

# NATUR UND LANDSCHAFT

Zeitschrift für Naturschutz und Landschaftspflege

---

96. Jahrgang 2021 Heft

Seiten

DOI:

© 2021 W. Kohlhammer, Stuttgart

Verlag W. Kohlhammer

**Kohlhammer**

# 30 Jahre Vegetationsentwicklung schleswig-holsteinischer Moore – Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen

## Development of mire vegetation in Schleswig-Holstein over 30 years – Studies on permanent observation plots

Silke Lütt

### Zusammenfassung

Auf 22 Dauerbeobachtungsflächen in drei Mooren Schleswig-Holsteins wurde von 1989 bis 2019 im Abstand von 10 Jahren die Vegetation erfasst. In zahlreichen Handtorfstichen konnten die Ausbreitung von Mittlerem Torfmoos (*Sphagnum magellanicum*) und die Entwicklung der Hochmoorbultengesellschaft über eine Zeitspanne von 30 Jahren sowie eine Oligo- und Ombrotrophierung (Verringerung der Nährstoffversorgung und Ernährung aus dem Niederschlagswasser) der Standorte beobachtet werden. Stoppen der Binnenentwässerung, Überstau, Abschieben und Birkenentnahmen haben zur Revitalisierung schützenswerter Lebensräume geführt. Im Fockbeker Moor wurden beim *Erico-Sphagnetum typicum* in den letzten 10 Jahren eine Abnahme der Schlenken (tiefer gelegene Standorte im Mikrorelief von Mooren), eine stärkere Bildung von Bulten (höhere Standorte) und eine Zunahme der Heidekräuter festgestellt. Auf einer nackten Torffläche sind nach 23 Jahren Torfmoose eingewandert. Die Sukzession der überstauten Fläche im Fockbeker Moor begann mit Torfmoosrasen, *Eriophorum*-Arten und Heidekräutern nach 10 Jahren und zeigt heute Bewaldung mit Moor-Birke (*Betula pubescens*). In fast allen Dauerflächen ist eine Zunahme der Phanerogamendeckung und der Artenzahlen festzustellen. Seit 10 Jahren ist eine Ausbreitung von Weißem Schnabelried (*Rhynchospora alba*) und Besenheide (*Calluna vulgaris*) im Wittenseer und Fockbeker Moor und von Moorlilie (*Narthecium ossifragum*) im Owschlager Moor zu verzeichnen. Die Veränderung der Artenzusammensetzung und die Ombrotrophierung werden dargestellt und vor dem Hintergrund durchgeführter Revitalisierungsmaßnahmen, autogener Sukzession, Stickstoffbelastung und Klimawandel interpretiert. Es werden Empfehlungen für künftig stärker zu berücksichtigende Maßnahmen in Hinblick auf den Klimawandel gegeben.

Sukzession – Moor – Stickstoffdeposition – Klimawandel – *Erico-Sphagnetum magellanicum* – *Sphagnum* – Revitalisierungsmaßnahmen

### Abstract

On 22 permanent plots in three mires, vegetation development was investigated at intervals of 10 years over a period of 30 years. Most of the plots in peat cuttings exhibited a spreading of *Sphagnum magellanicum* and a development of *Erico-Sphagnetum magellanicum* within 10 to 30 years, indicating oligo- and ombrotrophication of the sites. Ceasing dehydration, ensuring overflow, stripping toppeat and removing birches are actions that have revitalised rare and protected bog sites. The plots with *Erico-Sphagnetum typicum* in Fockbeker Moor exhibit an increasing microtopography combined with shrub enrichment within the last 10 years. On nude peat areas, recovery of *Sphagnum* species takes 23 years. Succession on large rewetted pools in Fockbeker Moor started with *Sphagnum* layers, *Eriophorum* and ericoid species after 10 years and exhibits stands of *Betula pubescens* today. Nearly all plots indicate an increasing species richness and greater area coverage by vascular plants. Since 10 years, expansion of *Rhynchospora alba* and *Calluna vulgaris* in Wittenseer und Fockbeker Moor and of *Narthecium ossifragum* in Owschlager Moor can be found. The present article interprets changes in species composition and ombrotrophication with regard to revitalisation management, autogenic succession, nitrogen deposition and climate change. It makes recommendations for restoration measures that will need to gain greater priority under climate change.

Succession – Mire – Nitrogen deposition – Climate change – *Erico-Sphagnetum magellanicum* – *Sphagnum* – Restoration measures

Manuskripteinreichung: 28.1.2021, Annahme: 10.9.2021

DOI: 10.19217/NuL2021-12-02

## 1 Einleitung



Aktuell hat die Wiedervernässung von Mooren durch den Klimaschutz eine neue Bedeutung gewonnen. In Schleswig-Holstein werden jedoch schon seit mehr als 60 Jahren Hochmoorreste renaturiert (LLUR 2015). Entscheidendes Etappenziel bei dieser Renaturierung ist die Wiederausbreitung oder Neuansiedlung des Torfbildners *Sphagnum magellanicum* (zu den deutschen Artnamen aller hier im Beitrag genannten Pflanzenarten siehe Tab. B, C, D im Online-Zusatzmaterial II unter [https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/12\\_2021\\_A\\_Luett](https://online.natur-und-landschaft.de/zusatz/12_2021_A_Luett)). Zielvegetation

ist die Hochmoorbultengesellschaft (Bulte = etwas erhöhte Standorte im Mikrorelief von Mooren). Doch ist dieses Ziel bei zunehmenden Stickstoffeinträgen und fortschreitendem Klimawandel noch zu erreichen? Vor diesem Hintergrund kommt Langzeituntersuchungen zur Vegetationsentwicklung eine besondere Bedeutung zu. Sie helfen, Möglichkeiten und Grenzen der Restitution von Hochmoorresten in Zeiten des globalen Wandels zu bewerten und Ziele des Moorschutzes zu überprüfen.

Seit 1881 ist für Schleswig-Holstein ein kontinuierlicher Anstieg der Jahresmitteltemperatur um 1,3 °C (DWD 2017) belegt. Gleichzeitig haben die Niederschläge im gleichen Zeitraum um 18 % auf durchschnittlich 823 mm zugenommen (auch Stark-



Abb. 1: Lage der untersuchten Moore in Schleswig-Holstein.

Fig. 1: Location of the mires investigated in Schleswig-Holstein.

regenereignisse, DWD 2017). Die ganzjährig steigende Temperatur schlägt sich in erhöhten Evapotranspirationsraten (Summe aus Evaporation und Transpiration, d.h. Verdunstung von Wasser von Boden- und Wasseroberflächen sowie aus Pflanzen und Tieren) nieder, die immer weniger durch den für das atlantische Klima Schleswig-Holsteins typischen gemäßigten Sommerregen kompensiert werden. Langfristige Prognosen bestätigen diesen Trend (DWD 2017). Eine Zunahme von Grasartigen und Bäumen als Folge des Klimawandels wurde für die Moore Nordeuropas bereits nachgewiesen (Breeuwer et al. 2009; Heijmans et al. 2013).

Kurzfristig folgenschwerer als der Klimawandel wirkt sich für Hochmoore die Stickstoffbelastung aus, die zu Veränderungen des Artengefüges führt (Twenhöven 1992; Wiedermann et al. 2007; Bobbink et al. 2011). Feld- und Laborexperimente lassen erwarten, dass die Etablierung der Zielart *Sphagnum magellanicum* oder gar die Entwicklung von Hochmoorbultengesellschaften durch Veränderungen des Konkurrenzverhaltens zunehmend schwieriger wird.

Vor 30 Jahren wurden Dauerbeobachtungsflächen angelegt. Erste Ergebnisse dazu wurden nach zehn Jahren publiziert (Lütt 2001). Die hier vorgestellten Ergebnisse fassen die Entwicklung der Vegetation in der Zeitspanne von 1989 bis 2019 anhand prägnanter Fallbeispiele zusammen. Naturschutzfachliches Ziel dabei ist, die Entwicklung torfbildender Vegetation vor dem Hintergrund durchgeführter und zukünftiger Renaturierungsmaßnahmen zu bewerten. Eine ausführliche vegetationskundliche Beschreibung der Entwicklung sämtlicher Dauerbeobachtungsflächen ist bei Lütt 2020 nachzulesen, ergänzende Ergebnisse finden sich im Online-Zusatzmaterial I sowie in Tab. B, C, D im Online-Zusatzmaterial II.

