem verwendeten Verfahren wird der Jahresmittelwert des Grundwasserflurabstandes einer Grundwassermessstelle mit den jeweiligen, national verfügbaren Datensätzen in Beziehung gebracht und ein Modell des Maschinellen Lernens trainiert. Dieses Modell wird dann für die Regionalisierung auf dem Berichterstattungsrastrer angewendet, um für jeden Punkt (1 ha) organischen Bodens den Grundwasserflurabstand zu berechnen. Durch MoMoK konnten hierbei im Vergleich zur Ursprungsversion folgende Verbesserungen umgesetzt werden:

- Seit der Submission 2024 wird die aktualisierte Kulisse organischer Böden nach Wittnebel et al. (2023) nach Lückenfüllung und Rasterisierung (Abschnitt 5.1.2) als Modellkulisse verwendet. Hierdurch wurde es möglich, die Merkmale der Kulisse als räumliche Prediktoren zu nutzen.

- Das aktuelle Digitale Geländemodell in 5 m Auflösung ersetzt das veraltete Digitale Geländemodell in 25 m Auflösung. Darauf aufbauend wurden die aus dem Geländemodell abgeleitete Prediktoren neu berechnet und verwendet.
- Zum Zeitpunkt der Veröffentlichung des ersten Modells (2014) waren lediglich zwei Zeitpunkte (2010, 2013) der notwendigen ATKIS Basis-DLM Parameter zum Trainieren des Modells verfügbar. Ab der diesjährigen Submission werden die ATKIS Basis-DLM Trainingsdaten ab 2013 zeitlich dynamisch und jahresaktuell der Modellierung zur Verfügung gestellt.
- Das erste Modell basierte auf einem 30-jährigen Mittel der Klimatischen Wasserbilanz (Niederschlag abzüglich Referenzverdunstung) als meteorologischem Treiber. Ab der Submission 2024 basiert die Berechnung der Moorwasserstände auf jahresaktuellen Daten zur klimatischen Wasserbilanz und ist so in der Lage, Auswirkungen von sich ändernden Klimabedingungen während des Berichterstattungszeitraums abzubilden. Dies erstreckt sich auch auf die Berechnung von Prognosedaten bis 2055, welche hierdurch für das DWD-Referenzensemble des RCP4.5 und RCP8.5 Emissionsszenarios erfolgen kann.
- Nach Integration der aktualisierten Datengrundlagen wurde durch ein feature-drop Verfahren das erfolgreichste Prediktorenset per Kreuzvalidierung selektiert und für das Trainieren verwendet:
 - GENESE (aus der aktualisierten Kulisse organischer Böden)
 - UNTERLAGER (aus der aktualisierten Kulisse organischer Böden)
 - DGM2500 (mittlere Höhe über Meeresspiegel in einem 2500 m Umkreis, abgeleitet aus dem Digitalen Geländemodell)
 - RA2500 (relative Höhe als Differenz der Höhe des betrachteten Punktes zu der mittleren Höhe in einem 2500 m Umkreis, abgeleitet aus dem Digitalen Geländemodell)
 - TWI25 (gemittelter Topographic Wetness Index in einem 25 m Umkreis, abgeleitet aus dem Digitalen Geländemodell)
 - D2E (Distanz des betrachteten Punktes zum nächst gelegenen Rand des Moorkörpers, abgeleitet aus der aktualisierten Kulisse organischer Böden)
 - LU (Landnutzung des betrachteten Punktes, abgeleitet aus dem ATKIS Basis-DLM)
 - DLD (Länge der Entwässerungsgräben genutzter Flächen in einem 250 m Umkreis, abgeleitet aus dem ATKIS Basis-DLM)
 - SKWB (klimatische Wasserbilanz des hydrologischen Sommerhalbjahres, abgeleitet aus Daten des Deutschen Wetterdienstes)
 - WKWB (klimatische Wasserbilanz des hydrologischen Winterhalbjahres, abgeleitet aus Daten des Deutschen Wetterdienstes)

Für die Emissionsberichterstattung werden zwei Datensätze berechnet. Zum einen der wetterabhängige Grundwasserflurabstand zur Berechnung des Emissionsinventars des jeweiligen Berichterstattungsjahres, zum anderen der Grundwasserflurabstand basierend auf einem langjährigen Mittel der Klimatischen Wasserbilanz zur Ableitung von charakteristischen Unterschieden zwischen z.B. Landnutzungsstraten oder Moorbodenkategorien oder zur Verwendung in nachgelagerten Forschungsaktivitäten. In Abbildung 84 ist der Grundwasserflurabstand für gemittelte Klimabedingungen über die wechselnden Landnutzungsverteilungen des aktuellen Berichterstattungszeitraums entsprechend der neuesten Modellversion dargestellt. Durch die Verwendung der räumlich ausdifferenzierten Prediktoren lassen sich die unterschiedlichen standörtlichen Gegebenheiten innerhalb Deutschlands im Grundwasserflurabstand abbilden. Aus diesem national regionalisierten Datensatz ergeben sich die in Abbildung 85 gezeigten Verteilungen des Grundwasserflurabstandes für die MoMoK Landnutzungsstraten Acker, Grünland und ungenutztes Moor.

Abbildung 84: Karte des Grundwasserflurabstandes entsprechend der neuesten Modellversion 2025 für gemittelte Klimabedingungen und integriert über die Landnutzungsverteilungen des aktuellen Berichterstattungszeitraums.

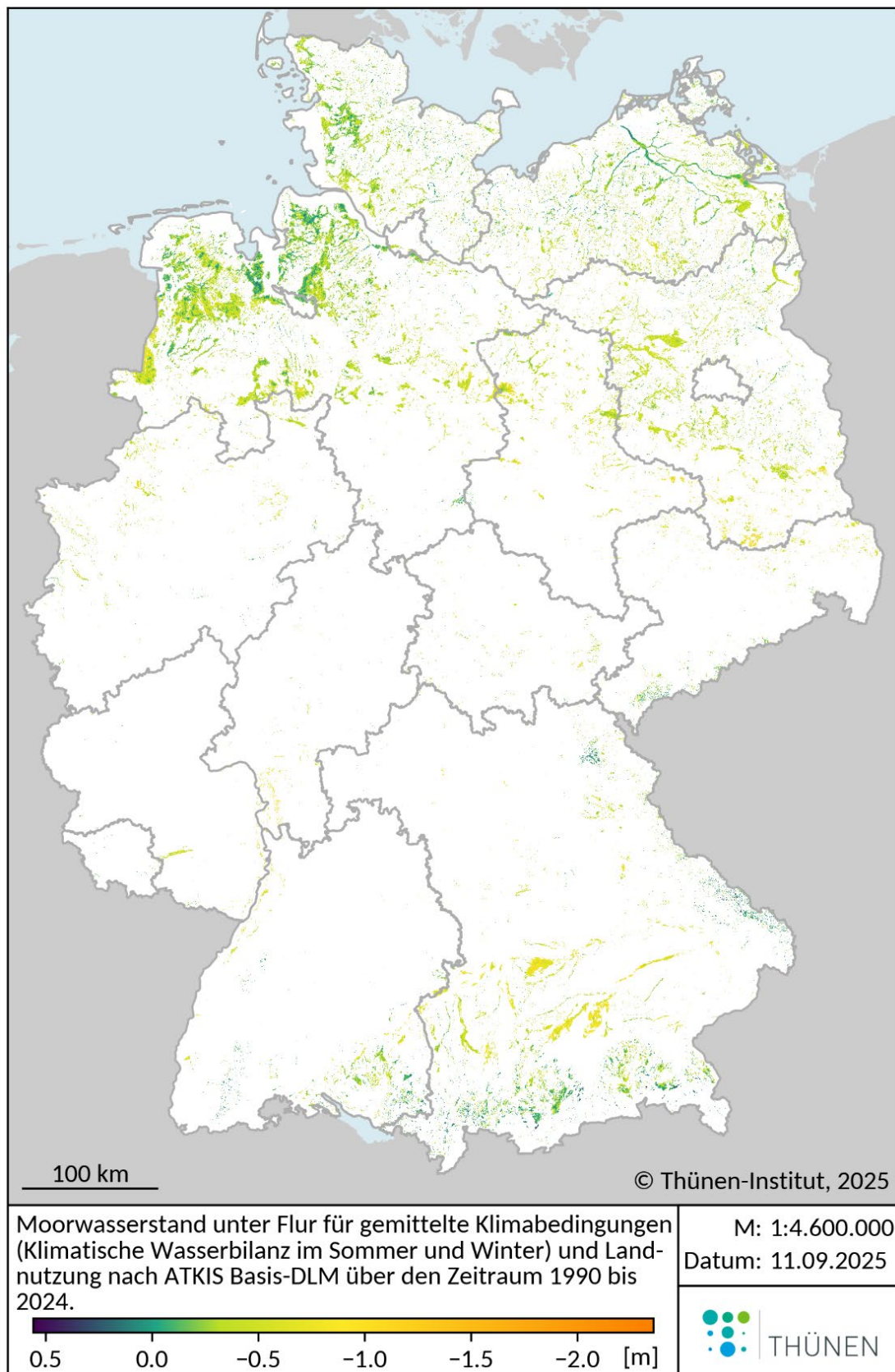
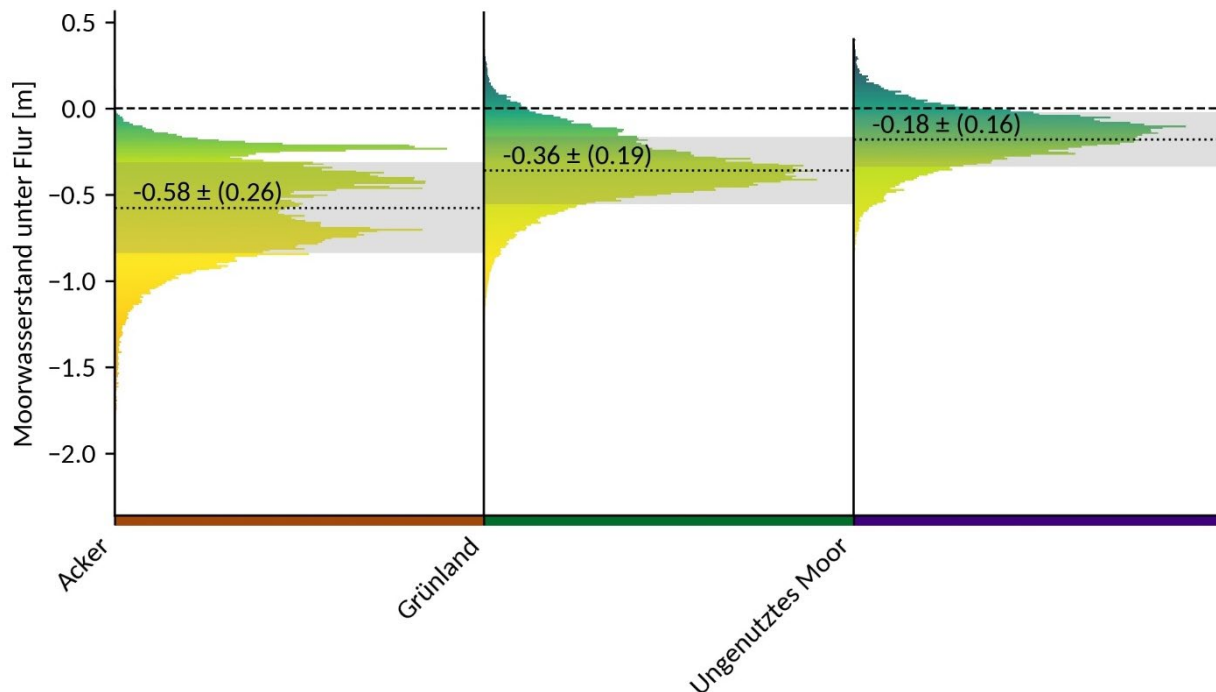


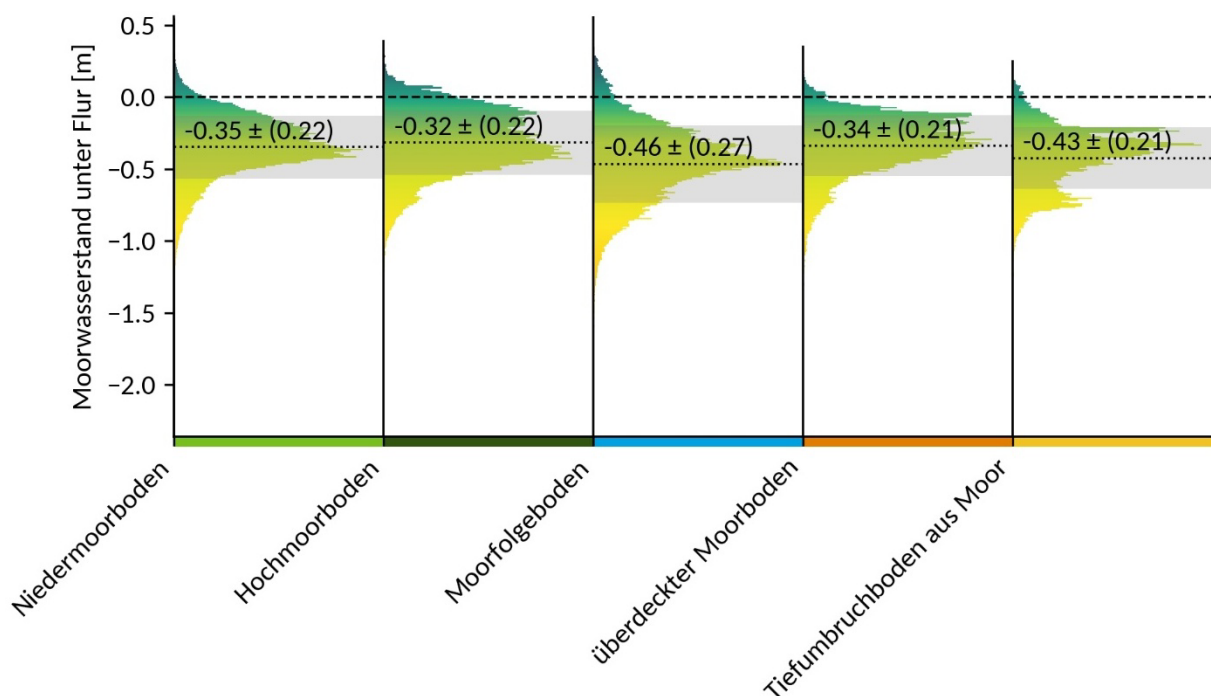
Abbildung 85: Nationale Verteilungen der Grundwasserflurabstände unter Verwendung des gemittelten Klimas über den Berichterstattungszeitraum 1990 bis 2024 für die MoMoK Landnutzungsstraten Acker, Grünland und ungenutztes Moor. Gestrichelte Linie: Bodenoberfläche, gepunktete Linie: Mittelwert der Verteilung. In Zahlen ist der Mittelwert \pm (Standardabweichung) angegeben.



Quelle: Thünen-Institut

Hierbei wird der Einfluss der Landnutzung auf die vorherrschenden, hydrologischen Bedingungen der Standorte, sehr deutlich. Die Ackernutzung zeigt hierbei den größten Grundwasserflurabstand mit durchschnittlich - 0,58 m, gefolgt von Grünlandnutzung mit -0,36 m. Ungenutzte Moore zeigen die geringsten Grundwasserflurabstände mit -0,18 m. Bei der Betrachtung der Moorbodenkategorien (Abbildung 86) zeichnen sich besonders die *Moorfolge-* und *Tiefumbruchböden* durch einen großen Grundwasserflurabstand von -0,46 und -0,43 m aus. *Hochmoor-*, *Niedermoor-* und *überdeckte Moorböden* weisen im Vergleich dazu einen etwa 10 cm geringeren Grundwasserflurabstand auf.

Abbildung 86: Nationale Verteilungen der Grundwasserflurabstände unter Verwendung des gemittelten Klimas über den Berichterstattungszeitraum 1990 bis 2024 für die Moorbodenkategorien der aktualisierten Kulisse organischer Böden. Gestrichelte Linie: Bodenoberfläche, gepunktete Linie: Mittelwert der Verteilung. In Zahlen ist der Mittelwert \pm (Standardabweichung) angegeben.