## 2 Methoden zur Aufnahme der Vegetation

Im Jahr 1989 wurden in drei Hochmoorresten Schleswig-Holsteins im Kreis Rendsburg-Eckernförde 22 Dauerquadrate (bezeichnet mit D1, D2, U1 etc.) angelegt. Die Größe der Flächen variiert zwischen 1 und 4 m<sup>2</sup>. Die Flächen wurden markiert und später mit GPS eingemessen und detailliert fotografiert. Auf den Dauerquadraten wurde die Vegetation der Gefäßpflanzen und Moose aufgenom-



Abb. 2: Anstaufläche im Fockbeker Moor mit oligotraphenten Verlandungsgesellschaften (Gesellschaften an Standorten mit geringer Nährstoffversorgung) Anfang der 1990er-Jahre. (Foto: Kuno Brehm)

Fig. 2: Huge rewetted pools in Fockbeker Moor with oligotrophic vegetation recolonising in the early 1990s.

men. Die Schätzung der Deckungen erfolgte nach der Skala von Londo (1975). Für die Darstellung der Ergebnisse in Graphiken wurden die mittleren Deckungswerte der Klassen nach Londo in den Aufnahmen von 1989 mit jenen von 2019 verglichen und als prozentuale Zu- oder Abnahme dargestellt. Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen folgt Wisskirchen, Haeupler (1998), jene der Moose Sauer, Ahrends (2006), die der Pflanzengesellschaften Dierßen (1988).

## 3 Die Untersuchungsgebiete (siehe Abb. 1)

Das **Groß Wittenseer Moor** ist ein kleines Hochmoor der schleswig-holsteinischen Jungmoräne am Rande der Hüttener Berge mit einer Größe von nur 14,7 ha. Im baumfreien Moorkörper dominierten 1989 oligotraphente Verlandungsgesellschaften (Gesellschaften an Standorten mit geringer Nährstoffversorgung) und Initialphasen der Hochmoorgesellschaft.

Das **Owschlager Moor** liegt im Naturraum der schleswig-holsteinischen Vorgeest. Die Dauerbeobachtungsflächen befinden sich in einem moorgenetisch eigenständigen Moorkörper der durch den Zustrom quellig austretenden Druckwassers eine abweichende Entwicklung nahm. In dem nur wenige Hektar großen Moorteil kamen 1989 in jüngeren Torfstichen minerotraphente Verlandungsstadien (Stadien an Standorten mit mäßiger Nährstoffversorgung) und Initialen der Hochmoorbultengesellschaft vor.

Das 190 ha große **Fockbeker Moor** ist ein ursprünglich ausgedehntes, wurzelechtes Hochmoor, das Anfang der 1980er-Jahre großflächig bis über einen Meter überstaut wurde (siehe Abb. 2; Brehm, Pfeiffer 1982). Die Flächen wurden 1989 von *Eriophorum angustifolium-Sphagnum fallax*-Schwingdecken eingenommen. Ostwärts schließt eine ausgedehnte Zone kleiner Handtorfstiche mit oligotraphenten Verlandungsgesellschaften bis hin zu *Erico-Sphagnet* an.

Bei sämtlichen Moorresten wurde zum Zweck der Renaturierung die Binnenentwässerung gestoppt. Im Fockbeker Moor erfolgte zusätzlich eine wiederkehrende Birkenentnahme (Entkusselung) sowie das Abschieben mineralisierter Torfschichten und Einsäen von *Calluna vulgaris* (siehe Tab. 1, S. 572).

**Tab. 1: Übersicht zu Renaturierungsmaßnahmen und Vegetationsveränderungen in den Dauerflächen im Fockbeker, Wittenseer und Owschlager Moor (Schleswig-Holstein) im Verlauf von 30 Jahren (1989–2019).**

Table 1: Overview of restoration measures and vegetation succession in permanent plots in Fockbeker Moor, Wittenseer Moor und Owschlager Moor (Schleswig-Holstein) over 30 years (1989–2019).

Maßnahme	Dauerfläche	Vegetation 1989	Vegetation 2019
<b>Fockbeker Moor</b>			
Überstau 1982	D4, U1	<i>Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Schmalblättrigen Wollgrases), Fazies von <i>Sphagnum fallax</i>	<i>Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Schmalblättrigen Wollgrases) in Entwicklung zum <i>Betuletum pubescentis</i> (Moorbirkenwald, D4) oder <i>Erico-Sphagnetum magellanici</i> (Hochmoorbultengesellschaft, U1)
Abschieben mineralisierter Weißtorfe; Einsatz von <i>Calluna vulgaris</i>	D8	<i>Eriophorum vaginatum</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Scheidigen Wollgrases), Fazies von <i>Dicranella cerviculata</i> und <i>Campylopus pyriformis</i>	<i>Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati</i> , Phase von <i>Rhynchospora alba</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Subassoziation von <i>Sphagnum cuspidatum</i> in der Phase des Weißen Schnabelrieds)
Stoppen der Binnenentwässerung	D6	<i>Erico-Sphagnetum magellanici typicum</i> (Hochmoorbultengesellschaft)	<i>Erico-Sphagnetum magellanici</i> , Phase von <i>Calluna vulgaris</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Phase von <i>Calluna vulgaris</i> )
<b>Wittenseer Moor</b>			
Stoppen der Binnenentwässerung	D4, D7	<i>Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Schmalblättrigen Wollgrases)	<i>Erico-Sphagnetum magellanici</i> , Phase von <i>Rhynchospora alba</i> (Hochmoorbultengesellschaft, Phase des Weißen Schnabelrieds)
<b>Owschlager Moor</b>			
Stoppen der Binnenentwässerung	D2	<i>Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Schmalblättrigen Wollgrases)/ <i>Scorpidio-Utricularietum minoris</i> (Gesellschaft des Kleinen Wasserschlauchs)	<i>Erico-Sphagnetum magellanici</i> , Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> )
<b>Subassoziation:</b> Pflanzengesellschaft unterhalb der Rangstufe einer Assoziation, die in einem größeren Teilgebiet der Verbreitung der Assoziation (Grundeinheit der Pflanzensoziologie) vorkommt.			
<b>Fazies:</b> Aspekt einer Pflanzengesellschaft, der durch das Vorherrschen einer oder weniger Arten geprägt wird.			
<b>Phase:</b> Abschnitt im Verlauf einer Sukzession mit Auftreten besonderer diesen Abschnitt kennzeichnender Arten (nach <a href="#">Dierschke 1994</a> ).			

## 4 Die Vegetationsentwicklung in den Dauerquadraten von 1989 bis 2019<sup>1</sup>

### 4.1 Veränderung der Deckungen von Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenzahl (siehe [Abb. 3](#))

Im Vergleich zur mittleren Deckung der Phanerogamen im Jahr 1989 ist jene im Jahr 2019 in allen Dauerquadraten in allen drei Mooren angestiegen, der Median der prozentualen Zunahme liegt im Fockbeker Moor bei 30 %, im Wittenseer Moor bei 12 % und im Owschlager Moor bei 48 %. Die Deckung der Kryptogamen, hier insbesondere der Torfmoose, ist in einigen Dauerflächen angestiegen, in anderen gesunken. Die Artenzahl ist, mit Ausnahme der Hochmoorbultengesellschaft (D6), um 1–9 Arten angestiegen ([Lütt 2020](#), siehe auch [Abb. I, L im Online-Zusatzmaterial I](#)). Die Zuordnung der Dauerquadrate zu den Maßnahmen ist in [Tabelle 1](#) dokumentiert.

### 4.2 Fockbeker Moor

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft Fazies von *Sphagnum fallax* (U1, D4)

Die beiden Dauerquadrate befinden sich in der großflächigen Überstaufläche (D4, U1). Die Flächen nehmen eine unterschiedliche Entwicklung: Während in D4 *Eriophorum vaginatum*, *Molinia caerulea*, *Calluna vulgaris* und *Betula pubescens* zunehmen (siehe [Abb. 4](#)) und eine Entwicklung zum Moorbirkenwald anzeigen (siehe auch D1, D5, [Abb. E, F im Online-Zusatzmaterial I](#)), weist U1 sowohl Kennarten der Hochmoorbultengesellschaft als auch des Moorbirkenwalds auf und befindet sich in Hinblick auf die Bestandsentwicklung in einer Interimsphase (siehe [Abb. 5](#)).

Mit zunehmendem Alter vergeisen die Bulte von *Eriophorum vaginatum* und werden bereits nach zehn Jahren von Laub- und Lebermoosen, Torfmoosen und auch Gefäßpflanzen besiedelt. Die

Wirkung der Bulten als „Ammen“ wurde auch von [Sliva \(1997\)](#), [Daniels \(2001\)](#), [Nick, Weber \(2001\)](#) beschrieben. Die Genese von Moorbirkenwäldern im Zuge einer Hochmoorbildung wurde für viele Moore Schleswig-Holsteins anhand von Torfprofilen belegt ([Wagner 1994](#)). Die hohen Stickstofffrachten begünstigen außerdem die Bewaldung ([Hejmans et al. 2013](#)). Auch für *Eriophorum vaginatum* oder *Molinia caerulea*, die sich in einigen Dauerquadraten des Fockbeker Moores ausbreiten konnten (z. B. D4, U1), wurde eine Förderung durch Stickstofffrachten nachgewiesen ([Aaby 1994](#); [Schmidt 2014](#)).