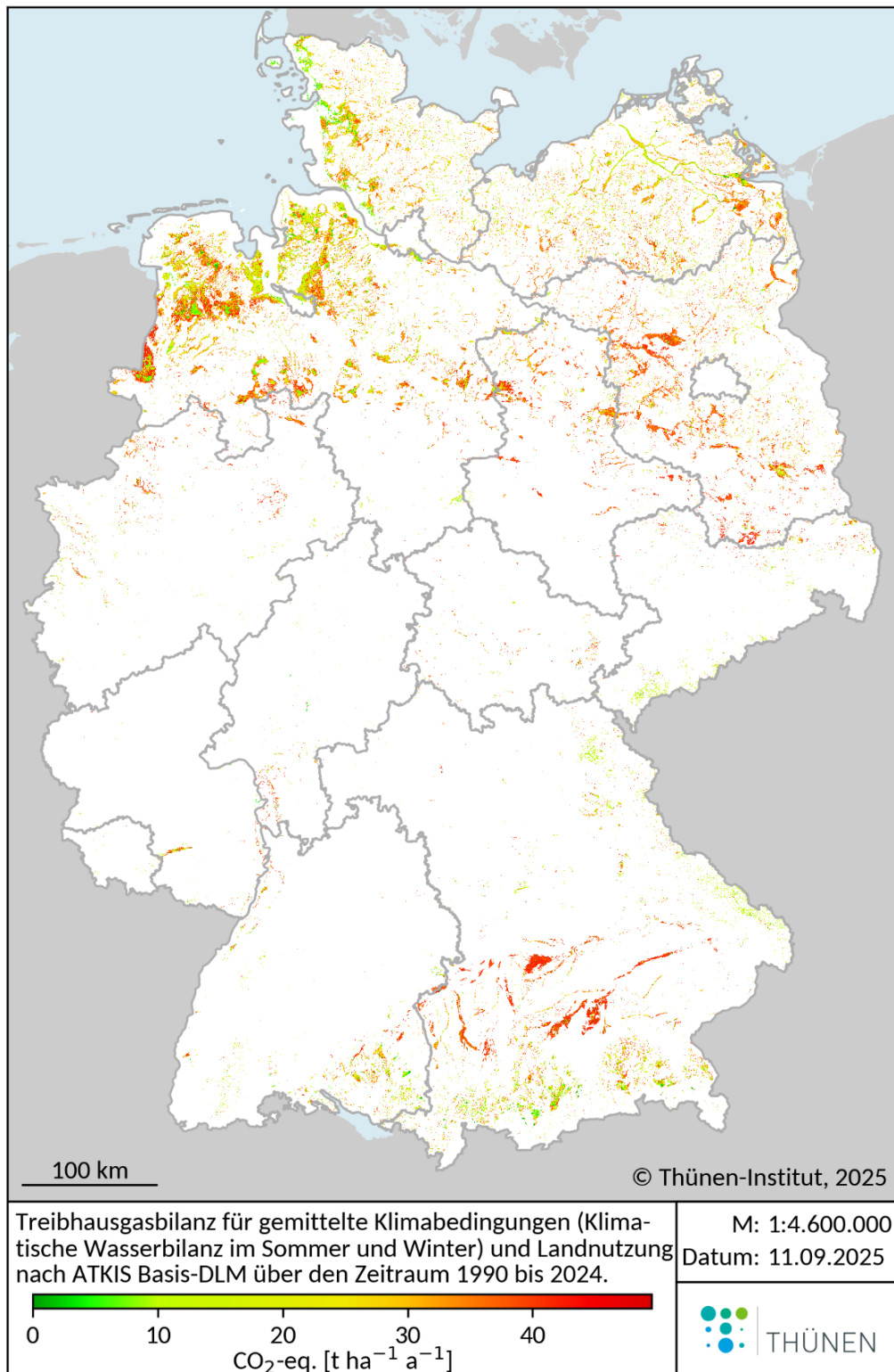


Quelle: Thünen-Institut

5.4 Kulisse der Treibhausgasemissionen aus organischen Böden

Die Abschätzung der Emissionen von Moorböden aus dem regionalisierten Grundwasserflurabständen sowie aus der Landnutzung basiert, wie auch schon die Berechnung des Grundwasserflurabstands selbst, auf Messdaten. Das umfangreichste Kompendium auf deutschlandweiter Basis hierzu wird durch die Publikation von Tiemeyer et. al (2020) bereitgestellt. Basierend auf den gesammelten Messdaten wurden hier Response-Funktionen abgeleitet, die eine Vorhersage der Emissionen in Abhängigkeit des regionalisierten Grundwasserflurabstands ermöglichen. Wo dies auf Grund von zu wenigen Messdaten nicht möglich war (N_2O Emissionen, DOC-bürtige CO_2 Emissionen sowie CH_4 aus Gräben), wurden gemittelte Emissionsfaktoren aus den verfügbaren Messdaten gebildet. Die abgeleiteten Response-Funktionen basieren somit auf unabhängig erhobenen und unabhängig begutachteten Messdaten aus einem breiten Forschungsfeld. In Abbildung 87 sind die so ermittelten Emissionen für gemittelte Klimabedingungen und Landnutzungsverteilungen über den aktuellen Berichterstattungszeitraum dargestellt.

Abbildung 87: Karte der Emissionen aus organischen Böden (CO_2 , CH_4 , N_2O), inklusive CO_2 aus DOC-Austrägen und CH_4 aus Gräben, für gemittelte Klimabedingungen und integriert über die Landnutzungsverteilungen des aktuellen Berichterstattungszeitraums. Verwendete Global Warming Potentials (GWP's) entsprechend den IPCC Guidelines: $\text{CH}_4 = 28$, $\text{N}_2\text{O} = 265$.



Quelle: Thünen-Institut

Die Emissionen schwanken hierbei je nach Klimabedingungen und Landnutzung zwischen 0.0 t CO₂-Äquiv. pro Hektar und Jahr in der IPCC Kategorie „wetlands“ und 49,5 t CO₂-Äquiv. pro Hektar und Jahr in den Kategorien Acker und Grünland. Im Mittel über den aktuellen Berichterstattungszeitraum ergeben sich für gemittelte Klimabedingungen folgende implizierte Emissionsfaktoren der IPCC Kategorien im Offenland: „grassland“: 30,4 ± 9,1, „cropland“: 37,2 ± 8,1 und „wetlands“: 13,4 ± 11,8 t CO₂-Äquiv. pro Hektar und Jahr.

Bei der Betrachtung der Emissionen bezogen auf die Bodenkategorien ergeben sich entsprechend der Grundwasserflurabstände und den vorherrschenden Landnutzungen folgende implizite Emissionsfaktoren: Niedermoorboden: 27,1 ± 11,4, Hochmoorboden: 23,8 ± 12,5, Moorfolgeboden: 30,2 ± 12,2, Tiefumbruchboden aus Moor: 32,6 ± 9,7 und überdeckter organischer Boden: 20,6 ± 12,3 t CO₂-Äquiv. pro Hektar und Jahr.

Die hier vorgestellte Methodik der Emissionsberichterstattung als Kombination aus Wasserstandsvorhersage und darauf aufbauender Emissionsberechnung hat wesentliche Vorteile gegenüber anderen Verfahren. Zunächst können wesentlich mehr nationale Prediktoren für die Regionalisierung des Grundwasserflurabstands herangezogen werden als für eine direkte Emissionsberechnung sinnvoll einsetzbar wären, z.B. die Höhe über dem Meeresspiegel oder die unterliegenden mineralischen Schichten, wodurch der Umfang des nutzbaren Informationsgehalts bei der Regionalisierung erheblich steigt. Weiterhin werden in dem vorgestellten Ansatz die Modellunsicherheiten der Wasserstandsvorhersage sowie die Modellunsicherheiten der THG-Response-Funktionen über ein bootstrap-Verfahren kombiniert und so in die Ergebnisse jedes einzelnen Hektars propagiert, was vor allem durch die starke Nicht-Linearität der Response-Funktionen maßgeblich das Resultat beeinflusst. Die propagierten Unsicherheiten können im weiteren Verlauf zur Evaluation der Ergebnisse und bei der Aggregation genutzt werden, was bei anderen Verfahren nicht möglich ist. Die seit Submission 2024 realisierte Wetterabhängigkeit der Berechnungen gestattet eine realitätsnahe Darstellung der Emissionen jedes einzelnen Jahres und ist somit in der Lage, die sich rasch ändernden Klimabedingungen während des Berichterstattungszeitraums in den Emissionen abzubilden, was mit starren Ansätzen nicht möglich ist. Durch die vorgenannte Einbeziehung von möglichst vielen, räumlich expliziten Prediktoren bei der Grundwasserflurabstandsmodellierung und der Einbeziehung von gemessenen Treibhausgasdaten aller moorreichen Bundesländer wird die standortspezifische Ausdifferenzierung in allen Regionen der nationalen Kulisse erst möglich und ein und dieselbe Landnutzung verfügt je nach Region und Standortbedingung über ein unterschiedliches Emissionsverhalten. Weiterhin sind alle vorgenannten Eigenschaften des verwendeten Verfahrens notwendige Bedingung für die Modellanwendung in der Prognose von Emissionen unter zukünftigen Klimabedingungen und Landnutzungsänderungen, wie sie aktuell in der Erstellung der Prognosedaten für Deutschland bis 2055 unter dem RCP4.5 und RCP 8.5 Emissionspfad durchgeführt wird.

6 Fazit

Von den zu Beginn der Aufbauphase gesteckten Zielen (Kapitel 1.2) konnte bezüglich des Monitoring-Netzwerks ein Großteil der mittelfristigen Ziele umgesetzt werden. Mit 118 (Stand 09/2025) der geplanten 150 eingerichteten Monitoringflächen wurde die angestrebte Anzahl nicht vollständig erreicht. Die Gründe hierfür sind vielfältig. Besonders hervorzuheben sind jedoch die Limitierung der personellen Ressourcen sowie Verzögerungen aufgrund von Witterungsbedingungen sowie der COVID19-Pandemie. Im Verlauf der Aufbauphase konnten bereits 102 der 118 eingerichtete Monitoringflächen mehrfach aufgesucht und neben boden- und vegetationskundlichen Aufnahmen auch Zeitreihen der Grundwasserflurabstände und Geländehöhen erhoben werden. Ebenfalls wurde für 102 der 118 Monitoring-Flächen der C_{org} -Vorrat sowie der N_t -Vorrat bestimmt und das Intervall bis zu einer möglichen Wiederholungsinventur abgeschätzt. Langfristige Ziele des Monitoring-Netzwerk sind noch nicht Gegenstand dieses Berichtes. Auch bezüglich der Regionalisierung konnten wichtige Ziele erreicht werden: Die Kulisse organischer Böden wurde aktualisiert, erstmals parametrisiert und mit einer aktualisierten deutschlandweiten Modellierung der Grundwasserflurabstände kombiniert. Eine Aktualisierung der Response-Funktionen für die Berechnung der THG-Emissionen steht jedoch noch aus. Seit 2024 werden Daten und Modellergebnisse aus dem Moorbodenmonitoring in der Emissionsberichterstattung genutzt.

6.1 Zentrale Erkenntnisse aus den Arbeiten

Der gesamten Moorkörper zählt

Der Fokus bodenkundlicher Aufnahmen und Monitoringprogramme liegt zumeist auf dem ersten Meter der Pedosphäre (BZE-LW) bzw. nur auf dem Oberboden (LUCAS), was aufgrund der Oberflächen- und Trockenrohdichtedynamik von Moorböden zu einer völligen Fehleinschätzung von Vorratsänderungen und damit der Klimawirksamkeit führen kann. Entsprechend ist für mögliche Wiederholungsinventuren eine vollständige Beprobung des Torfkörpers unumgänglich. Im Rahmen des Moorbodenmonitorings wurden alle Moorböden auf den Monitoringflächen am Profil sowie an 10 bis 12 Beprobungspunkten bis zum mineralischen Untergrund beprobt. Dies erlaubt die Bestimmung der C_{org} - und N_t -Vorräte über die gesamte Moormächtigkeit (Torf, Mudde, anmoorige Substrate). Im Mittel liegen C_{org} - und N_t -Vorräte der Monitoringflächen bei 1.066 bzw. 51 t ha⁻¹ und zeigen einen linearen Zusammenhang mit der Moormächtigkeit. Innerhalb der einzelnen Monitoringflächen wird die Variabilität der Vorräte ebenfalls von der Variabilität der Moormächtigkeit beeinflusst. Für eine vollständige Erfassung der Vorräte an C_{org} und N_t in Moorböden Deutschlands sind diese Informationen genauso notwendig wie die Kenntnis über die reale Verteilung der Moormächtigkeit, insbesondere unterhalb von zwei Metern. Auf den mehr als zwei Meter mächtigen Monitoringflächen (2,06 m bis 5,83 m) sind 6% bis 74% (im Mittel 38%) des C_{org} -Vorrates unterhalb von zwei Metern zu finden. Nur durch die Kenntnis der gesamten Vorräte kann die Bedeutung der Moorböden für die Speicherung von C_{org} vollständig erfasst werden.

Wiederholungsinventuren zur Abschätzung der CO₂-Emissionen entwässerter Moorböden sind nach etwa 12 Jahren möglich

Die Variabilität der C_{org} -Vorräte auf den Monitoringflächen ist von der Variabilität des Untergrunds abhängig. Entsprechend konnte bei homogener Moormächtigkeit mit der gewählten Methodik eine sehr niedrige Streuung der Messwerte erreicht werden. Durch die Ermittlung der Minimal Detektierbaren Differenz sowie der Abschätzung der jährlichen CO₂-C Emissionen aus den gemessenen Grundwasserflurabständen wurde das Intervall für eine Wiederholungsinventur für jede Monitoringfläche abgeleitet, über das eine statistisch signifikante C_{org} -Vorratsänderungen bestimmt werden kann. Hier zeigte sich, dass unter der Annahme korrekt abgeschätzter CO₂-C Emissionen bei ca. 70 % der eingerichteten Monitoringflächen im Rahmen einer Wiederbeprobung innerhalb der nächsten 20 Jahre (Median: 12 Jahre) statistisch signifikante Änderungen im C_{org} -Vorrat nachweisbar sind. Der notwendige Abstand zwischen zwei Inventuren ist von der Variabilität des C_{org} -

Vorrates auf der Fläche sowie von der abgeschätzten Höhe der CO₂-C Emissionen abhängig. Daher ist diese Methodik nicht für Monitoringflächen mit einer hohen räumlichen Variabilität der C_{org}-Vorräte sowie sehr geringen CO₂-C Flüssen (Auf- oder Abnahme) geeignet. Hier sollten – prozessbasierte oder auf Proxies beruhende – Modelle zum Einsatz kommen.

Den Grundwasserflurabstand richtig erfassen

Wie erwartet waren die mittleren Grundwasserflurabstände von als Acker ($-0,70 \pm 0,39$ m) und Grünland ($-0,44 \pm 0,35$ m) genutzten Monitoringflächen deutlich größer als von ungenutzten Monitoringflächen mit weitgehend naturnahen hydrologischen Bedingungen ($-0,15 \pm 0,25$ m). Da sich die Werte unterschiedlich gemanagter Flächen u.U. nur um wenige Dezimeter unterscheiden, ist eine präzise Erfassung der Wasserstände zentral für die Bewertung der Klimawirksamkeit von Moorböden. Wichtige Faktoren sind die Positionierung auf der Fläche unter Berücksichtigung des Wassermanagementsystems, die korrekte Wahl der Filtertiefe sowie die präzise Dokumentation. Daneben unterliegen nicht nur naturnahe, sondern auch entwässerte Moorböden mit ausreichend großer Torfmächtigkeit einer ausgeprägten jahreszeitlichen Oszillation, die für eine korrekte Erfassung des Grundwasserflurabstands berücksichtigt werden muss. Auch bei ähnlicher Nutzung sowie Wassermanagementmaßnahmen treten in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Charakteristika der Wassermanagementsysteme sehr unterschiedliche Grundwasserflurabstände auf, die entsprechend für eine robuste Ableitung der Klimawirksamkeit flächenspezifisch bestimmt werden müssen. Insbesondere bei flachen Grundwasserflurabständen ($> -0,5$ m) sind die Jahresmittelwasserstände sehr eng mit Winter- und Sommermittelwasserständen korreliert.

Alle Moorböden sind in Bewegung, aber Trends sind erst nach längeren Zeiträumen quantifizierbar

Die Begrifflichkeiten, Messmethoden und Daten zu Geländehöhenänderungen sind sehr vielfältig, so dass für die Schrumpfung und die Sackung umfassende Reviews und Meta-Analysen erarbeitet wurden (Seidel et al, 2023; Seidel et al., eingereicht). Die Messung der Geländehöhen erfolgte punktuell in hoher zeitlicher Auflösung und jährlich auf der gesamten Monitoringfläche. Die Ergebnisse beider Messmethoden stimmen sehr gut überein (RMSE: 0,013 m), so dass bei der parallelen Anwendung auch für die gesamte Monitoringfläche die zeitliche Dynamik abgeleitet werden kann. Auf Flächen mit Torfwachstum müssen die punktuellen Messungen mit zusätzlichen Messungen des Torfwachstums kombiniert werden, um sowohl die zeitliche Dynamik des Moorkörpers als auch den Aufwuchs selbst zu erfassen. Die jährlichen Spannweiten der Geländehöhenänderung betrugen 0,02 bis 0,17 m und hingen vom Wasserstand, dessen Lage zum Torfkörper und den Torfeigenschaften ab. Entgegen üblicher Annahmen zeigten auch entwässerte Monitoringflächen eine erhebliche Oberflächenbewegung. Die zeitlich hochaufgelösten Messungen der Geländehöhen zeigen die Bedeutung der jährlichen Oszillation für die Ermittlung weiterer Kenngrößen (z.B. Grundwasserflurabstand) und die Herausforderung für die Ermittlung langfristiger Trends, die im Rahmen der Aufbauphase entsprechend noch nicht ermittelt werden konnten.

1,93 Mio. ha organischer Böden in Deutschland speichern mehr als 1,6 Gt C_{org}

Dank der Unterstützung der zuständigen Stellen der Bundesländer wurde die Kulisse organischer Böden aktualisiert. Das im Zuge der Kulissenerstellung entwickelte Vorgehen zur Datenharmonisierung ermöglicht zukünftig eine schnellere Integration neuer Flächendaten zu Moorböden. Die Kulisse organischer Böden umfasst sieben Merkmale in verschiedenen Ausprägungen (z.B. Kategorien der Torfmächtigkeit), die für die Regionalisierung der Moorwasserstände sowie der THG-Emissionen relevant sind. Seit 2024 wird die Kulisse in der Emissionsberichterstattung verwendet. In einem zweiten Schritt wurde die Kulisse mit am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz vorhandenen Moorbodendaten (70% aus dem Moorbodenmonitoring) parametrisiert, so dass erstmals räumlich differenzierte C_{org}- und N_t-Vorräte deutschlandweit vorliegen.

Maßnahmen zur Anhebung der Wasserstände wirken

Die hydrologische Situation der Monitoringflächen wurde durch Befragungen, Begehungen und die sehr aufwändige Suche nach Dränrohren systematisch erfasst. Die häufigste Maßnahme zur Anhebung der Wasserstände ist der *Grabenanstau*, welcher auf höherer Ebene dem Stratum *Wassermanagement ohne Zusatzwasser* zugeordnet wurde. Auf den Monitoringflächen der Straten *Wassermanagement ohne* und *mit Zusatzwasser* oder *Polder* wurden mit mittleren Grundwasserflurabständen von $-0,22 \pm 0,15$ m, $-0,20 \pm 0,18$ m bzw. $-0,08 \pm 0,30$ m ähnliche Grundwasserflurabstände wie auf Monitoringflächen mit *naturnaher* Hydrologie gemessen. Diese ersten Ergebnisse verdeutlichen, dass unter durchschnittlichen Bedingungen (keine Extremstandorte, Ausfälle von Technik, etc.) eine Anhebung der Wasserstände möglich ist. Ebenfalls ist zukünftig deutschlandweit eine weitere Differenzierung der Grundwasserflurabstände z.B. bei als Grünland genutzten Moorböden in Abhängigkeit der hydrologischen Gegebenheiten möglich, sofern die notwendigen Informationen vorliegen.

Grundwasserflurabstände und THG-Emissionen aus Moorböden Deutschlands sind dynamisch

Die Modellierung der Grundwasserflurabstände wurde unter Einbeziehung neuer Vorhersagevariablen, einer erheblichen Erweiterung der Wasserstands-Datenbasis, Steigerung der Repräsentativität sowie dynamischer Witterungsabhängigkeit modernisiert, um den internationalen Berichtspflichten zu entsprechen. Mit $-0,58 \pm 0,26$ und $-0,36 \pm 0,19$ m waren die mittleren deutschlandweit modellierten Grundwasserflurabstände der als Acker und Grünland genutzten Moorböden deutlich größer als die für ungenutzte Moorböden modellierten Werte ($-0,18 \pm 0,16$ m). Die im Vergleich zu den Messdaten aus dem Moorbodenmonitoring höheren Wasserstände verdeutlichen die Bedeutung dieser Daten für eine repräsentative Abbildung der realen Verhältnisse in insbesondere ackerbaulich genutzten Moorböden. Diese Modellverbesserungen sind weiterhin Grundlage für die szenarien-abhängige Modellierung der Emissions-Prognosedaten bis 2055 im Rahmen der Projektionsberichte (Harthan et al., 2024). Alle Modernisierungen des Modellansatzes wurden dabei so gestaltet, dass die zukünftige Integration neuer Daten und Methoden nahtlos möglich ist. Dazu gehören beispielsweise neue Merkmale und Aktualisierungen der Kulisse organischer Böden, Wasserstände und Geländehöhenänderungen aus dem Monitoring-Messnetz und darüber hinaus, Vorhersagevariablen aus Geodaten und Fernerkundung, vegetationsabhängige Response-Funktionen sowie neue Methoden des „*Machine-learning*“. Auf diese Weise wurden die technischen Grundlagen geschaffen, dass die Emissionsberichtserstattung in Deutschland stets dem aktuellen Stand der Forschung entsprechen kann.

Monitoring ist eine Langfristaufgabe

Die vorgestellten Ergebnisse geben einen Einblick in die Vielseitigkeit der auf den Flächen erhobenen Größen. Bereits jetzt sind die Daten und Modelle für die Berichtspflichten des Bundes insbesondere im Rahmen der Emissionsberichterstattung im LULUCF-Sektor von Bedeutung. Die Ergebnisse haben jedoch auch gezeigt, dass zur Ausschöpfung des vollen Potenzials der auf den Monitoringflächen erhobenen Daten, insbesondere zur Ableitung der CO₂-Emissionen, längere Zeitreihen notwendig sind. Dies betrifft z.B. die regelmäßigen Erhebungen der Vorräte (C_{org}, N_t) im Abstand von ca. 12 Jahren, sowie die kontinuierliche oder zumindest jährliche Erfassung der Geländehöhen zur robusten Ableitung von Trends. Damit aus den langfristen Messungen der Geländehöhen und den Wiederholungsinventuren für die Politik wichtige Handlungsempfehlungen abgeleitet sowie die für die Regionalisierung im Rahmen der Emissionsberichterstattung notwendigen Eingangsdaten bereitgestellt werden können, müssen über den gesamten Zeitraum die wesentlichen Steuergrößen (z.B. Grundwasserflurabstand, Flächenmanagement, etc.) kontinuierlich erfasst werden. Ohne diese zugrundeliegenden Informationen können Änderungen in den Vorräten oder den Geländehöhen nicht erklärt, modelliert und für die zukünftige wissenschaftsbasierte Ausgestaltung einer klimaschonenden Moorbewirtschaftung verwendet werden.

6.2 Leistungen des Netzwerks

Erstes bundesweit einheitliches Messnetz für Moorböden

Mit dem Moorbodenmonitoring wurde das erste systematische und nach einheitlichen Kriterien aufgebaute Netzwerk zu Moorböden in Deutschland geschaffen. Es ermöglicht langfristig die Bewertung der Klimawirksamkeit von Moorböden in Abhängigkeit von Moorgenese, Landnutzung, Hydrologie sowie weiterer äußerer Faktoren (z.B. Witterung), indem gleichzeitig die Zielgrößen und die wesentlichen Steuergrößen erfasst werden.

Entwicklung und Dokumentation moorspezifischer Methoden

Bestehende Methoden für die Datenerhebung in den Bereichen Boden, Vegetation, Geländehöhenänderungen (Seidel et al., 2023; Seidel et al., eingereicht) und der Hydrologie wurden umfänglich recherchiert. Waren für ausgewählte Fragestellungen oder Arbeitsschritte keine Methoden vorhanden oder nicht vollständig für Moorböden anzuwenden, wurden diese (weiter-)entwickelt oder angepasst (z.B. kontinuierliche Höhenmessung, Trocknung (Dettmann et al., 2021) und Homogenisierung der Torfproben im Labor, Auswahl geeigneter Bohrgeräte (Dettmann et al., 2022), Messung der Schrumpfung im Labor (Seidel et al., 2023)), um die notwendigen Daten in ausreichender Qualität erheben zu können. Alle Methoden sind in einem Methodenhandbuch dokumentiert (Frank et al., 2022). Alle Arbeiten wurden am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz durchgeführt, so dass eine Konstanz der Arbeitsabläufe und der Qualitätssicherung gewährleistet werden konnte. Standardisierte Messverfahren und Methoden sind zwingend erforderlich, um institutions- und projektübergreifend vergleichbare Messergebnisse zu erhalten. Das erstellte Methodenhandbuch liefert hierfür eine wichtige Grundlage.

Verbesserung der Aktivitätsdaten und Modelle für die Emissionsberichterstattung für Moorböden

Die Kulisse der organischen Böden und die darauf aufbauende aktualisierte Regionalisierung der Grundwasserflurabstände stellt einen bedeutenden Schritt für die Verbesserung der Aktivitätsdaten dar. Die auf den Monitoringflächen erhobenen Wasserstände verbessern die Repräsentativität der Datengrundlage für die Regionalisierung der Grundwasserflurabstände in Moorböden, da Wasserstände ansonsten vor allem an nassen Standorten erhoben werden. Für die Submission 2025 konnte schon eine Steigerung der Repräsentativität von Landnutzungen (z.B. Acker) und Bodenkategorien (z.B. Tiefumbruchböden; Kapitel 5.3) erreicht werden. Durch die fortlaufende Erhebung von Wasserständen, insbesondere in den bisher unterrepräsentierten Straten, wird das Moorbodenmonitoring langfristig diese Lücken schließen.

Vernetzung als Stärke

Der Fokus des Moorbodenmonitorings liegt auf der Bewertung der Klimawirksamkeit organischer Böden, so dass die Ergebnisse selbstverständlich nicht sämtliche moorkundliche Fragestellungen beantworten können (z.B. zu faunistischer oder mikrobiologischer Diversität, Bodenbelastungen, etc.). Auch fehlt methodenbedingt eine Einbindung in die Landschaftsebenen. Durch zukünftige Verpflichtungen auf nationaler und europäischer Ebene wird die Erfassung weiterer Kennwerte notwendig werden, die auf den Monitoringflächen erhoben werden können (siehe Kapitel 7.2.1). Auch für tiefergehende, spezielle wissenschaftliche Fragestellungen bieten die Monitoringflächen eine exzellente Grundlage, da sie (nahezu) die gesamte Bandbreite der Moorböden in Deutschland abdecken und einheitlich charakterisiert sind. Um hier größtmögliche Synergien zu schaffen, sind zukünftig schrittweise Erweiterungen denkbar, wobei die Umsetzung immer von der freiwilligen Teilnahme der Flächeneigentümer*innen, Bewirtschafter*innen sowie Pächter*innen abhängt, da dies das oberste Gebot des Monitoring-Netzwerks ist. Derzeit bestehen enge Kooperationen und Synergien mit dem PaludiNetz und ICOS sowie der Bodendauerbeobachtung der Bundesländer. Insbesondere die Kombination unserer Ergebnisse mit

THG-Flussmessungen kann neue Wege zum Methodenabgleich, Prozessverständnis und der Modellentwicklung eröffnen.

Schaffung von Grundlagen für Fernerkundungsanwendungen

Der Aufbau und die Ausgestaltung der Monitoringflächen im Monitoring-Netzwerk wurden so gewählt, das die auf den Flächen erhobenen Größen als Ground-Truth-Datensatz für zukünftige Fernerkundungsanwendungen genutzt werden können. Der Vorteil liegt in der deutschlandweiten Abdeckung des Messnetzes sowie der einheitlichen Verwendung von Methoden zur Datenerhebung.

7 Ausblick

7.1 Erweiterung des Netzwerks und Testphase für die Operationalisierung (MoMoK II)

Die Aufbauphase endete im Mai 2025. Seit Juni 2025 wird das Moorbodenmonitoring (Titel: Moorbodenmonitoring für den Klimaschutz im Offenland (MoMoKII) - Erweiterung des Netzwerks und Testphase für die Operationalisierung eines deutschlandweiten Monitorings; 2224MT019X) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger mit Mitteln des BMLEH über das Förderprogramm „Nachhaltige Erneuerbare Ressourcen“ gefördert. Die Laufzeit beträgt 19 Monate und endet im Dezember 2026.

Im Rahmen der aktuellen Förderung werden die methodischen und inhaltlichen Arbeiten fortgeführt. Im Vordergrund stehen hier insbesondere die:

- Erweiterung des Monitoring-Netzwerks,
- Vorbereitung der Operationalisierung durch Durchführung und Optimierung der jährlichen Untersuchungen,
- Aktualisierung der Kulisse organischer Böden von Wittnebel et al. (2023) sowie
- Aktualisierung des „*Machine-learning*“ Modells zur bundesweiten Modellierung von Moorwasserständen.

Die Erweiterung des Monitoring-Netzwerkes verfolgt dabei zwei wesentliche Ziele. Erstens soll die Repräsentativität des Netzwerkes und zweitens die Synergieeffekte mit weiteren Forschungs- und Förderprogrammen verbessert werden. Die weiteren Bedarfe der Messnetzerweiterung zur Verbesserung der Repräsentativität sind Tabelle 7 zu entnehmen. Der Fokus liegt hierbei vor allem auf Flächen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern sowie auf Moorböden, die als Acker oder Paludikultur genutzt werden. Synergien werden insbesondere durch die weitere Integration von Flächen mit THG-Messungen erzielt. Dies umfasst Flächen mit THG-Minderungsmaßnahmen, z.B. nasse Nutzung (Paludikulturen), Photovoltaik auf nassen Moorstandorten, aktive Steuerung von Wasserständen mit variierenden Nutzungsintensitäten und klassische Vernässungsmaßnahmen sowie mögliche Referenzstandorte. Dabei wird insbesondere die Integration von Flächen der über BMLEH/FNR geförderten Modell- und Demonstrationsversuche zum Moorbodenschutz sowie der über BMUKN/ZUG geförderten Moorpiloten in enger Zusammenarbeit mit der PaludiZentrale angestrebt. Der Fokus liegt dabei auf Flächen mit direkten Messungen von THG-Emissionen. Bis Ende 2026 wird eine Messnetzgröße von 130 Monitoringflächen angestrebt.

Zur Operationalisierung gehört die Optimierung der jährlichen Ausfahrten. Dabei geht es nicht nur um die kontinuierliche Optimierung der auf den Monitoringflächen durchzuführenden Arbeiten, sondern auch um die Optimierung der Routen für eine zeit- und kosteneffiziente Wiederbeprobung der derzeit 118 Monitoringflächen in 45 Clustern.