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum vaginatum*-Gesellschaft, Fazies von *Dicranella cerviculata* und *Campylopus pyriformis* (D8)

Dieser trockenste Flügel der Gesellschaft besiedelte im Jahr 1986 freigeschobene Weißtorfe im Zentrum des Fockbeker Moores. Der Bereich selbst ist nicht angestaut, profitiert aber durch einen Rückstau vom Überstau. In den letzten 20 Jahren sind die Flächen kontinuierlich nasser geworden. Die im Jahr 1989 nackte Fläche entwickelte sich über eine Phase mit wenigen Arten, dominiert von *Eriophorum vaginatum*, *Calluna vulgaris* und Pionierarten wie *Drosera rotundifolia* sowie den Laubmoosen, seit 1999 allmählich in Richtung Hochmoorbultengesellschaft. Das Einsäen von *Calluna vulgaris* im Jahr 1986 zeigte zunächst keinen Effekt, erst 1999 stieg die Deckung bis auf 50 %. Torfmoose haben sich erst 2009 mit *Sphagnum cuspidatum*, *S. rubellum* und *S. papillosum* eingestellt. Die Zunahme von *Rhynchospora alba*, *Hypnum jutlandicum* und Jungbirken zeigt die Wechselfeuchte des Standorts an ([Abb. 6](#), S. 574).

Nackte Torfflächen sind langwährende Stadien nach industriellem Torfabbau. Erst nach mehr als 20 Jahren haben sich auf der abgeschobenen Weißtorffläche Torfmoose und Hochmoorarten angesiedelt. Der dunkle Torf ist mikroklimatisch und physikalisch ein schwieriger Lebensraum mit Kammeisbildung im Winter, extrem

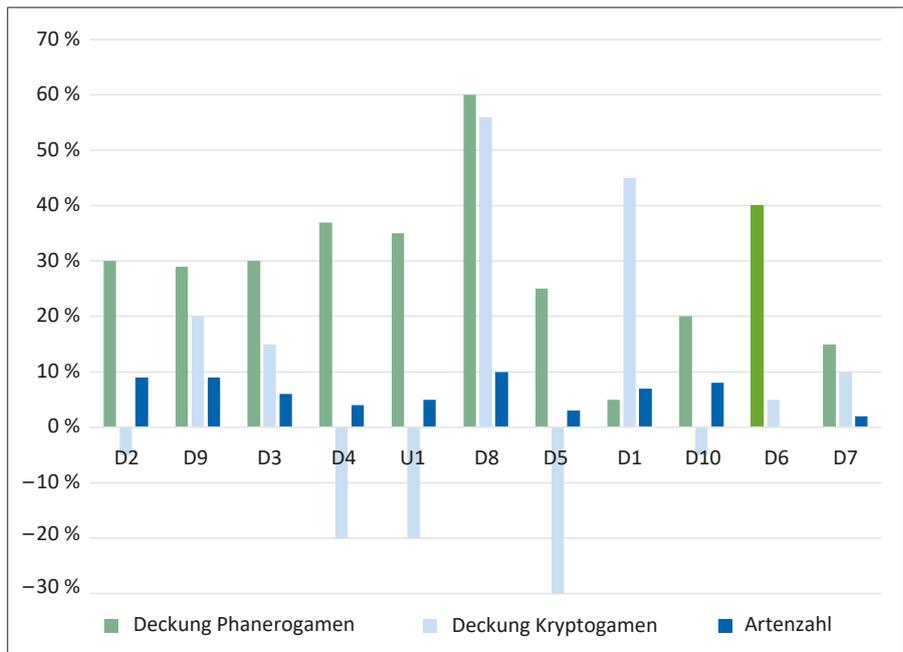
<sup>1</sup> Wesentliche Teile des Kapitels entsprechen weitgehend [Lütt \(2020\)](#).

hohen Temperaturen im Sommer, Nährstoffarmut sowie fehlenden Mykorrhizapilzen (Poschlod 1990). *Eriophorum vaginatum* ist hier ein typischer Primärbesiedler (Sliva 1997). Durch die Wassersättigung infolge des Überstaus haben sich Wasserstände und Trophie (Nährstoffangebot eines Standorts) auf ein Schlenkenniveau (Schlenken = etwas tiefer gelegene Standorte im Mikorelief von Mooren) eingestellt und eine mykologische Reifung hat die Fläche erst nach einem Jahrzehnt für *Calluna vulgaris* und Torfmoose bewohnbar gemacht. Samen von *Calluna vulgaris* sind langlebig (Poschlod 1991; Waesch 2006), reagieren aber u.a. empfindlich auf Trockenheit (Härdtle et al. 2009).

**Ausgangsgesellschaft**  
**Erico-Sphagnetum magellanici typicum (D6)**

Die deutlichste Veränderung in den ersten zehn Jahren ist die Zunahme von *Erica tetralix*, *Andromeda polifolia* und von *Sphagnum magellanicum*. Die *S. cuspidatum*-Schlenke war stabil. Zwanzig Jahre später hat sich das Mikorelief zugunsten der Bulte verschoben, der Deckungsanteil der Gefäßpflanzen insgesamt erhöht und jener der Kryptogamen verringert. *Calluna vulgaris* hat mit 40 % Deckung deutlich zugenommen, ebenso *Eriophorum vaginatum* und *Vaccinium oxycoccos*. Die Schlenkenbewohner *S. cuspidatum*, *S. fallax*, *S. papillosum*, *E. angustifolium* sowie das Lebermoos *Cephalozia connivens* weisen entsprechend niedrigere Deckungsanteile auf. *S. magellanicum* ist mit gleichbleibend hoher Deckung vertreten und vital. Auf den Bulten beginnt sich *Hypnum jutlandicum* auszubreiten (siehe Abb. 7, S. 574).

Der Bestand der Hochmoorbultengesellschaft in D6 (Abb. 7, S. 574) zeigt nach 30 Jahren eine Zunahme der Bulten mit *Calluna vulgaris* und eine Abnahme der Schlenkenarten. Dies kann ein Effekt stärker schwankender Wasserstände und trockenerer Sommermonate der letzten Jahre sein. Ein ausgeprägtes Mosaik von Bulten und Schlenken ist aber auch typisch für kontinentale Moorlandschaften mit zeitweiligem Niederschlagsdefizit (Dierßen 2006; Kollmann 2019). Auch die ehemalige Mooroberfläche in D7 (Abb. G im Online-Zusatzmaterial I) zeigt vergleichbare Trockenheitseffekte.



**Abb. 3:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenzahlen exemplarisch dargestellt für die Dauerflächen des Fockbeker Moors über die Zeitspanne 1989–2019.

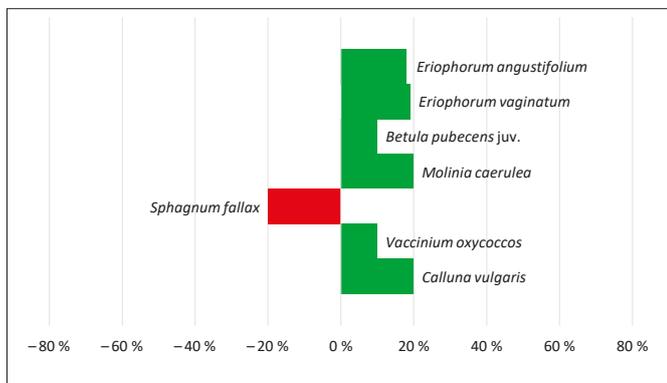
**Fig. 3:** Increase and decrease of percentage cover of plants, bryophytes and number of species, exemplified by permanent plots in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019.

**4.3 Wittenseer Moor**

**Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft (D4, Abb. 8, S. 574, D7)**

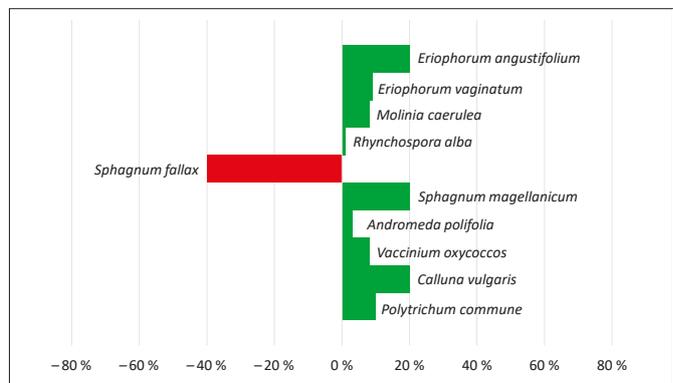
*Sphagnum fallax* war 1989 das dominierende Torfmoos. Zwanzig Jahre später ist *S. magellanicum* mit einer Deckung von 95 % vorherrschend auf dem Rasen. Sowohl *S. fallax* als auch *S. cuspidatum* sind ebenso wie *Eriophorum angustifolium* deutlich zurückgegangen. *Molinia caerulea* hatte zwischenzeitlich zugenommen, ging in den Folgejahren allerdings in den Deckungsanteilen zurück. Mit der Ansiedlung von *Calluna vulgaris* und vereinzelt auch *E. vaginatum* zwanzig Jahre später beginnt der Rasen 2019 zu flachen Bulten aufzuwachsen, insgesamt ist der Anteil an Gefäßpflanzen mit etwa 20 % noch ausgesprochen niedrig.