Moorböden sind in ihrer Verbreitung zeitlich sehr dynamisch. Ebenfalls ändern sich fortlaufend Anforderungen an die bestehenden Karten und Kulissen, die eine Verbreitung organischer Böden beinhalten. Die erstellte Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al., 2023) wird seit der Submission 2024 für die Emissionsberichterstattung verwendet und findet darüber hinaus u.a. Anwendung in der Politikberatung auf nationaler Ebene. Seit

Veröffentlichung der Kulisse im Juni 2023 waren die Bundesländer nach der GAP-Konditionalitäten-Verordnung (GAPKodV, 2022) verpflichtet, Gebietskulissen für Moorböden nach der bestverfügbaren Datengrundlage auszuweisen (GLÖZ 2-Kulissen, GLÖZ = guter landwirtschaftlicher und ökologischer Zustand, GLÖZ 2: Mindestschutz von Feuchtgebieten und Mooren). Für diese Kulissen sind in der GAPKodV und im GAP-Konditionalitäten-Gesetz (GAPKondG, 2021) rechtsverbindliche Bewirtschaftungsvorgaben definiert, die insbesondere für die Anlage und Förderung von Paludikulturen relevant sind. Die GLÖZ 2-Kulissen beziehen sich nur auf landwirtschaftlich genutzte Flächen, haben Bagatellregelungen für geringe Flächenanteile innerhalb eines Schläges und beruhen teilweise auf anderen Datengrundlagen als die Kulisse organischer Böden. Daher ist ein Abgleich notwendig, so dass im Rahmen von MoMoK II die entsprechenden Kulissen akquiriert und analysiert werden. Vor dem Hintergrund des GAPKondG und der GAPKodV hat z.B. das moorreichste Bundesland Niedersachsen 2024 eine aktualisierte Kulisse organischer Böden veröffentlicht. Unter Nutzung der Methoden von Wittnebel et al. (2023) ist angestrebt, die Kulisse organischer Böden bis Ende 2026 erneut zu aktualisieren.

Ein zentrales Element zur Abschätzung von THG-Emissionen aus Moorböden sind die zugrundeliegenden deutschlandweiten Grundwasserflurabstände. Eine fortlaufende Aktualisierung der Kulisse organischer Böden bedingt immer eine Anpassung des Wasserstandmodells, damit allen Flächen Wasserstandsinformationen zugeordnet und THG-Emissionen berechnet werden können. Grundlage der Berechnung mit „*Machine-learning*“-Ansätzen (z.B. Bechtold et al., 2014) ist das Vorhandensein der erforderlichen Eingangsdaten.

7.2 Anforderungen an ein zukunftsfähiges Moorbodenmonitoring in Deutschland

7.2.1 Das Moorbodenmonitoring als Werkzeug für Berichtspflichten im Klimaschutz und verwandten Politikfeldern

Die Notwendigkeit für und die Bedarfe an ein Moorbodenmonitorings im Offenland werden durch bestehende nationale bzw. internationale Abkommen, Verordnungen und Gesetze sowie nationale Strategien festgelegt (Abbildung 88). Ein (nahezu) vollständiges Mapping des Rechtsrahmens in Deutschlands zu den Bereichen Boden, Naturschutz, Landwirtschaft, Klima oder Raumordnung, für die Ergebnisse aus dem Moorbodenmonitoring relevant sein können, ist in Lemke & Hirschelmann (2024) zu finden.

Zentral ist hierbei die **Emissionenberichterstattung im Sektor LULUCF**, die sich u.a. aus den von Deutschland ratifizierten Abkommen zum Klimaschutz sowie der daraus auf europäischer und nationaler Ebene erlassenen Verordnungen (EU, 2023; EU-Verordnung 2023/839) und Gesetzen (KSG, 2019) ergibt. Mit Inkrafttreten der LULUCF-Verordnung (EU, 2023; EU-Verordnung 2023/839) steigen die Anforderungen an die zu nutzenden Methodiken stetig, so dass ab 2030 Tier-3 Methoden im Einklang mit dem IPCC (2013) anzuwenden sind. Ebenfalls muss ein erweitertes Monitoringsystem für Landeinheiten mit hohen C_{org} -Vorräten (z.B. Moorböden) oder einer hohen Biodiversität (EU, 2023; Annex V) aufgebaut werden. Eine weitere Notwendigkeit besteht in der interoperablen Ausgestaltung der Emissionsinventare, so dass anzunehmen ist, dass diese auch im Kontext der Evaluierung der Wiederherstellungsverordnung (EC, 2024) zur Anwendung kommen werden.

Neben den Berichtspflichten wurden in den letzten Jahren vermehrt Strategien entwickelt (Abbildung 88), um den Herausforderungen im Klima-, Arten-, Moor-, Wasser- und Bodenschutzes gerecht zu werden und Wege für eine Verbesserung der Lebensgrundlagen aufzuzeigen. Erfolge im Bereich Moorvernässung werden grundsätzlich nur „sichtbar“, wenn diese in der Emissionsberichterstattung abbildbar sind, d.h. Informationen zu Umsetzungsmaßnahmen erfasst und verfügbar gemacht werden. Wesentliche Gemeinsamkeit ist, dass in vielen Strategien sowie bestehenden Vereinbarungen die Notwendigkeit des Aufbaus eines Monitorings benannt wird. Die Angaben zum Monitoring reichen dabei von präzisen Indikatoren die auf Moorböden zu erheben sind, z.B. in der Deutschen Anpassungsstrategie (DAS) an den Klimawandel (BMUKN, 2024), bis hin zu einer allgemeinen Adressierung der Notwendigkeit unter Verwendung einheitlicher und standardisierter Methoden. Zentral sind hier die Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz (Bund und Länder, 2021) und

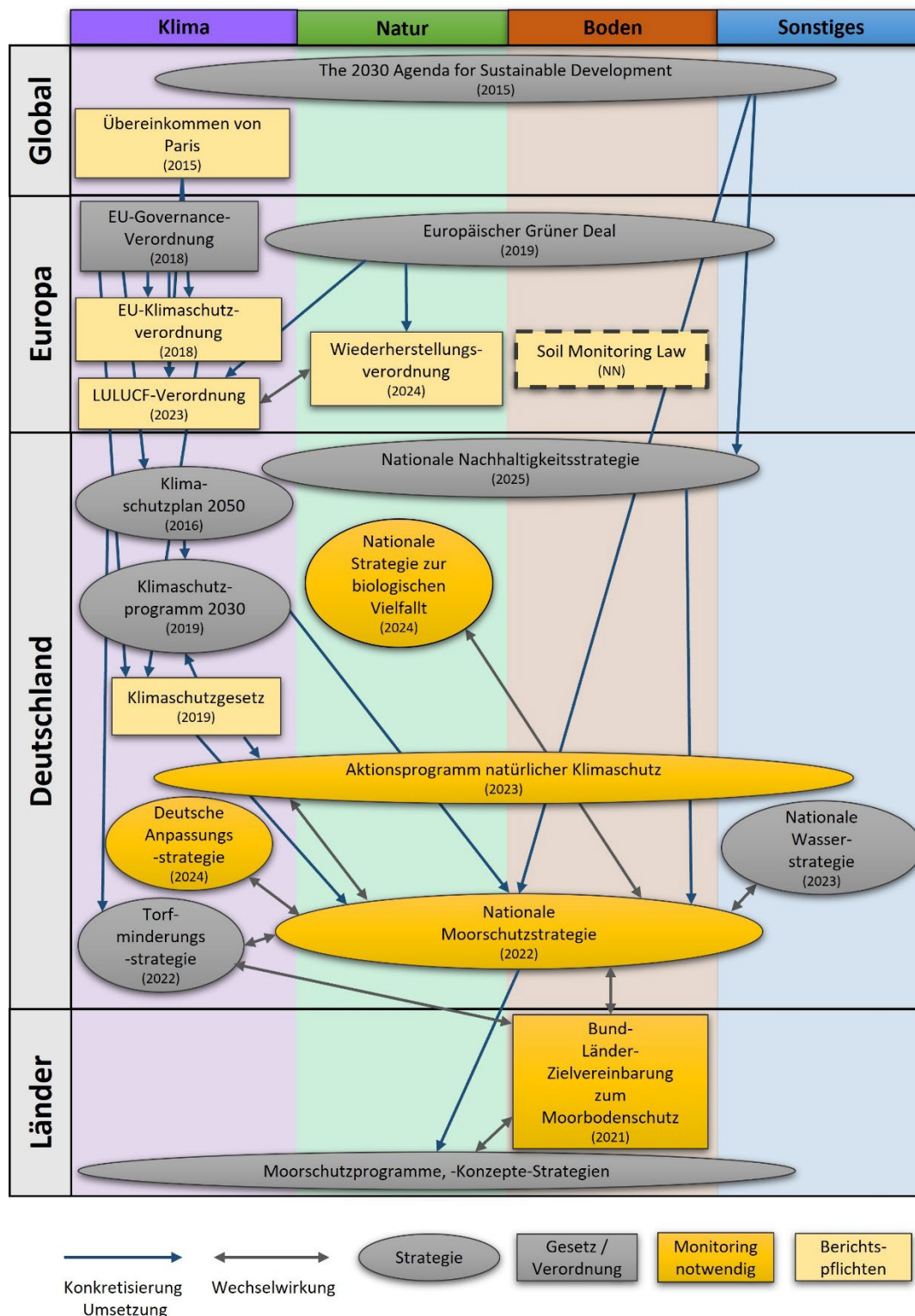
die Nationale Moorschutzstrategie (BMUV, 2022), die zum Erreichen der LULUCF-Ziele beitragen sollen. Wesentliches Instrument zur Erreichung der Ziele ist das **Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz (ANK)**, welches u.a. das Handlungsfeld „Datenerhebung, Monitoring, Modellierung und Berichterstattung“ umfasst (BMUV, 2023).

Die Bedeutung und Notwendigkeit des Moorbodenmonitorings wird auch durch den Wissenschaftlichen Beirat für Natürlichen Klimaschutz (WBNK, 2025) in einer Stellungnahme zur Weiterentwicklung des ANK mehrfach betont, z.B. „Das Moorbodenmonitoring MoMoK ist die Basis für die Berichterstattung und sollte dauerhaft finanziell gesichert werden“ (S. 32). Dabei wurden die Fortschritte in der dynamischen Regionalisierung der Wasserstände in Moorböden hervorgehoben, die im Rahmen der Aufbauphase erzielt wurden, sowie die Einbeziehung wiedervernässter Flächen und die Entwicklung regionsspezifischer Modellansätze unter Einbeziehung entsprechender Institutionen vorgeschlagen. Eine solche kontinuierliche Weiterentwicklung der Modellansätze halten wir ebenfalls für sinnvoll, jedoch erfordert dies entsprechende Ressourcen. Auch der Wissenschaftliche Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen des BMLEH empfiehlt in einer Stellungnahme („Biodiversität bei klimaschonender Moorbewirtschaftung mitdenken!“, Schleip et al., 2024) die Verstetigung („Um die langfristigen Entwicklungen sinnvoll erfassen und bewerten zu können, ist eine Verstetigung des Monitorings unverzichtbar.“ (S. 11)) und Erweiterung des Moorbodenmonitorings um Biodiversitätsindikatoren.

Darüber hinaus können auch auf europäischer Ebene zukünftig weitere Monitoringaktivitäten durch das Inkrafttreten der oben genannten Wiederherstellungsverordnung (EC, 2024) sowie des Soil Monitoring Law notwendig werden, wobei letzteres zwar politisch im Trilog-Verfahren geeint, aber bislang nur vom Europäischen Rat beschlossen wurde. Die Entscheidung des Europäischen Parlaments steht noch aus. Während in der Wiederherstellungsverordnung (Artikel 11) explizit die Vernässung von landwirtschaftlich genutzten Moorböden adressiert ist, sind im Rahmen des Soil Monitoring Law Moorböden über ein stratifiziert-randomisiertes Sampling über die zu berücksichtigenden sechs IPCC-Landnutzungskategorien (Waldfläche, Ackerfläche, Grünland, Feuchtgebiete, Siedlungen, sonstige Flächen) zu adressieren, für welche jeweils ein Set von Bodenkennwerten für 13 Deskriptoren zu erheben und zu bewerten sind. Die Flächen des Moorbodenmonitorings können in das Monitoring für das Soil Monitoring Law eingehen. Erforderlich ist dafür eine Ausweitung des Messprogramms.

Die in der Aufbauphase im Gelände erhobenen Ziel- und Steuergrößen sowie die Weiterentwicklung der Regionalisierungsansätze wurden vor dem Hintergrund der steigenden Anforderungen entwickelt. Das Moorbodenmonitoring am Thünen-Institut bietet ein repräsentatives Monitoring-Netzwerk, welches für zukünftige Anforderungen erweiterbar ist. Somit können deutschlandweit wichtige Steuergrößen (insbesondere der Grundwasserflurabstand in den Moorböden) sowie die THG-Emissionen aus Moorböden in der notwendigen Güte berichtet werden. Allerdings fehlt noch eine räumlich explizite Kenntnis über alle umgesetzten THG-Minderungsmaßnahmen in Deutschland, damit die Anstrengungen des Bundes und der Länder zum Moorbodenschutz adäquat in der Emissionsberichterstattung abgebildet und die Berichtspflichten erfüllt werden. Optionen zur Umsetzung dieser Aufgabe werden in Kapitel 7.2.2.2 angerissen.

Abbildung 88: Übersicht über bestehende Berichtspflichten sowie die durch verschiedene Politikfelder adressierte Notwendigkeit eines Monitorings von Moorböden auf internationaler und nationaler Ebene (keine Vollständigkeit der Beziehungen sowie der aufgeführten Verordnungen, Gesetze und Strategien).



Quelle: Thünen-Institut

7.2.2 Methodische Weiterentwicklungen

7.2.2.1 Das Monitoring-Netzwerk

Repräsentativität des Netzwerks

Im Rahmen von MoMoK II (Kapitel 7.1) wird die Repräsentativität des Netzwerks verbessert. Jedoch wird eine Anpassung über 2026 hinaus notwendig sein, da auch bis Ende 2026 die Zielgröße von 150 Monitoringflächen nicht erreicht sein wird. Darüber hinaus zeigen gegenwärtige Entwicklungen (z.B. Moor-PV), dass zu Beginn der Messnetzplanung noch nicht etablierte THG-Minderungsoptionen mit der Zeit an Relevanz gewinnen können. Um gegenwärtig noch nicht berücksichtigte THG-Minderungsoptionen zukünftig ebenfalls bewerten zu können, ist eine permanente Anpassung des Messnetzes zu erwarten.

Methodenentwicklung zur Flächenvermessung auf naturnahen und wiedervernässten Flächen

Auf naturnahen und wiedervernässten Monitoringflächen besteht das Potential, dass die jährlichen Flächenvermessungen die Oberfläche temporär leicht komprimieren und dadurch einen Bias in den Höhenmessungen verursachen. Daher wird eine Erweiterung der Messmethodik zur Flächenvermessung angestrebt (z.B. mit Drohnen). Bis diese etabliert ist, wird auf diesen Flächen auf die jährliche Vermessung verzichtet und lediglich die Datenlogger (z.B. Grundwasserflurabstand, Seilzugsensor) ausgelesen. Die Oberflächendynamik wird weiterhin mit Seilzugsensor oder Doppelpegel punktuell und zeitlich hochaufgelöst erfasst.

Verbesserung der Methoden zur Erfassung von Torfwachstum

Der Seilzugsensor hat sich auf entwässerten und landwirtschaftlich genutzten Flächen als geeignetes Messgerät zur kontinuierlichen Höhenmessung bewährt. Auf naturnahen und vernässten Flächen wird jedoch die installierte Rasenschutzmatte beispielsweise durch Torfmoose durchwachsen, so dass der damit verbundene Anstieg der Geländehöhe nicht erfasst werden kann (siehe Kapitel 4.3.3.3 und Abbildung 34). Auch der Einsatz von „Brushed Wires“ (Daten nicht gezeigt) hat sich als ungeeignet erwiesen, so dass die Methodik zur Erfassung des Torfwachstums weiterentwickelt werden muss. Dies betrifft nicht nur Torfmoose, sondern auch die Erfassung von Verdrängungstorf, etwa durch Schilfrhizome, auf vernässten, naturnahen oder als Anbau-Paludikultur genutzten Niedermoorböden. Diese Forschungsfragen werden auch im Rahmen des Projektes WETSCAPES 2.0 (Sonderforschungsbereich Transregio 410 der Deutschen Forschungsgemeinschaft) in Teilprojekten adressiert, so dass die dort gewonnenen methodischen Erkenntnisse auch im Moorbodenmonitoring berücksichtigt werden können.

Methodenwahl zur Ableitung von CO₂-Emissionen

Die Methodik zur Ableitung der CO₂-Emissionen aus C_{org}-Vorratsänderung über Wiederholungsinventuren oder über Geländehöhenänderungen muss an die Standortverhältnisse angepasst sein. Wiederholungsinventuren sind für ca. 70% der gegenwärtig eingerichteten Monitoringflächen geeignet. Auf Flächen mit erwartbar sehr geringen C_{org}-Vorratsänderungen über die Zeit ist diese Methode ungeeignet. Wenn sich neu gebildeter Torf vom „alten“ degradierten Torf unterscheiden lässt und der Zeitpunkt der Vernässung bekannt ist (siehe z.B. Kapitel 4.5.6 oder Mrotzek et al., 2020), kann eine Beprobung zur Abschätzung von Sequestrierungsraten genutzt werden. Auch ist insbesondere an feuchten bis nassen Standorten eine Abschätzung über Proxies (Wasserstände, Vegetation) oder Modelle möglich. Geländehöhen müssen über einen langen Zeitraum gemessen werden um Trends zu detektieren und aus diesen CO₂-Emissionen abzuleiten. Aus den gegenwärtig aufgenommen Daten können noch keine Prognosen über eine mögliche Dauer erstellt werden.

7.2.2.2 Modellierung und Regionalisierung

Prozesstrennung

Eine große Herausforderung bei der Ableitung von Trends aus Geländehöhenänderungen besteht in der hohen zeitlichen Dynamik. Physikalisch basierte Modelle, die die Dynamik der einzelnen Prozesse in Abhängigkeit von den treibenden Faktoren vorhersagen, sind notwendig, um kurzfristige Schwankungen herauszurechnen und auf diese Weise langfristige, mikrobiell bedingte Bodensenkungen zu quantifizieren und von temporären hydrologischen oder klimatischen Effekten zu unterscheiden. Schrumpfungsversuche (siehe Kapitel 4.3.6.1) bilden den ersten Schritt. Auf deren Grundlage abgeleitete Modelle müssen auf Feldbedingungen übertragen und um weitere physikalische Prozesse (v.a. Konsolidierung und Sackung) erweitert werden, um gemessene Geländehöhenänderungen mit dem Modell reproduzieren zu können. Unter der Voraussetzung, dass die gemessenen Geländehöhenänderungen mit geringen Unsicherheiten reproduziert werden können, kann das Modell unterstützen, Senkungsraten aus den Zeitreihen abzuleiten. Dadurch ist zu erwarten, dass die erforderliche Länge der Zeitreihen zur Identifizierung langfristiger Trends reduziert wird. Auf Basis der ermittelten Senkungsraten lassen sich anschließend die entsprechenden Treibhausgasemissionen berechnen, die auf Flächen mit Treibhausgasmessungen validiert werden müssen.

Erfassung von Maßnahmen/Maßnahmendatenbanken

Bei der Erfassung von Vernässungsmaßnahmen besteht die Herausforderung, dass technische Verfahren, Vernässungsziele, Projektträger und Finanzierungsmechanismen extrem heterogen sind. Um Förderprogramme und dabei insbesondere das ANK sowie ELER-Maßnahmen wie die „Moorschonende Stauhaltung“, adäquat in der Emissionsberichterstattung abbilden zu können, ist es unerlässlich, dass Maßnahmen nach einem einheitlichen Schema erfasst werden und dass ein Monitoring der Flächenentwicklung stattfindet, das mindestens georeferenzierte Daten zu den Flächen und zum Flächenzustand (Vegetationsaufnahmen und/oder Wasserstände) umfasst und dass diese Daten für das Moorbodenmonitoring bzw. die Emissionsberichterstattung verfügbar sind. Es sind folgende Ansätze denkbar, die jedoch Daten- und Finanzierungsbedarf mit sich bringen:

- **Nutzung von Daten des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS)** zur Identifizierung von Flächen mit Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM)-Förderung: Dies betrifft vor allem Programme zur „Moorschonenden Stauhaltung“ o.ä., die in Brandenburg etabliert sind und in Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen in dieser Förderperiode erstmals angeboten werden. Methoden zur Modellierung der Maßnahmenwirkung (Stauhöhen vs. Flächenwasserstände) aus hydrologischen und bodenkundlichen Daten müssen dazu weiterentwickelt werden, können aber nur in der Emissionsberichterstattung genutzt werden, wenn die Maßnahmenflächen und -inhalte wie z.B. Stauhöhen (als georeferenzierte Daten) bekannt sind. Die in der Einrichtungsphase erhobenen Daten zu Flächen mit Grabenanstau und Grabenverschluss sind hierzu eine zentrale Datengrundlage, da im Rahmen der AUKM kaum Daten zu emissionsrelevanten Flächenwasserständen erfasst werden.
- **Standardisierung der Datenerhebungen** bei Projekten zum Moorbodenschutz und Abfragen bei Projektträgern: Dies sollte für neue Förderprogramme unerlässlich sein, wird allerdings beispielsweise bei Wiedervernässung in Kombination mit Freiflächen-PV nach EEG (2023) nicht umgesetzt. Auch eine mögliche zukünftige Standardisierung löst nicht das Problem mangelnder Daten zu bereits umgesetzten Projekten. Eine Abfrage bei Projektträgern ist aufgrund fragmentiert vorliegender, extrem heterogener und häufig schlecht gepflegter Datensätze sehr aufwändig, wie im Rahmen des Projekts „Organische Böden in der Emissionsberichterstattung“ festgestellt werden musste (Belting & Freibauer 2013). Dennoch ist ein gewisses Maß an Datenabfragen unumgänglich, um beispielsweise Validierungsdaten für Fernerkundungsansätze zu akquirieren.
- **Nutzung von Biotoptypen- und FFH-LRT-Kartierungen:** Für nicht landwirtschaftlich genutzte Standorte ist die Vegetation ein guter (wenn auch nicht perfekter) Indikator für Grundwasserflurabstände und Treibhausgas-

emissionen (z.B. Couwenberg et al., 2011, Guth et al., eingereicht). Derzeit wird am Thünen-Institut daran gearbeitet, Biotoptypen-Daten der Bundesländer für die Emissionsberichterstattung nutzbar zu machen (Guth et al., eingereicht). Herausforderungen bestehen hier in heterogenen Daten, unklaren Zeitpunkten der Aufnahmen und großen Zeitabständen zwischen den Aufnahmen.

- **Nutzung (optischer) Fernerkundungsdaten** zur Vegetationserkennung in Kombination mit vegetationsbasierten Proxies: Vielversprechend erscheinen dabei Sentinel-2-Produkte, die zur Klassifikation von Vegetationstypen auf organischen Böden in Irland bereits landesweit genutzt werden (Bhatnagar et al. 2020). „Machine-learning“-Algorithmen bieten hier vielfältige Möglichkeiten, Klassifikationsansätze zur verbessern. Allerdings lassen sich zum einen in anders strukturierten Landschaften (wie beispielsweise Irland; Bhatnagar et al. 2020) erfolgreich angewendete Ansätze nicht ohne weiteres auf deutsche Verhältnisse übertragen, zum anderen benötigt jeder Klassifikationsalgorithmus qualitativ hochwertige Validierungsdaten. Fernerkundungsdaten können daneben auch zur Verbesserung der Modellierung der Grundwasserflurabstände bzw. zur Ermittlung der THG-Emissionen genutzt werden. An dieser Thematik wird am Projekt EO4Nature (<https://eo4nature.org/>) gearbeitet.

Aktualisierung der Kulisse organischer Böden als Daueraufgabe

Die Verbreitung von Moorböden unterliegt einer hohen zeitlichen Variabilität. Ebenfalls ändern sich mit der Zeit Anforderungen an Kulissen und Karten hinsichtlich Flächeninformationen - z.B. durch neu eingeführte Moorbodentypen nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA6 (Ad-hoc-AG Boden, 2024), sowie der Moormächtigkeit - und der räumlichen Verbreitung. Daher ist mit einer wiederkehrenden Aktualisierung der Flächendatensätze zu Moorböden durch die staatlich geologischen Dienste der Bundesländer zu rechnen. Um die notwendige Interoperabilität zu gewährleisten, immer den aktuellsten Flächendatensatz der jeweiligen Bundesländer zu verwenden und die für die Regionalisierung der Grundwasserflurabstände sowie der THG-Emissionen notwendigen Kennwerte deutschlandweit zur Verfügung zu stellen, ist eine anhaltende Aktualisierung der Kulisse organischer Böden notwendig.

Methodische Weiterentwicklung - Regionalisierung THG-Emissionen

In der Regionalisierung von THG-Emissionen werden zurzeit die prozess-orientierten Response-Funktionen aus Tiemeyer et. al (2020) verwendet, da sie den aktuellsten, nationalen Datenstand enthalten. Hierbei sind die Funktionen für CH₄ bereits landnutzungs-spezifisch und genügen damit dem Tier-3 Ansatz der IPCC Guidelines. Auf Grund der Komplexität der Zusammenhänge ist bei der aktuellen Datenbasis dieses Vorgehen für CO₂ noch nicht möglich. Es ist anzustreben, die seit 2020 auflaufenden Messdaten aus der Forschung in den laufenden Prozess mit einzubeziehen und die Response-Funktionen zu aktualisieren, um der Tier-3 Notwendigkeit bis 2030 nachkommen zu können. Es ist anzustreben, hierfür Kapazitäten aufzubauen.

Die in Kapitel 5.2.1 und 5.2.2 dargestellte Parametrisierung der Kulisse mit organischen Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffvorräten ermöglicht in Kombination mit der Grundwasserflurabstandsmodellierung einen neuen Ansatz der Emissionsabschätzung über die Menge des belüfteten Vorrats an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff. Um mögliche Verbesserungen der Prognosefähigkeiten der Regionalisierung hieraus nutzen zu können, müssen Methoden entwickelt und berichterstattungskonform in die Regionalisierung integriert werden.

Im Forschungsprojekt RoVer – Roadmap zur Vernässung organischer Böden in Deutschland (<https://www.thuenen.de/de/institutsuebergreifende-projekte/roadmap-zur-vernaessung-organischer-boeden-in-deutschland>) – wird derzeit ein Transformationsmodell entwickelt, welches die Landnutzungsänderung von konventioneller, drainage-basierter Landnutzung hin zu nassen Nutzungsformen und Restaurierung auf Moorböden bis 2050 simuliert. Es kombiniert neuste naturwissenschaftliche, räumlich-rechtliche und ökonomische Daten zu einem szenarienfähigen Ansatz, der unter verschiedenen politischen Rahmenbedingungen die Landnutzungstransformation räumlich explizit ausrollt und die Vermeidungskosten

ermittelt. Das Modell wird mit dem Ziel entwickelt, langfristig die bisherigen Berechnungen der nationalen Projektionsdaten zu ersetzen.

8 Datensätze und Veröffentlichungen

Nachfolgend sind die bisher veröffentlichten Datensätze und Publikationen aufgeführt:

- Datensätze:
 - Moorbodendaten ([Repository OpenAgrar](#); Dettmann et al., 2025)
 - Geodatenatz der aktualisierten Kulisse organischer Böden ([Repository OpenAgrar](#), Wittnebel et al., 2023)
 - Weltweite Zusammenstellung von Daten zu Geländehöhenänderungen ([Repository OpenAgrar](#); Seidel 2025)
- Referierte Publikationen:
 - Einfluß der Trocknungstemperatur zur Probenvorbereitung auf die Analyse von C_{org} - und N_t -Gehalten Moorböden (Dettmann et al., 2021)
 - Vergleich von Probenahmegeräten zur volumengetreuen Beprobung von Moorböden bis zum mineralischen Untergrund (Dettmann et al., 2022)
 - Review und Meta-Analyse zur Schrumpfung von Moorböden (Seidel et al., 2023)
 - Review und Meta-Analyse zu Geländehöhenänderungen in Mooren (Seidel et al., eingereicht)
- Nicht referierte Publikationen:
 - Erläuterung zur Erstellung der Kulisse organischer Böden (Wittnebel et al., 2023)
 - Methodenhandbuch für die Gelände- und Laborarbeiten (Frank et al., 2022)
 - Methodische Anforderungen zur Ermittlung der Bodenkohlenstoffvorräte von Tiefumbruchböden (Tiemeyer & Frank, 2024)

9 Danksagung

Ohne die freiwillige Teilnahme der Landwirt*innen, Flächenbesitzer*innen und Flächenbewirtschafter*innen wäre der Aufbau des Monitoring-Netzwerks nicht möglich gewesen. Wir bedanken uns für die vertrauensvolle Zusammenarbeit über die gesamte Zeit und hoffen, diese zukünftig weiterhin partnerschaftliche gestalten zu können. Ebenfalls möchten wir uns bei allen Institutionen, Behörden, Verbänden, Hochschulen, Forschungseinrichtungen und Universitäten, Ministerien, Ingenieurbüros und Privatpersonen für die Unterstützung bei der Suche von Monitoringflächen bedanken.

Wir danken allen Mitarbeiter*innen, studentische Hilfskräften und Praktikant*innen im Rahmen von MoMoK, die nicht zu den Autor*innen des Berichtes zählen, aber ohne deren Einsatz im Gelände, am Schreibtisch oder im Labor der Bericht nicht möglich gewesen wäre: Ulff Baumann, Adina Gelies, Chotima Poolsawat, Anke Feuerriegel, Manuela Rutsch, Dagmar Wenderoth, Anna Friedrich, Ariane Meinke, Ulrike Manthey, Dörte Prüfert, Steffanie Schirren, Wibke Lundius, Frank Hegewald, Dirk Lempio, Thomas Viohl, Dominik Düvel, Sebastian Hadlich, Emilie Deibele, Stephan Vosen, Lena Lüttjohann, David Stotz, Maria Schmitt, Ruben von Zeppelin, Maja Flörke-Staats, Luca Hermenau, Lena Kaiser und Annika Traub und allen weiteren Kolleg*innen der AG Moorforschung am Thünen-Institut für Agrarklimaschutz. Ebenfalls möchten wir uns bei der Zentralabteilung des Thünen-Instituts für die administrative Unterstützung sowie den Kolleg*innen vom Team MoMoK-Wald für den fachlichen Austausch bedanken.

Wir bedanken uns herzlich bei den Mitgliedern des wissenschaftlichen Beirats, die mit ihrer hohen fachlichen Kompetenz und ihrer kritischen Diskussion wesentlich zur Verbesserung unserer Ansätze und einer europäischen Vernetzung beigetragen haben: Prof. Matthias Drösler, Dr. Gilles Erkens, Prof. Chris Evans, Dr. Heinrich Höper, Prof. Kristiina Lång, Dr. PD Jens Leifeld, Prof. Vera Luthardt und Dr. PD Franziska Tanneberger. Wir hoffen auf eine langfristige, weiterhin erfolgreiche Zusammenarbeit!

Das Thünen-Institut für Agrarklimaschutz bedankt sich darüber hinaus beim BMLEH für die Ermöglichung und aktive Unterstützung des Moorbodenmonitorings.