Auch in den nassen Stadien der Hochmoorbultengesellschaft entwickelten sich über die betrachtete Zeitspanne von 30 Jahren die Watten und Teppiche zu Rasen mit Deckungsanteilen von *Sphagnum magellanicum* von mehr als 85 % im Jahr 2019. Schäden durch Wildtritt



**Abb. 4:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D4 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

**Fig. 4:** Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D4 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019.



**Abb. 5:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche U1 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

**Fig. 5:** Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot U1 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019.

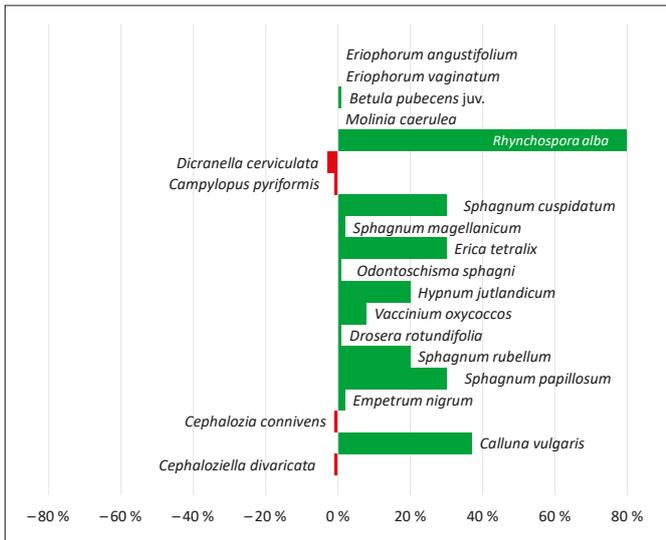


Abb. 6: Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D8 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. 6: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D8 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.

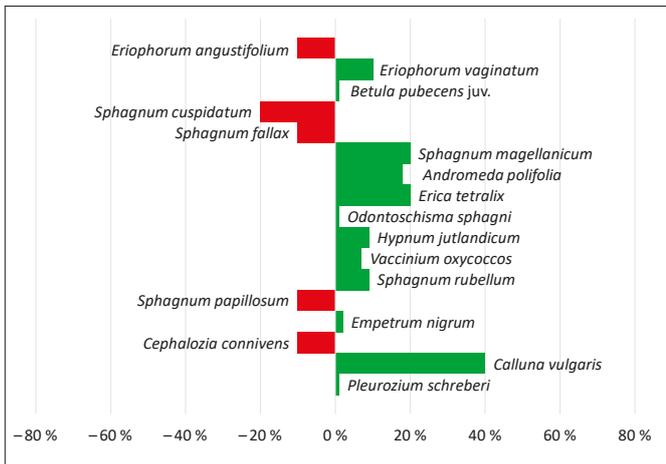


Abb. 7: Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D6 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

Fig. 7: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D6 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019.

waren bereits nach zehn Jahren komplett wieder von *S. magellanicum* und *S. cuspidatum* geschlossen (siehe Abb. J, K im [Online-Zusatzmaterial I](#), Tab. C im [Online-Zusatzmaterial II](#)). Die auffälligste Veränderung seit 2009 ist die Ausbreitung von *Rhynchospora alba*.

#### 4.4 Owschlager Moor

Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft (D2, Abb. 9)

Bereits nach zehn Jahren hatten die Schwingdecken von *Sphagnum fallax* und *S. papillosum* den Wasserkörper mit der Wasserschlach-Gesellschaft und Watten von *S. denticulatum* mehr oder weniger verdrängt und die Deckungen der Niedermoorarten gingen zurück. Bis 2009 setzte sich dieser Prozess fort, *Narthecium ossifragum* und *S. magellanicum* siedelten sich zu einem dichten, massiven Rasen an.

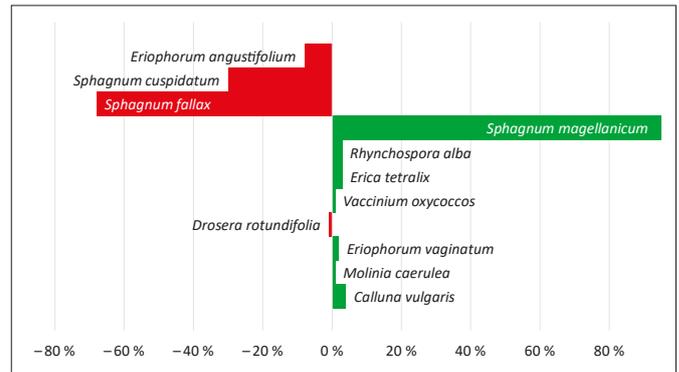


Abb. 8: Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D4 im Wittenseer Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

Fig. 8: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D4 in Wittenseer Moor over the period from 1989 to 2019.

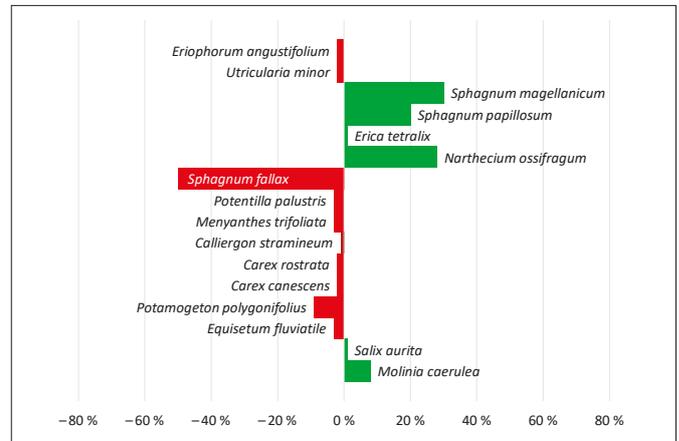


Abb. 9: Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D2 im Owschlager Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

Fig. 9: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D2 in Owschlager Moor over the period from 1989 to 2019.

Weitere zehn Jahre später sind die Deckungen der Hochmoorarten nochmals angestiegen, insbesondere durch *Narthecium ossifragum* (siehe Abb. M, N im [Online-Zusatzmaterial I](#), Tab. D im [Online-Zusatzmaterial II](#)).

#### 4.5 Naturschutzmaßnahmen

Hervorzuhebender Erfolg in sämtlichen Mooren ist die Ausbreitung von *Sphagnum magellanicum* (Rote-Liste-Kategorie 3 „Gefährdet“; Caspari et al. 2018) und die Entwicklung der stark gefährdeten Hochmoorbultengesellschaft (Rennwald 2000) in den Torfstichen, wodurch die selbstregulierenden Fähigkeiten dieser Moorreste (Lütt 1992; Succow, Joosten 2001; Timmermann et al. 2009) mit *S. magellanicum* als „ecosystem engineer“ (van Breemen 1995; Hölzel et al. 2019; Raabe et al. 2018) wiederhergestellt werden. Torfstiche sind damit wichtige Ausgangspunkte für die Wiederbesiedlung der umgebenden Flächen. Diese wurde im Wittenseer und Owschlager Moor allein durch das Stoppen der Binnenentwässerung eingeleitet. Als bundesweit bedroht eingestufte (Finck et al. 2017) Lebensräume einer hochspezialisierten Flora und Fauna wurden hier neu geschaffen, die Kohlenstoff dauerhaft im Torf speichern und außerdem positiv auf den Wasserhaushalt der umgebenden Landschaft wirken (Naturkapital Deutschland 2014; Kollmann 2019). Auch für renaturierte Hochmoore Mecklenburg-Vorpommerns ist Torfstichregeneration typisch (Gelbrecht et al.

**Kasten 1: Empfehlungen für Renaturierungsmaßnahmen in Hochmoorresten bei steigenden Klimabelastungen.**

Box 1: Recommended restoration measures in raised bogs under increasing climatic stress.