10 Literatur

- AD-HOC-AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- AD-HOC-AG BODEN (2024): Bodenkundliche Kartieranleitung, 6. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- AKUMU CE, MACLAUGHLIN JW (2013): Regional variation in peatland carbon stock assessments, northern Ontario, Canada. *Geoderma* (209-210), 161-167, <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.06.021>
- ANGERMAIER, L. (1951): Bodenschwund und Sackung im Donaumoos. In: Mitteilungen für Moor- und Torfwirtschaft (1): 58-64.
- BECHTOLD M, TIEMEYER B, LAGGNER A, LEPELT T, FRAHM E, BELTING S (2014): Large-scale regionalization of water table depth in peatlands optimized for greenhouse gas emission upscaling. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* (18): 3319-3339 <https://doi.org/10.5194/HESS-18-3319-2014>
- BELTING S, FREIBAUER, A (2013): Datenbank Wiedervernässungsprojekte, Fachtagung „Klimarelevanz von Mooren und Anmooren“, 23.-24.09.2013, Freising, Germany.
- BELTING S, FÖRSTER C, NAVRATIL P, BALLHORN U, DRÖSLER M. (2016): Monitoring - Vegetation. In: TIEMEYER B, BECHTOLD M, BELTING S, FREIBAUER A, FÖRSTER C, SCHUBERT E, DETTMANN U, FUCHS D, FRANK S, GELBRECHT J, JEUTHER B, LAGGNER A, ROSINSKI E, LEIBER-SAUHEITL K, SACHTELEBEN J, ZAK D, DRÖSLER M: Moorschutz in Deutschland - Optimierung des Moormanagements in Hinblick auf den Schutz der Biodiversität und der Ökosystemleistungen, Instrumente und Indikatoren zur Bewertung von Biodiversität und Ökosystemleistungen von Mooren, BfN-Skripten 462: 134-142, Bonn, https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn058448.pdf
- BEYER C, HÖPER H. (2015): Greenhouse gas emissions from rewetted bog peat extraction sites and a Sphagnum cultivation site in Northwest Germany. *Biogeosciences* (12): 2101-2117, <https://doi.org/10.5194/bg-12-2101-2015>
- BHATNAGAR S, GILL L, REGAN S, NAUGHTON O, JOHNSTON P, WALDREN S, GHOSH, B. (2020): Mapping vegetation communities inside wetlands using SENTINEL-2 imagery in Ireland. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* (88), <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102083>
- BIGNAMI C, TOLOMEI C, BECCARO L, SALVI S, LOPEZ SALDANA G, AL SARROUH Y, BECHTOLD M, TENSEY K, ANKATHI H, PAGE S, WORRAL F, PIAYDA A (2025): EO data for peatland monitoring: challenges and opportunities from multi-temporal SAR interferometry, poster at the ESA Living Planet Symposium 2025, Wien, <https://lps25.esa.int/lps25-presentations/Poster/EO%20data%20for%20peatland%20monitoring%20challenges%20and%20opportunities%20from%20multi-temporal%20SAR%20interferometry.pdf>
- BLANKENBURG, J (2015): Die landwirtschaftliche Nutzung von Mooren in Nordwestdeutschland. *TELMA*, Beiheft 5: 39-58 <https://doi.org/10.23689/fidgeo-2095>
- BLANKENBURG, J.; HENNINGS, H. H.; SCHMIDT, W (2001): Bodenphysikalische Eigenschaften und Wiedervernässung. In: KRATZ, R. (Hg.): Ökosystemmanagement für Niedermoore. Strategien und Verfahren zur Renaturierung; 79 Tabellen. Stuttgart (Hohenheim): Ulmer: 81-91.
- BOCKERMANN C, EICKENSCHIEDT T, DRÖSLER M (2024): Adaptation of fen peatlands to climate change: rewetting and management shift can reduce greenhouse gas emissions and offset climate warming effects. *Biogeochemistry* (167): 563-588. <https://doi.org/10.1007/s10533-023-01113-z>
- BOCKERMANN C, EICKENSCHIEDT T, DRÖSLER M (2025): Greenhouse Gas Mitigation Potential of Temperate Fen Paludicultures. *Global Change Biology* (31): e70385. <https://doi.org/10.1111/gcb.70385>
- BOELTER, D. H. (1968): Important physical properties of peat materials. In: Proceedings. Third International Peat Congress. Quebec, Canada, 18.-23.08.1968. Department of Energy, Mines and Resources and National Research Council of Canada: 150-154.
- BREIMAN, L. 2001. Random Forests. *Machine Learning* 45(1): 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- BRUX H, BLANKENBURG J, FRÄMBS H, GIANI L, GIESECKE O, HEINZE S, HERBST M, JENSEN S, MATUSCHEK D, MOSSAKOWSKI, NACHTIGAL S, SCHIKORA HB (2023): Entwicklung der Hochmoorregeneration auf industriell abgebauten Schwarztorfflächen im Verlauf von 35 Jahren. *Natur und Landschaft* (98): 114-122. <https://doi.org/10.19217/NuL2023-03-03>

- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE [BGR] (2018): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:250.000 V5.5. Verknüpft mit der Sachdatenbank der BÜK200 Version 0.7 (Juni 2021). Online unter: <https://www.bgr.bund.de/buek200>
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT [BMUB] [Hrsg.] (2014): Aktionsprogramm Klimaschutz 2020. Kabinettsbeschluss vom 3. Dezember 2014.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, BAU UND REAKTORSICHERHEIT [BMUB] [Hrsg.] (2016): Klimaschutzplan 2050. Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT [BMUKN] (2024): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel 2024. Vorsorge gemeinsam gestalten. https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaanpassung/das_2024_strategie_bf.pdf
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, KLIMASCHUTZ, NATURSCHUTZ UND NUKLEARE SICHERHEIT [BMUKN] (2025): Weiterentwicklung des Aktionsprogramms Natürlicher Klimaschutz - Vorschlag des BMUKN. Stand: 25.09.2025
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, NUKLEARE SICHERHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ [BMUV] (2022): Nationale Moorschutzstrategie. <https://www.bmuv.de/download/nationale-moorschutzstrategie>
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, NUKLEARE SICHERHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ [BMUV] (2023): Aktionsprogramm Natürlicher Klimaschutz. Kabinettsbeschluss vom 29. März 2023. https://www.bundesumweltministerium.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/ank_publication_bf.pdf
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, NUKLEARE SICHERHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ [BMUV] (2024a): Förderrichtlinie „Information, Aktivierung, Steuerung und Unterstützung von Maßnahmen zur Wiedervernässung von Moorböden“ (Förderrichtlinie InAWi) https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Foerderprogramme/ank_frl_moor_inawi_bf.pdf
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ, NUKLEARE SICHERHEIT UND VERBRAUCHERSCHUTZ [BMUV] (2024b): Förderrichtlinie für die Wiedervernässung und Renaturierung naturschutzbedeutsamer Moore (Förderrichtlinie 1.000 Moore) https://www.bmuv.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Foerderprogramme/ank_frl_1000_moore_bf.pdf
- BUND UND LÄNDER (2021): Bund-Länder-Zielvereinbarung zum Klimaschutz durch Moorbodenschutz. <https://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Landwirtschaft/Klimaschutz/moorbodenschutz-blzv.html>
- BUNDESREGIERUNG (2019): Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung zur Umsetzung des Klimaschutzplans 2050, Berlin.
- BUNDES-KLIMASCHUTZGESETZ [KSG, 2019] vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), das zuletzt durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. Juli 2024 (BGBl. 2024 I Nr. 235) geändert worden ist.
- BURGHARDT W (1977): Untersuchungen zur Lagerungsdichte von Sandmischkulturen. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (25): 715-726.
- BURGHARDT W, ILNICKI P (1978): Sackung in wiederholt entwässerten Hochmooren des nordwestdeutschen Flachlandes. 4. Bericht: Veränderung des Bodenwasserhaushaltes und der Porenraumgliederung durch die Moorsackung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung (19): 146-157.
- CHMIELESKI, J. (2006) Zwischen Niedermoor und Boden: Pedogenetische Untersuchungen und Klassifikation von mitteleuropäischen Mudden (PhD thesis), Humboldt-Universität, Berlin.
- CLYMO, RS (1984): The limits to peat bog growth. In: Phil. Trans. R. Soc. Lond. B 303 (1117): 605-654, <https://doi.org/10.1098/rstb.1984.0002>
- CONSTANTIN GL, GEHRT E, ZEITZ J (2022): Das WIKIMooS-Feldbuch zur Horizontansprache in Moorböden (1. Auflage). Humboldt-Universität zu Berlin (Hrsg.), Berlin, 174 S., <https://doi.org/10.18452/27142>
- COUWENBERG J, THIELE A, TANNEBERGER F ET AL. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. Hydrobiologia (674): 67-89.
- DAUN C, HUTH V, GAUDIG G, GÜNTHER A, 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 (877). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162943>
- DETTMANN U, TIEMEYER B, HELLER S, MINKE M, PIAYDA A, WITTNEBEL M, KUWERT M, SCHEMSCHAT B, SÄURICH A, HEIDKAMP A, FRANK S (eingereicht): Properties of European peat and other organic soils: Part I - Physical and chemical characteristics, Geoderma.

- DETTMANN U, BECHTOLD M, VIOHL T, PIAYDA A, SOKOLOWSKY L, TIEMEYER B (2019): Evaporation experiments for the determination of hydraulic properties of peat and other organic soils: An evaluation of methods based on a large dataset. *Journal of Hydrology* (575): 933-944. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.05.088>
- DETTMANN U, KRAFT NN, RECH R, HEIDKAMP A, TIEMEYER B (2021): Analysis of peat soil organic carbon, total nitrogen, soil water content and basal respiration: Is there a 'best' drying temperature? *Geoderma* (403). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115231>
- DETTMANN U, FRANK F, WITTNEBEL M, PIAYDA A, TIEMEYER B (2022): How to take volume-based peat samples down to mineral soil? *Geoderma* (427): 116-132. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116132>
- DETTMANN U, TIEMEYER B, HELLER S, MINKE M, PIAYDA A, WITTNEBEL M, KUWERT M, SCHEMSCHAT B, SÄURICH A, HEIDKAMP A, FRANK S (2025): Dataset on the physical and chemical properties of European peat and other organic soils. https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00108444
- DEVEREL SJ, INGRUM T, LEIGHTON D (2016): Present-day oxidative subsidence of organic soils and mitigation in the Sacramento-San Joaquin Delta, California, USA. *Hydrogeology journal* (24): 569-586. <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1391-1>
- DIETRICH O, BLANKENBURG J, DANNOWSKI R, HENNINGS HH (2001): Vernässungsstrategien für verschiedene Standortverhältnisse. In: KRATZ R, PFADENHAUER J [Hrsg.]: Ökosystemmanagement von Niedermooren. Strategien und Verfahren zur Renaturierung: 53-73, Stuttgart (Hohenheim).
- DRACHENFELS O. von (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, Heft A/4, Hannover, 336 S.
- DIN 19684-3:2000-08: Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau - Chemische Laboruntersuchungen - Teil 3: Bestimmung des Glühverlusts und des Glührückstands.
- EC (2013): Decision No 529/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 21 May 2013 on accounting rules on greenhouse gas emissions and removals resulting from activities relating to land use, land-use change and forestry and on information concerning actions relating to those activities.
- EC (2018): Regulation (EU) 2018/841 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 on the inclusion of greenhouse gas emissions and removals from land use, land use change and forestry in the 2030 climate and energy framework, and amending Regulation (EU) No 525/2013 and Decision No 529/2013/EU.
- EC (2023): Verordnung (EU) 2023/839 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 19. April 2023 zur Änderung der Verordnung (EU) 2018/841 hinsichtlich des Geltungsbereichs, der Vereinfachung der Berichterstattungs- und Compliance-Vorschriften und der Festlegung der Zielvorgaben der Mitgliedstaaten für 2030 sowie zur Änderung der Verordnung (EU) 2018/1999 hinsichtlich der Verbesserung der Überwachung, der Berichterstattung, der Verfolgung der Fortschritte und der Überprüfung
- EC (2024): Verordnung (EU) 2024/1991 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 24. Juni 2024 über die Wiederherstellung der Natur und zur Änderung der Verordnung (EU) 2022/869 vom 24. Juni 2024 (ABl. L, 2024/1991 vom 29. Juli 2024)
- EGGELSMANN, R. (1972): Dränbemessung im Moor nach Tiefe, Abstand und Art. Advance online publication. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-3229>
- EGGELSMANN, R. (1986): Subsidence of peatland caused by drainage, evaporation, and oxidation. In: JOHNSON AI, CARBOGNIN L, UBERTINI L [Hrsg.]: International Symposium on Land Subsidence. Symposium conducted at the meeting of International Association of Hydrological Sciences, Venice. <https://iahs.info/uploads/dms/6294.497-505-151-Eggelsmann.pdf>
- EGGELSMANN, R. (1990a): Moorerschließung - Bauten im Moor. In: GÖTTLICH K [Hrsg.]: Moor- und Torfkunde (3. Aufl.): 349-357. E. Schweizerbart.
- EGGELSMANN, R. (1990b): Wasserregelung im Moor. In: GÖTTLICH K [Hrsg.]: Moor- und Torfkunde (3. Aufl.): 321-349. E. Schweizerbart.
- ELLERT BH, JANZEN HH, VAN DEN BYGAART AJ, BREMER E (2006): Measuring Change in Soil Organic Carbon Storage. In: CARTER MR, GREGORICH EG [Hrsg.]: Soil Sampling and Methods of Analysis. Second Edition. S. 1264, Boca Raton, FL, USA.

- EVANS CD, CALLAGHAN N, JAYA A, GRINHAM A, SJÖGERSTEN S, PAGE SE, HARRISON ME, KUSIN K, KHO LK, LEDGER M, EVERS S, MITCHELL WILLIAMSON J, RADBOURNE AD, JOVANI-SANCHO AJ (2021a): A novel low-cost, high-resolution camera system for measuring peat subsidence and water table dynamics. *Frontiers in Environmental Science* (9):630752, <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.630752>
- EVANS CD, PEACOCK M, BAIRD AJ ET AL. (2021b): Overriding water table control on managed peatland greenhouse gas emissions. *Nature* (593): 548-552. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03523-1>
- FELL H, ROßKOPF N, ZEITZ J (2012): Aktivitätsdaten organische Böden. Humboldt-Universität zu Berlin, Fachgebiet Bodenkunde und Standortlehre.
- FINCK P, HEINZE S, RATHS U, RIECKEN U, SSYMANK A (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands, dritte fortgeschriebene Fassung 2017, Naturschutz und Biologische Vielfalt 156, Bonn-Bad Godesberg, 637 S.
- FRANK S, DETTMANN U, HEIDKAMP A, PIAYDA A, OEHMKE W, TIEMEYER B (2022): Methodenhandbuch zu den Gelände- und Laborarbeiten für den Aufbau des deutschlandweiten Moorbodenmonitorings für den Klimaschutz (MoMoK) - Teil 1: Offenland, Version 1.0. Thünen Working Paper 199. Thünen-Institut für Agrarklimaschutz, Braunschweig, 111 S. <https://doi.org/10.3220/WP1661764883000>
- FRITZ C, CAMPBELL DI, SCHIPPER LA (2008): Oscillating peat surface levels in a restiad peatland, New Zealand-magnitude and spatiotemporal variability. *Hydrological Processes*, 22(17): 3264-3274. <https://doi.org/10.1002/hyp.6912>
- GAPKONDG (2021) Gesetz zur Durchführung der im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik geltenden Konditionalität (GAP-Konditionalitäten-Gesetz). <https://www.gesetze-im-internet.de/gapkondg/GAPKondG.pdf>.
- GAPKONDDV (2022) Verordnung zur Durchführung der im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik geltenden Konditionalität (GAP-Konditionalitäten-Verordnung). <https://www.gesetze-im-internet.de/gapkondv/BJNR224400022.html>
- GARVE E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen 5. Fassung, Stand 1. 3. 2004, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 1/2004, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim, 76 S.
- GLASER PH, CHANTON JP, MORIN P, ROSENBERY DO, SIEGEL DI, RUUD O, CHASAR LI, REEVE AS (2004): Surface deformations as indicators of deep ebullition fluxes in a large northern peatland. *Global Biogeochemical Cycles*, 18(1), <https://doi.org/10.1029/2003GB002069>
- GÖTTLICH K, KUNTZE H (1990). Moorkultivierung für Land- und Forstwirtschaft. In: GÖTTLICH K [HRSG.]: Moor- und Torfkunde (3. Aufl.): 385-410. E. Schweizerbart.
- GRAF M, HÖPER H, HAUCK-BRAMSIEPE, K (2022): Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen. *Geobericht* 45, Hannover, 117 S. https://dx.doi.org/10.48476/geober_45_2022
- GUTH L, PIAYDA A, JURASINSKI G, DRÖSLER M, KLATT J, PANITZ L, WELPELO C, TIEMEYER B: Vegetation and water level-dependent emission factors for moist to wet bog peatlands in Germany, submitted to *Ecological Indicators*
- HARTHAN RO, FÖRSTER H, BORKOWSKI K, BRAUNGARDT S. ET AL. (2024): Technischer Anhang der Treibhausgas-Projektionen 2024 für Deutschland (Projektionsbericht 2024) im Auftrag des Umweltbundesamtes, https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/projektionen_technischer_anhang_0.pdf
- HEISKANEN J, BRÜMMER C, BUCHMANN N, CALFAPIETRA C, CHEN H, GIELEN B, GKRTZALIS T, HAMMER S, HARTMAN S, HERBST M, JANSSENS IA, JORDAN A, JUUROLA E, KARSTENS U, KASURINEN V, KRUIJT B, LANKREIJER H, LEVIN I, LINDERSON M-L, LOUSTAU D, ET AL (2022): The Integrated Carbon Observation System in Europe. *BAMS* 103(3): 855-872, <https://dx.doi.org/10.1175/BAMS-D-19-0364.1>
- HELLER S, TIEMEYER B, OEHMKE W, GATERSLEBEN P, DETTMANN U (2025): Wetter, but not wet enough - Limited greenhouse gas mitigation effects of subsurface irrigation and blocked ditches in an intensively cultivated grassland on fen peat. *Agric Forest Meteorol* (362):110367, <https://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.110367>
- HOGG EH, WEIN RW (1988): Seasonal change in gas content and buoyancy of floating Typha mats. *Journal of Ecology*, 76(4): 1055. <https://doi.org/10.2307/2260633>
- HOLDEN J (2005): Peatland hydrology and carbon release: why small-scale process matters. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 363(1837): 2891-2913.
- HOWIE SA, HEBDA, RJ (2018): Bog surface oscillation (mire breathing): A useful measure in raised bog restoration. *Hydrological Processes*, 32(11): 1518-1530. <https://doi.org/10.1002/hyp.11622>

- HÖPER H, WEDUWEN M, KRÜGER K, HERRMANN FN, MEYER K (2025): Vorläufige Bewertung von Sandmischkultur (Trepasol aus Moor) und Deckkultur auf kohlenstoffreichen Böden im Hinblick auf den Boden- und Klimaschutz. GeoBericht 55, Hannover, https://doi.org/10.48476/geober_55_2025
- ILNICKI, P (1977): Sackung in wiederholt entwässerten Hochmooren des nordwestdeutschen Flachlandes: 3. Bericht: Vorausberechnung der Moorsackung. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung (18): 153-165.
- ILNICKI P, EGGELSMANN R (1977): Sackung in wiederholt entwässerten Hochmooren des nordwestdeutschen Flachlandes: 1. Bericht: Höhenverluste im wiederholt entwässerten Kehdinger Hochmoor. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung (18): 23-34.
- ILNICKI P, ZEITZ J (2003): Irreversible loss of organic soil functions after reclamation. In: PARENT LE, ILNICKI P [HRSg.], Organic soils and peat materials for sustainable agriculture: 26-43. CRC Press.
- IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE) (2014): 2013 Supplement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Wetlands, HIRAISHI T, KRUG T, TANABE K, SRIVASTAVA N, BAASANSUREN J, FUKUDA M, TROXLER TG (Eds.), IPCC, Switzerland. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/wetlands>
- JACOBS A, FLESSA H, DON A ET AL. (2018): Landwirtschaftliche genutzte Böden in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Braunschweig: Johann-Heinrich von Thünen-Institut, 316 S., Thünen Report 64. <https://doi.org/10.3220/REP1542818391000>
- JUNGHANS V, MÖLLER D, ZEITZ J. (2013): Moorbodenveränderungen von Versumpfungsmooren - untersucht für die Lewitz in Mecklenburg-Vorpommern. TELMA (43): 107-122. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-2869>
- KALINSKI K, SIEBER AC, HÖPER H (2021): Effects of water management on peatland water table and peatland subsidence. TELMA (51): 13-40. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-5336>
- KECHAVARZI C, DAWSON Q, LEEDS-HARRISON, PB (2010): Physical properties of low-lying agricultural peat soils in England. Geoderma 154 (3-4): 196-202.
- KENNEDY GW, PRICE JS (2004): Simulating soil water dynamics in a cutover bog. Water Resources Research, 40(12). <https://doi.org/10.1029/2004WR003099>
- KENNEDY GW, PRICE JS (2005): A conceptual model of volume-change controls on the hydrology of cutover peats. Journal of Hydrology, 302(1-4): 13-27. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.024>
- KLINGENFUß C, ROßKOPF N, WALTER J, HELLER C, ZEITZ J (2014): Soil organic matter to soil organic carbon ratios of peatland soil substrates. Geoderma (235-236), <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.07.010>
- KOCH J, ELSGAARD L, GREVE MH, GYLDENKÆRNE S, HERMANSEN C, LEVIN G, WU S, STISEN S (2023): Water-table-driven greenhouse gas emission estimates guide peatland restoration at national scale. Biogeosciences (20): 2387-2403. <https://doi.org/10.5194/bg-20-2387-2023>
- KRAEMER O (1957): Untersuchungen in einigen bayerischen Mooren als Beitrag zum Problem der Moorsackung. Mitteilungen für Moor- und Torfwirtschaft (4): 1-28.
- KUNTZE H (1987): Prozesse der Bodenentwicklung auf Sandmischkulturen. TELMA (17): 41-49, <https://doi.org/10.23689/fidgeo-5915>
- LEIBER-SAUHEITL K, FUß R, VOIGT C, FREIBAUER A (2014): High CO₂ fluxes from grassland on histic Gleysol along soil carbon and drainage gradients. Biogeosciences (11), <https://doi.org/10.5194/bg-11-749-2014>
- LEMKE N, HIRSCHELMANN S (2024): Rechtliche Rahmenbedingungen für die Wiedervernässung und Nutzung von Mooren - Ein Mapping von Handlungsfeldern und Hebeln. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 01/2024 (Selbstverlag, ISSN 2627-910X), 10 S.
- LEVANON D, LEVIN I (1986): Preservation of peat soil by cultivation of perennial herbage crops. In: JOHNSON AI, CARBOGNINI L, UBERTINI L [HRSg.], International Symposium on Land Subsidence. Symposium conducted at the meeting of International Association of Hydrological Sciences, Venice. <https://iahs.info/uploads/dms/6296.529-535-151-Levanon.pdf>
- LIANG Z, HERMANSEN C, WEBER ET AL. (2024): Underestimation of carbon dioxide emissions from organic-rich agricultural soils. Commun Earth Environ (5): 286. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01459-8>
- LONDO G (1976): The decimal scale for relevés of permanent quadrats, Vegetatio 33(1): 61-64, <https://doi.org/10.1007/BF00055300>

- LUTHARDT V, ZEITZ J. [HRSG.] (2014): Moore in Brandenburg und Berlin. 384 S. Natur+Text, Rangsdorf.
- MCCARTER CPR, REZANEZHAD F, QUINTON WL, GHAREDAGHLOO B, LENNARTZ B, PRICE J, CONNON R, VAN CAPPELLEN P (2020): Pore-scale controls on hydrological and geochemical processes in peat: Implications on interacting processes. *Earth-Science Reviews* (207): 103227. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103227>
- METZING D, GARVE E, MATZKE-HAJEK G, ADLER J, BLEEKER W, BREUNIG T, CASPARI S, DUNKEL FG, FRITSCH R, GOTTSCHLICH G, GREGOR T, HAND R, HAUCK M, KORSCH H, MEIEROTT L, MEYER N, RENKER C, ROMAHN K, SCHULZ D, TÄUBER T, UHLEMANN I, WELK E, WEYER K, VAN DE WÖRZ, A, ZAHLHEIMER W, ZEHEM A, ZIMMERMANN F (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Farn- und Blütenpflanzen (Tracheophyta) Deutschlands. - IN: METZING D, HOFBAUER N, LUDWIG G., MATZKE-HAJEK G (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. - Münster (Landwirtschaftsverlag). *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 70 (7): 13-358.
- MINKE M, TIEMEYER B, TANNEBERGER F (2025): PaludiZentrale - Coordination and networking of large projects to jointly answer key questions to paludiculture and develop recommendations for action. EGU General Assembly 2025, Wien, EGU25-13716.
- MOORE TR, DALVA M (1997): Methane and carbon dioxide exchange potentials of peat soils in aerobic and anaerobic laboratory incubations. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(8): 1157-1164.
- MROTZEK A, MICHAELIS D, GÜNTHER A, WRAGE-MÖNNIG N, COUWENBERG J (2020): Mass Balances of a Drained and a Rewetted Peatland: on Former Losses and Recent Gains, *Soil Systems* 4(1): 16. <https://doi.org/10.3390/soilsystems4010016>
- NAUCKE W (1990): Chemie von Moor und Torf. In: GÖTTLICH K [HRSG.]: Moor- und Torfkunde (3. Aufl.), 237-261. E. Schweizerbart.
- NORDT A, ABEL S, HIRSCHELMANN S, LECHTAPE C, NEUBERT J (2022): Leitfaden für die Umsetzung von Paludikultur. Greifswald Moor Centrum-Schriftenreihe 05/2022, 144 S, ISSN 2627-910X
- OESTMANN J, PIAYDA A, DÜVEL D, TIEMEYER B (2024): Short-term carbon cycling at a Sphagnum farming site under drought stress. *Soil Biol Biochem* (191):109346, <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2024.109346>
- OFFERMANN L, TIEMEYER B, DETTMANN U, RÜFFER J, DÜVEL D, VOGEL I, BRÜMMER C (2023): High greenhouse gas emissions after grassland renewal on bog peat soil. *Agric Forest Meteorol* (331):109309. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109309>
- OP DE BEECK M, GIELEN B, MERBOLD L, AYRES E, SERRANO-ORTIZ P, ACOSTA M, PAVELKA M, MONTAGNANI L, NILSSON M, KLEMEDTSSON L, VINCKE C, DE LIGNE A, MOUREAUX C, MARAÑON-JIMENEZ S, SAUNDERS M, MEREU S, HÖRTNAGL L (2018): Soil-meteorological measurements at ICOS monitoring stations in terrestrial ecosystems. *International Agrophysics* (32):619-631. <https://doi.org/10.1515/intag-2017-0041>
- ORGIAZZI A, BALLABIO, C, PANAGOS P, JONES A, FERNÁNDEZ-UGALDE O (2018): LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: a review. *Eur J Soil Sci* (69): 140-153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>
- PARISH F, SIRIN A, CHARMAN D, JOOSTEN H, MINAYEVA T, SILVIUS M, STRINGER, L [Hrsg.] (2008): Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate Change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen.
- PÄRN J, THAYAMKOTTU S, ÖPIK M ET AL. (2025): Soil moisture and microbiome explain greenhouse gas exchange in global peatlands. *Sci Rep* (15):10153. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-92891-z>
- PRICE JS, HEATHWAITE AL, BAIRD AJ (2003): Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: An overview of management approaches. *Wetlands Ecology and Management*, 11(1/2), 65-83. <https://doi.org/10.1023/A:1022046409485>
- PRICE JS, SCHLOTZHAUER SM (1999): Importance of shrinkage and compression in determining water storage changes in peat: the case of a mined peatland. *Hydrological Processes*, 13(16): 2591-2601. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199911\)13:16<2591::AID-HYP933>3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199911)13:16<2591::AID-HYP933>3.0.CO;2-E)
- PRÖSL KH, DITTMANN T, DEMARTIN G, MÄCK U (2016): Wiedervernässung des Leipheimer Moores. *TELMA* (46): 39-60. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-2945>
- RICHARD KH (1990): Torfgewinnung und Torfverwertung. In: GÖTTLICH K [HRSG.]: Moor- und Torfkunde (3. Aufl.): 411-453. E. Schweizerbart.

- ROBKOPF N, FELL H, ZEITZ J (2015): Organic soils in Germany, their distribution and carbon stocks. *Catena* (133): 157-170. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.05.004>
- ROULET, NT, LAFLEUR PM, RICHARD PJH, MOORE TR, HUMPHREYS ER, BUBIER J (2007): Contemporary carbon balance and late Holocene carbon accumulation in a northern peatland. *Global Change Biology*, 13(2): 397-411.
- SCHINDLER U, EULENSTEIN F, MÜLLER L (2020): Bodenhydrologische Langzeitentwicklung einer Tiefpflug-Sanddeckkultur im oberen Rhinluch. *TELMA* (50): 45-60. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-3951>
- SCHLEIP IM, FEINDT PH, BAHRS E, WIDER J, KLEINSCHMIT JRG, WAGNER S, DAUBER J, FINCKH MR, JAENICKE H, KRÄMER F, KREUTER-KIRCHHOF C, THOLEN E, WÄTZOLD F, WEDEKIND H, WEIGEND S, WOLTERS V, STEIN N, ZANDER K [Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft] (2024): Biodiversität bei klimaschonender Moorbewirtschaftung mitdenken!, Stellungnahme, Bonn und Berlin, 14 S.
- SCHOTHORST CJ (1967): Bepaling van de componenten van de zakkings na grondwaterstandsval. *Landbouwkundig Tijdschrift*, 79(11): 402-411.
- SCHOTHORST CJ (1977): Subsidence of low moor peat soils in the western Netherlands. *Geoderma* 17(4): 265-291. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(77\)90089-1](https://doi.org/10.1016/0016-7061(77)90089-1)
- SCHWEIKLE V (1990): Physik des Torfes und der Moorböden. In: GÖTTLICH [Hrsg.]: *Moor- und Torfkunde* (3. Aufl.): 272-287. E. Schweizerbart.
- SCHWIEDER M, WESEMAYER M, FRANTZ D, PFOCH K, ERASMI S, PICKERT J, NENDEL C, HOSTERT P (2022): Mapping grassland mowing events across Germany based on combined Sentinel-2 and Landsat 8 time series. *Remote Sensing of Environment* (269): 112795. <https://doi.org/10.5281/zenodo.16942505>
- SEGEBERG H (1951): Der gegenwärtige Stand des Problems der Moorsackung. *Wasser und Boden* (1-2): 28-33.
- SEGEBERG H (1960): Moorsackungen durch Grundwasserabsenkung und deren Vorausberechnung mit Hilfe empirischer Formeln. *Zeitschrift für Kulturtechnik* (1): 144-161.
- SEIDEL R, DETTMANN U, TIEMEYER B (2023): Reviewing and analyzing shrinkage of peat and other organic soils in relation to selected soil properties. *Vadose Zone Journal* (22): e20264. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20264>
- SEIDEL R (2025): Global peatland surface motion data. <https://doi.org/10.3220/253-2025-3>
(https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00105592)
- SEIDEL R, DETTMANN U, TIEMEYER B (eingereicht): Peatland surface motion: terminology, measurement approaches, models and insights from a global dataset, *Ecohydrology*
- STEGMANN H, ZEITZ J (2012): Bodenbildende Prozesse entwässerter Moore. In: SUCCOW M [HRSG.]: *Landschaftsökologische Moorkunde*. (2. Aufl.): 47-57). Schweizerbart Science Publishers.
- STEPHENS JC, SPEIR WH (1969): Subsidence of organic soils in the U.S.A. *Land subsidence 2: IAHS-AIHS Publication* (89): 523-534.
- STEPHENS JC, STEWART EH (1976): Effect of climate on organic soil subsidence. In *Proceedings of the 2nd International Symposium on Land Subsidence*, Anaheim, California. International Association of Hydrological Sciences, Publication 121.
- STRACK M, KELLNER E, WADDINGTON JM (2006): Effect of entrapped gas on peatland surface level fluctuations. *Hydrological Processes* 20(17): 3611-3622. <https://doi.org/10.1002/hyp.6518>
- SUCCOW M, JESCHKE L (1990): *Moore in der Landschaft*. 2. Auflage, 268 S. Frankfurt/Main.
- SUCCOW M (1988): *Landschaftsökologische Moorkunde*. Stuttgart.
- TEEB DE [NATURKAPITEL DEUTSCHLAND] (2017): Fallbeispiel Ackerbau auf Moorböden und Wiedervernässung. In: TEEB DE [NATURKAPITEL DEUTSCHLAND]: *Neue Handlungsoptionen ergreifen - Eine Synthese*. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Leipzig.
- TIEMEYER B, ALBIAC BORRAZ E, AUGUSTIN J, BECHTOLD M, BEETZ S, BEYER C, DRÖSLER M, EBLI M, EICKENSCHIEDT T, FIEDLER S, FÖRSTER C, FREIBAUER A, GIEBELS M, GLATZEL S, HEINICHEN J, HOFFMANN M, HÖPER H, JURASINSKI G, LEIBER-SAUHEITL K, PEICHEL-BRAK M, ROBKOPF N, SOMMER M, ZEITZ J (2016): High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. *Global Change Biology* (22): 4134-4149. <https://doi.org/10.1111/gcb.13303>