- **Stoppen der Binnenentwässerung** ist eine wichtige Initialmaßnahme zur Förderung einer hochmoortypischen Vegetation in Torfstichen (siehe auch Bönsel 2011; Kaule, Peringer 2015).
- Kleinflächige bäuerliche Torfstiche dienen als wichtige **Wiederausbreitungsherde** einer hochmoortypischen Vegetation (siehe auch Lütt 1992; Timmermann et al. 2009), denn die Ausbreitung und die Samenbank der meisten Moorarten ist nur schwach entwickelt (siehe Kollmann 2019).
- Fehlen diese nach industriellem Torfabbau, können Bunkerde (oberste Vegetationsschicht, die beim Torfabbau abgeräumt wurde), Ammenpflanzen und **Impfungen mit Torfmoosen** die Wiederausbreitung einer hochmoortypischen Vegetation beschleunigen (Sliva 1997; Hölzel et al. 2019; Raabe et al. 2018).
- Für die Ausbreitung der Hochmoorvegetation aus Torfstichen in die Umgebung ist eine Durchnässung der umgebenden Torfkörper notwendig. **Überstau** kann helfen die Wassersättigung der Resttorfkörper herbeizuführen (Timmermann et al. 2009), führt jedoch zumindest zeitweilig zu Methanfreisetzungen (Höper, zitiert in Belting, Blankenburg 2014).
- Oberflächennahe hohe Wasserstände, wie sie sich in Torfstichen aufgrund des Wasserzustroms von den Resttorfkörpern einstellen, sind besonders wichtig. Für Renaturierungsflächen werden mittlere **Wasserstände von 10 cm unter Flur** empfohlen (Höper in Belting, Blankenburg 2014).
- Geringere Sommerniederschläge, steigende Niederschläge im Winter sowie Starkregenereignisse erfordern zunehmend **variable Staueinrichtungen**.
- **Kein Entkusseln (Birkenentfernen) um jeden Preis:**
  - **Lichte Birkenschirme** können Luftbewegungen reduzieren, für eine höhere Luftfeuchtigkeit sorgen und Torfmooswachstum fördern (Wagner 1994; Edom 2001; Laube 2009; Bretschneider 2012; Müller-Kröhling et al. 2019).
  - **Moorbirkenwälder** können Phasen der Hochmoorrestitution darstellen und sind wichtige Refugialstandorte für Insekten der Hochmoore (Wagner 1994; Kaule et al. 2018).
- **Hydrologische Schutzzonen** bzw. **Klimaschutzzonen** helfen Wasserstandsschwankungen auszugleichen sowie klimatische und Stickstoffbelastungen zu reduzieren (Pfadenhauer, Grootjans 1999; Edom 2001; Bönsel 2011).
- **Randwälder** helfen trophische und klimatische Einwirkungen zu reduzieren (Bretschneider 2012; Müller-Kröhling et al. 2019).
- **Abschieben** vorhandener Moorvegetation ist trotz Einsaat von Besenheide (*Calluna vulgaris*) erst bei Wassersättigung des Weißtorfkörpers zielführend.

2011) und für viele Moore Süddeutschlands hat das Unterlassen der Grabenpflege sowie das Stoppen der Binnenentwässerung zu günstigen Entwicklungen beigetragen (Kaule, Peringer 2015). In den hier untersuchten Mooren sind nach 30 Jahren kaum noch Niveauunterschiede zwischen Torfstich und Rändern vorhanden.

Eine zukünftige Transgression der wüchsigen Moorvegetation über die Torfstiche hinaus ist aber nur bei weitreichenderen Anhebungen des Wasserstands der umgebenden Resttorfkörper mit Anlage einer hydrologischen Schutzzone möglich (Pfadenhauer, Grootjans 1999; Edom 2001; Bönsel 2011). Erst dann kann der Lebensraumtyp (LRT) 7110 „Lebende Hochmoore“ eine weiträumige Ausbreitung auf Kosten des LRT 7120 „Renaturierungsfähige degradierte Hochmoore“ erfahren (Ssymank et al. 2015, siehe Kasten 1). Weitere mögliche Entwicklungen – z. B. durch flächigen Überstau – können zu Moor-



**Abb. 10:** Torfmoosrasen mit *Sphagnum fallax*, *S. cuspidatum* und *S. magellanicum*, das sich aktuell noch ausbreitet. (Foto: Silke Lütt)

Fig. 10: *Sphagnum* lawns with *S. fallax*, *S. cuspidatum* and *S. magellanicum*, which is still expanding.

birkenwäldern (LRT 91D0\*) und sekundären Schlenken (LRT 7150) mit kleinen Hochmoorinitialen führen, wie die Ergebnisse aus dem Fockbeker Moor zeigen. Primäre Moorbirkenwälder sind zudem ein prioritärer Fauna-Flora-Habitat (FFH)-LRT (91D0\*, Ssymank et al. 1998), der bundesweit stark gefährdet ist (Rote-Liste-Kategorie 1–2 „Vom Aussterben bedroht“ – „Stark gefährdet“, Fink et al. 2017). Sie können sich insbesondere bei zunehmenden Trockenphasen begünstigend auf das Wachstum der Torfmoose auswirken (Edom 2001; Laube 2009; Bretschneider 2012; Müller-Kröhling et al. 2019). Lichte Moorwälder sind zudem im Klimawandel wichtige Refugialstandorte für viele Insekten des Hochmoors (Kaule et al. 2018).

## 5 Entwicklungen der Verlandungsstadien zur Hochmoorbultengesellschaft<sup>2</sup>

### 5.1 Zeiträume

Die Mehrzahl der Entwicklungen auf den Dauerflächen ist progressiv im Sinne des Leitbilds „Entwicklung einer Hochmoorbultengesellschaft“: Im Fockbeker, Wittenseer und Owschlagler Moor sind bei unterschiedlichen trophischen Gegebenheiten und unterschiedlichstem hydrologischen Management Ombrotrophierungstendenzen (Ernährung ausschließlich über atmosphärische Niederschläge) zu erkennen. Nach 10–30 Jahren haben sich alle der primären Wollgras- und Wasserschlauchstadien der Handtorfstiche zum *Erico-Sphagnetum magellanicum* entwickelt (vgl. Lütt 2001). Diese Ergebnisse stehen im Einklang mit <sup>210</sup>Pb-Datierungen anhand von Torfprofilen verschiedener Torfstiche aus Mooren Schleswig-Holsteins (Lütt 1992) und Wiederholungskartierungen (Frehse, Lütt 2005). Das entsprechende Zeitfenster für industriell abgetorfte Moorflächen ist ungleich größer (Schmatzler, Schmatzler 2010) und die Ausbreitung torfbildender Torfmoose schwieriger (Lemmer, Graf 2016; Hölzel et al. 2019; Raabe et al. 2018).

### 5.2 Bedeutung der Stickstoffbelastung für Torfmoose

Die Ergebnisse zeigen, dass eine rezente Ausbreitung von *Sphagnum magellanicum* auf Kosten von *S. fallax* möglich ist (siehe Abb. 10).

<sup>2</sup> Wesentliche Teile des Kapitels entsprechen weitgehend Lütt (2020).

In den letzten 30 Jahren ist die Wirkung von Stickstoff auf Sphagnen intensiv untersucht worden, ohne dass letztendlich klar daraus hervorgeht, warum die Ausbreitung von *S. magellanicum* trotz Konkurrenznachteilen bei erhöhten Stickstoffmengen noch erfolgt.

Aus Labor- und Felduntersuchungen ist bekannt, dass die Reaktion der Torfmoose auf ein höheres Stickstoffangebot unterhalb der Toxizitätsgrenze in einem gewissen Maße artspezifisch ist. Manche Arten, wie *Sphagnum fallax* (Twenhöven 1992; Risager 1998), *S. lindbergii* (Gunnarsson et al. 2004) oder ggf. auch *S. papillosum* (van der Heijden et al. 2000; vgl. auch Schmidt 2014) sind Konkurrenzstrategen, können selbst hohe Stickstoffangebote effektiv in Biomasse umsetzen. *S. magellanicum* hingegen scheint dieses Vermögen nicht oder nur begrenzt zu haben (Twenhöven 1992; Risager 1998). Heijmans et al. (2011) beobachtete wiederum bei Düngungsexperimenten mit  $50 \text{ kg/ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in schwedischen Mooren an *S. magellanicum* im ersten Jahr zunächst Längenverluste aufgrund der Düngung, im dritten Jahr stellte sich allerdings infolge der Zunahme der Dichte eine höhere Produktivität ein. Die Dauer der Düngungsexperimente scheint die Wirkung ebenso zu beeinflussen wie die Hintergrundbelastung, die am Standort der Versuchstorfmoose existierte und an die sie sich angepasst hatten (Bobbink, Hettelingh 2011). Darüber hinaus ist die Wirkung des Stickstoffs auch vom Mikrohabitat abhängig. Torfmoosrasen und -teppiche reagieren weniger vulnerabel auf ein Überangebot an Stickstoff als Bulttorfmoose (Twenhöven 1992; Gunnarsson et al. 2000).

Im Kreis Rendsburg-Eckernförde, wo sämtliche Untersuchungsgebiete liegen, betragen die Hintergrundbelastungen zurzeit ca.  $20 \text{ kg/ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  (Umweltbundesamt 2013–2015, siehe Schaap et al. 2018), d. h. sie betragen das Doppelte der Critical Loads (kritische Belastungsgrenzen) für Stickstoffeinträge in Mooren. Untersucht wurde in dieser Arbeit die Entwicklung von torfmoosdominierten Verlandungsstadien, die standörtlich weniger empfindlich auf Stickstoffüberschüsse reagieren. Möglicherweise sind die kritischen Frachten mit toxischen Wirkungen bei diesen Belastungen noch nicht erreicht und es findet noch keine Co-Limitierung durch fehlenden Phosphor und fehlendes Kalium statt. Auch können Anpassungen von *Sphagnum magellanicum*, z. B. durch höhere Dichten der Rasen, eine positive morphologische Anpassung an höhere Stickstoff-Angebote sein. Die wüchsigen Bestände des Wittenseer Moores mit hohen Deckungen von > 90 % an *S. magellanicum* und geringen Deckungen an Gefäßpflanzen lassen vermuten, dass die Torfmoosrasen hier noch ihrer Filterfunktion gerecht werden und eine Immobilisierung des Stickstoffs ermöglichen.

### 5.3 Klimatische Effekte auf Torfmoose

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass steigende Temperatur das Wachstum der Sphagnen stimuliert (z. B. Sonesson et al. 2002), wenn alle anderen Parameter im Optimum sind. Steigende Temperaturen bewirken allerdings zudem sinkende Wasserstände und erhöhte Evapotranspiration, die dann umgekehrt eine Abnahme der Biomasseproduktion der Torfmoose (Gunnarsson et al. 2004; Breuwer et al. 2009) und im Extremfall auch schwere Trockenschäden bis zu einem Absterben der Sphagnen verursachen. Die bisherigen Temperaturerhöhungen von > 1 °C sind deshalb vermutlich noch unter der Schädigungsgrenze von Torfmoosen, zumal die Gesamtmenge der Niederschläge im Gebiet steigt. Allerdings gibt es vermehrt Trockenphasen, insbesondere im Sommer.

*Sphagnum magellanicum* kann aufgrund seiner hohen Wasserhaltekapazität (Clymo, Hayword 1983) und höheren Austrocknungstoleranz im Vergleich zu *S. fallax* oder anderer Arten der Sektion *Cuspidata* (Dierßen, Dierßen 1984 in Ellenberg, Leuschner 2010) besser mit diesen veränderten Bedingungen umgehen. Stickstoffzufuhr erhöht die Dichte der Bulten zusätzlich (Heijmans et al. 2011). Gleichzeitig legt *S. magellanicum* in Hinblick auf Massenzuwächse an den Bultstandorten im Vergleich zu den *Cuspidata* zu (Lütt 1992) und gewinnt daher an Konkurrenzkraft. Abnehmende

Wasserstände sind eine natürliche Folge des Aufwachsens der Schwingdecken zu Bulten, also einer ungestörten Sukzession. Sie können aber auch durch das veränderte Klima beschleunigt werden. Die Ausbreitung von *S. magellanicum* auf vielen Dauerflächen könnte auch durch bessere Anpassungen an trockenere Standorte erfolgt sein.

### 5.4 Gesamtbetrachtung der Entwicklungen in allen drei Mooren

In allen drei Mooren konnten primäre Ombrotrophierungen nachgewiesen werden. Diese können durch steigende Temperaturen gefördert werden. Tahvanainen (2011) wies in finnischen Aapamooren eine Ombrotrophierung mit sich flächig ausbreitenden Torfmoosen als Folge einer Entwässerung nach. Auch Schrautzer et al. (2019) konnten in österreichischen Mooren vergleichbare sekundäre Ombrotrophierungen belegen. In den untersuchten Mooren in Schleswig-Holstein gehen sie einher mit einer deutlichen Zunahme der Deckung von Phanerogamen (Wittenseer Moor + 12 %, Fockbeker Moor + 30 %, Owschlager Moor + 48 %). Die Artenzahl ist in nahezu allen Dauerflächen gestiegen. Dies ist auf trockenere Standorte zurückzuführen, für *Eriophorum angustifolium*, *Vaccinium oxycoccos* und *Rhynchospora alba* wurde jedoch auch eine Förderung durch Stickstoff nachgewiesen (Tüxen 1983; Heijmans et al. 2002; Wiedermann et al. 2007) und auch *Narthecium ossifragum* profitiert bei günstiger Kationenversorgung davon (Malmer et al. 2003).

Abnahmen der Torfmoosdeckungen sind bei Schwingrasen zu verzeichnen, die stark an Phanerogamen und Laubmoosen zugenommen haben. Die Abnahme der Lebermoosarten (D6, Abb. 7, S. 574; D8, Abb. 6, S. 574, Tab. B im Online-Zusatzmaterial II) und die Zunahme der Ericaceen, insbesondere von *Calluna vulgaris*, in allen Dauerflächen können ein Hinweis auf die Verletzlichkeit der Hochmoorarten gegenüber dem Klimawandel sein (Sperle, Bruelheide 2020).

Eine Zunahme der Gefäßpflanzen stellten auch Gunnarsson et al. (2002) im Zeitraum von 1954 bis 1997 in einem Moor in Zentralschweden fest: einen Wandel hin zu einer etwas trockeneren und mehr an Stickstoff angepassten Vegetation mit einer stärker ausgeprägten Mikrotopographie, vermehrten Bulttorfmoosen und beginnender Bewaldung.

### 6 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse bestätigen den Wert von Dauerbeobachtungen für Aussagen zum Erfolg von Renaturierungen. Das Ziel, hochmoortypische Vegetation wiederherzustellen, ist zurzeit noch möglich: wenn auch nicht auf den gesamten Moorflächen, so doch in Torfstichen und auf an- und aufgestauten Teilbereichen.

Die festgestellte Akzentuierung der Mikrotopographie kann sowohl Spiegel einer autogenen Entwicklung als auch ein Hinweis auf erste Auswirkungen eines sich verändernden Klimas sein. Verstärkend wirken hohe Stickstofffrachten, die die Konkurrenz zwischen den Torfmoosen und Gefäßpflanzen verändern und eine Schlenken- und Bultbildung vorantreiben. Der Konkurrenzvorteil von *Sphagnum magellanicum*, sich bei abnehmenden Wasserständen und zunehmenden Trockenheitsphasen aufgrund der hohen Dichte der Bulten behaupten zu können, kann seine durch Stickstoff induzierte Konkurrenzschwäche möglicherweise ausgleichen.

Noch scheint die Grenze trophischer und klimatischer Belastungen für die Entstehung von Hochmoorbultengesellschaften nicht erreicht zu sein. Vor dem Hintergrund der bundes- wie landesweit seit Ende der 1990er-Jahre sinkenden Stickstoffoxidfrachten aus Verbrennungen der Industrie und des Verkehrs (Schaap et al. 2018; Lorenz, Brunke 2021) besteht die Chance, dass dies auch in den nächsten Jahrzehnten nicht der Fall sein wird, wenn weitere naturschutzpolitische Vorgaben greifen. Gleichwohl steigt angesichts der

klimatischen Vulnerabilität der Hochmoorvegetation die Bedeutung eines adaptiven Managements selbst bei Prozessschutz (siehe **Kasten 1**, S. 575). Insgesamt bestätigen die Ergebnisse den hohen Wert von Renaturierungsmaßnahmen für die Wiederherstellung und Erhaltung einer spezifischen Hochmoorvegetation trotz hoher Stickstofffrachten und Klimaveränderungen.