- TIEMEYER B, FREIBAUER A, ALBIAC BORRAZ E, AUGUSTIN J, BECHTOLD M, BEETZ S, BEYER C, EBLI M, EICKENSCHIEDT T, FIEDLER S, FÖRSTER C, GENSIO A, GIEBELS M, GLATZEL S, HEINICHEN J, HOFFMANN M, HÖPER H, JURASINSKI G, LAGGNER A, LEIBER-SAUHEITL K, PEICHEL-BRAK M, DRÖSLER M (2020): A new methodology for organic soils in national greenhouse gas inventories: Data synthesis, derivation and application. *Ecological Indicators* (109). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105838>
- TIEMEYER B, HELLER S, OEHMKE SW, GATERSLEBEN P, BRÄUER M, DETTMANN U (2024): Effects of water management and grassland renewal on the greenhouse gas emissions from intensively used grassland on bog peat. *Agric Forest Meteorol* (345):109858. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109858>
- TIEMEYER B, FRANK S (2024): Methodische Anforderungen an die Ermittlung der Bodenkohlenstoffvorräte von Moor-Trepsolen als Grundlage für die Bewertung ihrer Klimawirksamkeit. *TELMA* (54): 119-136. <https://doi.org/10.23689/fidgeo-9121>
- TREPEL M (2015): Höhenverluste von Moorböden - eine Herausforderung für Wasserwirtschaft und Landnutzung. *TELMA* (45): 41-52.
- UHDEN O (1956): Neue Erkenntnisse über das Sacken und "Atmen" der Hochmoore. *Wasserwirtschaft* (56): 261-265.
- UMWELTBUNDESAMT [UBA] (2020): Submission unter the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol 2020. National Inventory Report for the German Greenhouse Gas Inventory 1990-2018. CLIMATE CHANGE 23/2020. Dessau. ISSN 1862-4359
- UMWELTBUNDESAMT [UBA] (2025): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen 2025. Nationales Inventardokument zum deutschen Treibhausgasinventar 1990 - 2023. Climate Change 39/2025. Dessau https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/39_2025_cc_nid_2025_de_u.pdf
- VAN ASSELEN S, ERKENS G, FRITZ C, HESSEL R, VAN DEN AKKER JJH (2025): Effects of subsurface water infiltration systems on land movement dynamics in Dutch peat meadows, *Hydrology and Earth System Sciences* (29): 1865-1894, <https://doi.org/10.5194/hess-29-1865-2025>
- VON POST, L. (1922): Sveriges Geologiska Undersöknings torvinventering och några av dess hittills vunna resultat. *Sven. Mooskulturföreningens Tidskr*: 1-27.
- WELPELO C, DUBBERT M, TIEMEYER B, VOIGT C, PIAYDA A (2024a): Effects of birch encroachment, water table and vegetation on methane emissions from peatland microforms in a rewetted bog. *Sci Rep* (14):2533. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-52349-0>
- WELPELO C, DUBBERT M, TIEMEYER B, KNOHL A, PIAYDA A (2024b): Birch (*Betula pubescens* Ehrh.) encroachment alters contribution of plant functional groups to ecosystem carbon cycling in a rewetted bog. *Ecol Evol* 14(12):70745. <https://doi.org/10.1002/ece3.70745>
- WILSON D, BLAIN D, COUWENBERG J, EVANS CD, MURDIYARSO D, PAGE S, RENOU-WILSON F, RIELEY J, SIRIN A, STRACK M, TUUTTILA E (2016): Greenhouse gas emission factors associated with rewetting of organic soils. *Mires and Peat* (17). <https://doi.org/10.19189/MaP.2016.OMB.222>
- WITTNEBEL M, TIEMEYER B, DETTMANN U (2021): Peat and other organic soils under agricultural use in Germany: Properties and challenges for classification, *Mires and Peat* (27):19. <https://doi.org/10.19189/MaP.2020.SJ.StA.2093>
- WITTNEBEL M, FRANK S, TIEMEYER B (2023): Aktualisierte Kulisse organischer Böden in Deutschland. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 78 S., Thünen Working Paper 212. <https://doi.org/10.3220/WP1683180852000>
- WÖSTEN JHM, ISMAIL A, VAN WIJK ALM (1997): Peat subsidence and its practical implications: a case study in Malaysia. *Geoderma* 78 (1-2): 25-36. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(97\)00013-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(97)00013-X)
- ZAR JH (1984): Biostatistical Analysis. (2. Aufl.), Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey-USA.

Anhang

Tabelle 24: Übersicht über die im Moorbodenmonitoring etablierten Cluster.

Clustername	Clustername	Clustername
Ahlen-Falkenberger Moor	Friedländer Große Wiese	Peenetal (Ost)
Allgäu	Geesteniederung	Peenetal (West)
Amtsvenn	Gnarrenburger Moor	Rhinluch
Ahlbecker Seegrund	Großes Bruch	Schechenfilz
Bastauniederung	Großes Moor bei Gifhorn	Schwäbisches Donaumoos
Bayerisches Donaumoos	Ipweger Moor	Solling
Bourtanger Moor	Großkarolinenfeld	Spreewald
Cheiner Torfmoor	Kranenburger Bruch	Schwarzwald
Diepholzer Moorniederung	Königsmoor	Schwarze Elster
Drömling	Kooser Wiesen	Schwerin
Dümmer	Lammer Bruch	Teufelsmoor (Hochmoor)
Duvenseer Moor	Lewitz	Teufelsmoor (Niedermoor)
Eider-Treene-Sorge Niederung	Lichtenmoor	Weitenried
Federsee	Oldenburger Graben	Wietzendorf
Fehntjer Tief	Papenburg	Wildes Moor

Quelle: Thünen-Institut

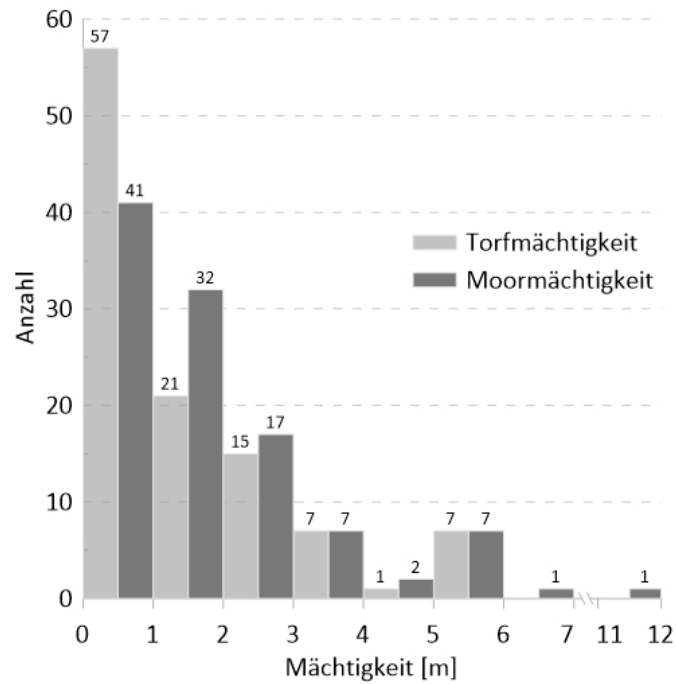
Tabelle 25: Übersicht der Wiederholungen einzelner Boden-Landnutzungstyp-Kombinationen in verschiedenen Clustern.

Boden-kategorie	Landnutzung	Monitoringflächen geplant / eingerichtet	Anzahl Cluster
HH	Acker	2 / 1	1
HH	Grünland	10 / 13	9
HH	Anbau-Paludi- kultur	3 / 2	2
HH	ungenutzt	6 / 11	8
DK_HH	Grünland	2 / 2	2
TR_HH	Acker	2 / 2	2
TR_HH	Grünland	3 / 4	4
NH	Acker	10 / 4	4
NH	Grünland	62 / 45	26
NH	Anbau-Paludi- kultur	9 / 3	3
DK_NH	Acker	4 / 1	1
DK_NH	Grünland	8 / 6	5
TR_NH	Acker	3 / 4	4
TR_NH	Grünland	2 / 0	0
MF	Acker	9 / 6	6
MF	Grünland	15 / 14	12

Bodenkategorie: HH = Hochmoorboden, DK_NH = überdeckter Niedermoorboden, DK_HH = überdeckter Hochmoorboden, TR_NH = Tiefumbruchboden aus Niedermoor, TR_HH = Tiefumbruchboden aus Hochmoor, Moorboden, NH = Niedermoorboden, MF = Moorfolgeboden

Quelle: Thünen-Institut

Abbildung 89: Verteilung der auf den in die Auswertung integrierten Monitoringflächen vorgefundenen Moor- und Torfmächtigkeiten (n = 108).



Quelle: Thünen-Institut

Tabelle 26: Auf den Monitoringflächen vorgefundene Wassermanagementmaßnahmen mit Anzahl der Flächen und Anteil an allen Maßnahmen.

Maßnahme	Anzahl	Anteil [%]
<i>Grabenanstau</i>	17	49
<i>Grabenverschluss</i>	6	17
<i>Polder</i>	5	14
<i>Bewässerung</i>	4	11
<i>Überrieselung</i>	1	3
<i>Unterflurbewässerung</i>	2	6
Gesamt	35	100

Quelle: Thünen-Institut

Tabelle 27: Berücksichtigte Legendeneinheiten der Bodenübersichtskarte 1:250.000 (BÜK, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) bei der Lückenfüllung der aktualisierten Kulisse organischer Böden.

151824; 151826; 151827; 151828; 151831; 151832; 151833; 151834; 151852; 151855; 151856; 151857; 151858; 151859; 151866; 151867; 151888; 151889; 231018; 231021; 231023; 231038; 231039; 231810; 231811; 231812; 231817; 231818; 231821; 231822; 231834; 231835; 231836; 231837; 231844; 231845; 231864; 231865; 231866; 231867; 231868; 231874; 231875; 231876; 231885; 231886; 232628; 232631; 232632; 232633; 232634; 232635; 232636; 232647; 232648; 232649; 232654; 232663; 232664; 233406; 233409; 233410; 233411; 233412; 233451; 233452; 233472; 233473; 233480; 233481; 234206; 234208; 234209; 234210; 234247; 234248; 234264; 234265; 234275; 234276; 310211; 310214; 310216; 310219; 310236; 310237; 310239; 310240; 310241; 311005; 311007; 311010; 311012; 311015; 311016; 311017; 311028; 311044; 311045; 311050; 311051; 311052; 311053; 311804; 311805; 311808; 311809; 311810; 311840; 311863; 311864; 311868; 311869; 312604; 312605; 312606; 312615; 312631; 312632; 312633; 312656; 312657; 312658; 312670; 312671; 312687; 312688; 312689; 312690; 313412; 313451; 313452; 313454; 313455; 313456; 313457; 313494; 313495; 313496; 313497; 314203; 314254; 314255; 314256; 314277; 314278; 314279; 314280; 314292; 314293; 314294; 314295; 315008; 315046; 315047; 315048; 315057; 315069; 315070; 315071; 315072; 390226; 390230; 390231; 391042; 391043; 391053; 391831; 391836; 391837; 391851; 392622; 392631; 392632; 392633; 392643; 392662; 393413; 393414; 393433; 393435; 393436; 393438; 393439; 393440; 393441; 393442; 393470; 393471; 393472; 394201; 394219; 394220; 394221; 394222; 394223; 394234; 394235; 394236; 394237; 394244; 394246; 394247; 394250; 394251; 394252; 394253; 394254; 394255; 394256; 395009; 395026; 395027; 395029; 395030; 395039; 395040; 395041; 395047; 395048; 395050; 395051; 395052; 470213; 470227; 470257; 470258; 470259; 471014; 471042; 471053; 471088; 471810; 471859; 471860; 471867; 472608; 472624; 472655; 472675; 472693; 473410; 473430; 473431; 473457; 474213; 474223; 474224; 474225; 474226; 474227; 474228; 474257; 474258; 474266; 474267; 475008; 475009; 475010; 475025; 475026; 475030; 475066; 475067; 475075; 475076; 550213; 550236; 550290; 551068; 551806; 551843; 551862; 552608; 553459; 553475; 553483; 554217; 554218; 554280; 630266; 630284; 631007; 631021; 631022; 631805; 631809; 633409; 633443; 633481; 633482; 710204; 710256; 711012; 711014; 711805; 713423; 713424; 713425; 713497; 714216; 714217; 714218; 714258; 714259; 714260; 714261; 791011; 791012; 791040; 791057; 791059; 791070; 791808; 791814; 791820; 791826; 791860; 792609; 792610; 792618; 792619; 792624; 792633; 792634; 792645; 792646; 792674; 793411; 793412; 793421; 793422; 793442; 793443; 794215; 794223; 794245; 794246; 794270; 871004; 871033; 871043; 871064; 871065; 871833; 871834; 871835; 871836; 871837; 871838; 871843; 871844; 871845; 871860; 872608; 872609; 872613; 872614; 872677; 873410; 873415; 873416; 874230; 874231; 874232; 874233; 874237; 874268; 874269; 874270

Tabelle 28: Berücksichtigte Legendeneinheiten der Geologischen Übersichtskarte 1:250.000 (GÜK, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) bei der Lückenfüllung der aktualisierten Kulisse organischer Böden.

Anmoor; Niedermoortorf; Hochmoortorf; Niedermoortorf, Hochmoortorf; Moorbildungen; Hochmoortorf, teilweise Übergangsmoortorf; Moorbildungen, Niedermoortorf, Übergangsmoortorf; Moorbildungen, Anmoor; Anmoor bis Niedermoortorf; Niedermoortorf, teilweise Anmoor, teilweise Wiesenmergel, selten Wiesenkalk; Moorbildungen, Übergangsmoortorf, häufig Frostbodenbildungen; Anmoor, Niedermoortorf; Niedermoortorf, teilweise Sapropel; Anmoor, teilweise Kalkmudde; Mudde, Anmoor, teilweise Kalkmudde, teilweise Seekreide; Fluss oder See/Meer-Übergangsbildungen bis Meeresablagerungen, Moorbildungen; Niedermoortorf, teilweise Raseneisenstein; Abschwemmmassen, teilweise Moorbildungen; Niedermoortorf, teilweise Anmoor; Detritusmudde, Tonmudde, Schluffmudde, Kalkmudde, Niedermoortorf; Niedermoortorf, teilweise Detritusmudde, teilweise Tonmudde, teilweise Schluffmudde, teilweise Kalkmudde; Auenablagerungen, Auenlehm, teilweise Talablagerungen (polygenetisch), lokal Anmoor; Auenablagerungen, Auenlehm, lokal Anmoor; Niedermoortorf, teilweise Anmoor; Auenablagerungen, Auenlehm, Talablagerungen (polygenetisch), lokal Anmoor; oben Fluss oder See/Meer-Übergangsbildungen, unten Niedermoortorf; oben Anmoor, unten Terrassenablagerungen; oben Anmoor, unten Geschiebemergel und Geschiebelehm; oben Anmoor, unten Windablagerungen



THÜNEN

Thünen Report 123 — Band 1

Herausgeber/Redaktionsanschrift

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

www.thuenen.de



9

783865

762757