## 7 Literatur

- Aaby B. (1994): Monitoring Danish raised bogs. In: Grünig A. (Hrsg.): Mires and Man. Mire conservation in a densely populated country – The Swiss experience. Kosmos. Birmensdorf: 284 – 300.
- Belting S., Blankenburg J. (2014): Bericht zum Fachseminar „Perspektiven für den Moorschutz in Niedersachsen“. Telma 44: 171 – 180.
- Bobbink R., Hettelingh J.P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23 – 25 June 2010. National Institute for Public Health and the Environment. Bilthoven: 243 S.
- Bönsel A. (2011): Revitalisierung von Regenmooren in Nordostdeutschland: Überblick und Perspektiven. Telma Beiheft 4: 27 – 48.
- Breeuwer A., Robroek B.J. et al. (2009): Decreased summer water table depth affects peatland vegetation. Basic and Applied Ecology 10(4): 330 – 339.
- Brehm K., Pfeifer G. (1982): Kann unseren Mooren noch geholfen werden? Rendsburger Jahrbuch 1982: 147 – 182.
- Bretschneider A. (2012): Die Bedeutung von Birken im Hochmoor. Telma 42: 137 – 146.
- Caspari S., Dürhammer O. et al. (2018): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose (Anthocerotophyta, Marchantiophyta und Bryophyta) Deutschlands. In: Metzger D., Hofbauer N. et al. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen, Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(7): 361 – 489.
- Clymo R.S., Haward P.M. (1983): The *Sphagnum* ecology. In: Smith A.J. (Hrsg.): Bryophyte ecology. Chapman and Hall. London: 229 – 289.
- Daniels J. (2001): Ausbreitung der Moorbirke (*Betula pubescens* EHRH. agg.) in gestörten Hochmooren der Diepholzer Moorniederung. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 27: 39 – 49.
- Dierschke H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. Ulmer. Stuttgart: 683 S.
- Dierßen K., Glahn H. von et al. (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. 2. Aufl. Schriftenreihe Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein 6: 157 S.
- Dierßen K., Nelle O. (2006): Zustand, Wandel und Entwicklung europäischer Moorlandschaften. Nova Acta Leopoldina NF 94(346): 241 – 257.
- DWD/Deutscher Wetterdienst (2017): Klimareport Schleswig-Holstein. Fakten bis zur Gegenwart – Erwartungen für die Zukunft. DWD. Offenbach a. M.: 40 S.
- Edom F. (2001): Revitalisierung von Regenmooren an ihrer klimatischen Arealgrenze. In: Succow M., Joosten H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: 534 – 543.
- Ellenberg H., Leuschner C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Aufl. Ulmer. Stuttgart: 1 334 S.
- Finck P., Heinze S. et al. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte, fortgeschr. Fassung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 156: 637 S.
- Frehse I., Lütt S. (2005): Vegetationsentwicklung im Nienwohlder Moor nach Restitutionsmaßnahmen. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 65: 151 – 165.
- Gelbrecht J., Schiefelbein U. et al. (2011): Schutz der Moore in Mecklenburg-Vorpommern – Stand und Perspektiven. Telma Beiheft 4: 5 – 8.
- Gunnarsson U., Granberg G., Nilsson M. (2004): Growth, production and interspecific competition in *Sphagnum*: Effects of temperature, nitrogen and sulphur treatments on a boreal mire. New Phytologist 163: 349 – 359.
- Gunnarsson U., Malmer N., Rydin H. (2002): Dynamics or constancy in *Sphagnum* dominated mire ecosystems? A 40-year study. Ecography 25: 685 – 704.
- Gunnarsson U., Rydin H., Sjörs H. (2000): Diversity and pH changes after 50 years on the boreal mire Skattlösbergs Stormosse, Central Sweden. Journal of Vegetation Science 11(2): 277 – 286.
- Härdtle W., Assmann T. et al. (2009): Renaturierung und Management von Heiden. In: Zerbe S., Wiegleb G. (Hrsg.): Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa. Springer Spektrum. Heidelberg: 317 – 347.
- Heijmans M., Klees H. et al. (2002): Response of a *Sphagnum* bog plant community to elevated CO<sub>2</sub> and N supply. Plant Ecology 162: 123 – 134.
- Heijmans M., Klees H., Berendse F. (2011): Competition between *Sphagnum magellanicum* and *Eriophorum angustifolium* as affected by raised CO<sub>2</sub> and increased N deposition. Oikos 97(3): 415 – 425.
- Heijmans M., van der Knaap Y.A. et al. (2013): Persistent versus transient tree encroachment of temperate peat bogs: Effects of climate warming and drought events. Global Change Biology 19(7): 2 240 – 2 250.
- Hölzel, N., Kleinbecker T. et al. (2019): Leitfaden zur Torfmoosvermehrung für Renaturierungszwecke. Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Osnabrück: 63 S.
- Kaule G., Carminati A. et al. (2018): Die Hochmoorwälder des süddeutschen Voralpengebietes: Moorökologische Bedeutung und zukünftige Entwicklung im Klimawandel. Telma 48: 13 – 48.
- Kaule G., Peringer A. (2015): Die Entwicklung der Übergangs- und Hochmoore im südbayerischen Voralpengebiet im Zeitraum 1969 – 2013 unter Berücksichtigung von Nutzungs- und Klimagradien. Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU). Augsburg: 129 S.
- Kollmann J. (2019): Grundwasser- und Regenwassermoore. In: Kollmann J., Kirmer A. et al.: Renaturierungsökologie. Springer. Heidelberg: 171 – 192.
- Laube J. (2009): Die Revitalisierung der Moore im Steinwald. Ornithologischer Anzeiger 48: 36 – 42.
- Lemmer M., Graf M. (2016): Wie erfolgreich verläuft die Renaturierung abgebauter Hochmoore? *Sphagnum*-Vorkommen auf 19 wiedervernässten Flächen in Niedersachsen. Telma 46: 109 – 124.
- LLUR/Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (Hrsg.) (2015): Moore in Schleswig-Holstein. Geschichte – Bedeutung – Schutz. Schriftenreihe LLUR SH – Natur 23: 161 S.
- Londo G. (1975): De decimale schaal voor vegetatiekundige opnamen van permanente Kwadraten. Gorteria 7(7): 101 – 106.
- Lorenz M., Brunke M. (2021): Trends of nutrients and metals in precipitation in northern Germany: The role of emissions and meteorology. Environmental Monitoring and Assessment (2021): 325.
- Lütt S. (1992): Produktionsbiologische Untersuchungen zur Sukzession der Torfstichvegetation in Schleswig-Holstein. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg 43: 250 S.
- Lütt S. (2001): Die Veränderung der Vegetationsdecke von Torfstichen schleswig-holsteinischer Moore – Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen. Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 29: 24 – 44.
- Lütt S. (2020): Vegetationsentwicklung in schleswig-holsteinischen Mooren in 30 Jahren. Langzeituntersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen. Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 45: 7 – 50.
- Malmer N., Albinsson B. et al. (2003): Interferences between *Sphagnum* and vascular plants: Effects on plant community structure and peat formation. Oikos 100(3): 469 – 482.
- Müller-Kröhlhng S., Schumacher J. et al. (2019): Beseitigung von Gehölzen im Moor. Naturschutz und Landschaftsplanung 51(6): 264 – 269.
- Naturkapital Deutschland – TEEB DE (2014): Naturkapital und Klimapolitik – Synergien und Konflikte. Kurzbericht für Entscheidungsträger.

- Technische Universität Berlin, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Berlin, Leipzig: 216 S.
- Nick K.J., Weber H.E. (2001): Entwicklung der Vegetation auf dem wiedervernässten Leegmoor in den Jahren 1989 bis 1996. *Angewandte Landschaftsökologie* 38: 75–89.
- Pfadenhauer J., Grootjans A.P. (1999): Wetlands restoration in Central Europe: Aims and methods. *Applied Vegetation Science* 2(1): 95–106.
- Poschod P. (1990): Vegetationsentwicklung in abgetorften Hochmooren des bayerischen Alpenvorlandes unter besonderer Berücksichtigung standortkundlicher und populationsbiologischer Faktoren. *Dissertationes Botanicae* 152: 331 S.
- Poschod P. (1991): Diasporenbanken in Böden – Grundlagen und Bedeutung. Universität Hohenheim, Institut für Landeskultur und Pflanzenökologie. Stuttgart: 21 S.
- Raabe P., Kleinebecker T. et al. (2018): Vermehrung und Ansiedlung von Bulttorfmoosen in der Hochmoorrenaturierung – erste Ergebnisse eines Pilotprojekts im Landkreis Vechta (Niedersachsen). *Telma* 48: 71–80.
- Rennwald E. (2000): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. <https://www.bfn.de/fileadmin/MDb/documents/RoteListePflanzengesellschaften.pdf> (aufgerufen am 9.12.2020).
- Risager M. (1998): Impacts of nitrogen on *Sphagnum* dominated bogs with emphasis on critical load assessment. PhD thesis. University of Copenhagen. Copenhagen: 164 S.
- Sauer M., Ahrens M. (2006): Rote Liste und Artenverzeichnis der Moose Baden-Württembergs. *Naturschutz-Praxis, Artenschutz* 10. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW). Karlsruhe: 142 S.
- Schaap M., Hendriks C. et al. (2018): PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. Abschlussbericht. Umweltbundesamt. Texte 79/2018. Dessau-Roßlau: 148 S.
- Schmatzler B., Schmatzler E. (2010): Moorland – Moorlandschaften in Niedersachsen nach industriellem Torfabbau. Bd. 1. Industrieverband Garten e. V. Ratingen: 465 S.
- Schmidt S.R. (2014): *Sphagnum* in a changing world: From the landscape to the isotope scale. Dissertation Universität Hamburg. Hamburg: 141 S.
- Schrautzer J., Bork H.R. et al. (2019): Classification, ecological characterization and development of montane mires (Kleinwalsertal, Austria). *Phytocoenologia* 49(3): 263–285.
- Sliva J. (1997): Renaturierung von industriell abgetorften Hochmooren am Beispiel des Kendlmühlfilzen. Herbert Utz Verlag. München: 229 S.
- Sonesson M., Carlsson B.A. et al. (2002): Growth of two peat-forming mosses in subarctic mires: Species interactions and effects of simulated climate change. *Oikos* 99(1): 151–160.
- Sperle T., Bruelheide H. (2020): Climate change aggravates bog species extinctions in the Black Forest (Germany). *Diversity and Distributions* 27(2): 282–295.
- Ssymank A., Hauke U. et al. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 53: 560 S.
- Ssymank A., Ullrich K. et al. (2015): Handlungsleitfaden Moorschutz und Natura 2000 für die Durchführung von Moorrevitalisierungsprojekten. In: Vischer-Leopold M., Ellwanger G. et al. (2015): *Natura 2000 und Management in Moorengebieten*. Naturschutz und Biologische Vielfalt 140: 277–312.
- Succow M., Joosten H. (2001): *Landschaftsökologische Moorkunde*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart: 622 S.
- Tahvanainen T. (2011): Abrupt ombrotrophication of a boreal aapa mire triggered by hydrological disturbance in the catchment. *Journal of Ecology* 99(2): 404–415.
- Timmermann T., Joosten H., Succow M. (2009): Restaurierung von Mooren. In: Zerbe S., Wiegand G. (Hrsg.): *Renaturierung von Ökosystemen in Mitteleuropa*. Springer Spektrum. Heidelberg: 55–93.
- Tüxen J. (1983): Die Schutzwürdigkeit der niedersächsischen Kleinstmoore im Hinblick auf ihre Vegetation. *Tüxenia* 3: 423–435.
- Twenhöfen F. (1992): Untersuchungen zur Wirkung stickstoffhaltiger Niederschläge auf die Vegetation von Hochmooren. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 44: 172 S.
- Van Breemen N. (1995): How *Sphagnum* bogs down other plants. *Trends in Ecology and Evolution* 10(7): 270–275.
- Van der Heijden E., Jauhiainen J. et al. (2000): Effects of elevated atmospheric CO<sub>2</sub> concentration and increased nitrogen deposition on growth and chemical composition of ombrotrophic *Sphagnum balticum* and oligomesotrophic *Sphagnum papillosum*. *Journal of Bryology* 22(3): 175–182.
- Waesch G. (2006): Untersuchungen zum Diasporenvorrat unterschiedlich genutzter Wiesen im Thüringer Wald – kann die Samenbank Regeneration von Grasland bewirken? *Tüxenia* 26: 275–295.
- Wagner C. (1994): Zur Ökologie der Moorbirke *Betula pubescens* Ehrh. in Hochmooren Schleswig-Holsteins unter besonderer Berücksichtigung von Regenerationsprozessen in Torfstichen. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg* 47: 182 S.
- Wiederemann M.M., Nordin A. et al. (2007): Global change shifts vegetation and plant-parasite interactions in a boreal mire. *Ecology* 88(2): 454–464.
- Wisskirchen R., Haeupler H. (1998): *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer. Stuttgart: 765 S.

**Dr. Silke Lütt**  
**Leiterin des Dezernats Biodiversität**  
**Abteilung Naturschutz und Forst**  
**Landesamt für**  
**Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume**  
**Hamburger Chaussee 25**  
**24220 Flintbek**  
**E-Mail: [silke.luett@llur.landsh.de](mailto:silke.luett@llur.landsh.de)**



Die Autorin ist diplomierte Biologin und als solche seit vielen Jahren im Landesdienst im Biotop- und insbesondere Pflanzenartenschutz tätig; Promotion 1992 in Geobotanik an der CAU Kiel; leitet seit 2014 die landesweite Biotopkartierung, die im Jahr 2020 abgeschlossen wurde; seit Juni 2015 Leiterin des Dezernats Biodiversität im Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume in Schleswig-Holstein.

Anzeige

[www.dnl-online.de](http://www.dnl-online.de)

**Die Literaturdatenbank  
 des Bundesamtes für  
 Naturschutz**



# Zusatzmaterial I zu:

## 30 Jahre Vegetationsentwicklung schleswig-holsteinischer Moore – Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen

### Ergänzende Ergebnisse

Supplement I to:  
Development of mire vegetation in Schleswig-Holstein over 30 years –  
Studies on permanent observation plots  
Supplementary results

Silke Lütt

Natur und Landschaft – 96. Jahrgang (2021) – Ausgabe 12: 570–578

#### Zusammenfassung

Auf 22 Dauerbeobachtungsflächen in drei Mooren Schleswig-Holsteins wurde von 1989 bis 2019 im Abstand von 10 Jahren die Vegetation erfasst. In zahlreichen Handtorfstichen konnten die Ausbreitung von Mittlerem Torfmoos (*Sphagnum magellanicum*) und die Entwicklung der Hochmoorbultengesellschaft über eine Zeitspanne von 30 Jahren sowie eine Oligo- und Ombrotrophierung (Verringerung der Nährstoffversorgung und Ernährung aus dem Niederschlagswasser) der Standorte beobachtet werden. Stoppen der Binnenentwässerung, Überstau, Abschieben und Birkenentnahmen haben zur Revitalisierung schützenswerter Lebensräume geführt. Im Fockbeker Moor wurden beim Erico-Sphagnetum typicum in den letzten 10 Jahren eine Abnahme der Schlenken (tiefer gelegene Standorte im Mikorelief von Mooren), eine stärkere Bildung von Bulten (höhere Standorte) und eine Zunahme der Heidekräuter festgestellt. Auf einer nackten Torffläche sind nach 23 Jahren Torfmoose eingewandert. Die Sukzession der überstauten Fläche im Fockbeker Moor begann mit Torfmoosrasen, *Eriophorum*-Arten und Heidekräutern nach 10 Jahren und zeigt heute Bewaldung mit Moor-Birke (*Betula pubescens*). In fast allen Dauerflächen ist eine Zunahme der Phanerogamendeckung und der Artenzahlen festzustellen. Seit 10 Jahren ist eine Ausbreitung von Weißem Schnabelried (*Rhynchospora alba*) und Besenheide (*Calluna vulgaris*) im Wittenseer und Fockbeker Moor und von Moorlilie (*Narthecium ossifragum*) im Owschlager Moor zu verzeichnen. Die Veränderung der Artenzusammensetzung und die Ombrotrophierung werden dargestellt und vor dem Hintergrund durchgeführter Revitalisierungsmaßnahmen, autogener Sukzession, Stickstoffbelastung und Klimawandel interpretiert. Es werden Empfehlungen für künftig stärker zu berücksichtigende Maßnahmen in Hinblick auf den Klimawandel gegeben.

Sukzession – Moor – Stickstoffdeposition – Klimawandel – Erico-Sphagnetum magellanicum – *Sphagnum* – Revitalisierungsmaßnahmen

#### Abstract

On 22 permanent plots in three mires, vegetation development was investigated at intervals of 10 years over a period of 30 years. Most of the plots in peat cuttings exhibited a spreading of *Sphagnum magellanicum* and a development of Erico-Sphagnetum magellanicum within 10 to 30 years, indicating oligo- and ombrotrophication of the sites. Ceasing dehydration, ensuring overflow, stripping toppeat and removing birches are actions that have revitalised rare and protected bog sites. The plots with Erico-Sphagnetum typicum in Fockbeker Moor exhibit an increasing microtopography combined with shrub enrichment within the last 10 years. On nude peat areas, recovery of *Sphagnum* species takes 23 years. Succession on large rewetted pools in Fockbeker Moor started with *Sphagnum* layers, *Eriophorum* and ericoid species after 10 years and exhibits stands of *Betula pubescens* today. Nearly all plots indicate an increasing species richness and greater area coverage by vascular plants. Since 10 years, expansion of *Rhynchospora alba* and *Calluna vulgaris* in Wittenseer und Fockbeker Moor and of *Narthecium ossifragum* in Owschlager Moor can be found. The present article interprets changes in species composition and ombrotrophication with regard to revitalisation management, autogenic succession, nitrogen deposition and climate change. It makes recommendations for restoration measures that will need to gain greater priority under climate change.

Succession – Mire – Nitrogen deposition – Climate change – Erico-Sphagnetum magellanicum – *Sphagnum* – Restoration measures

1 Ergänzende Informationen zu den Untersuchungsgebieten

1.1 Wittenseer Moor

Seine ursprüngliche Ausdehnung ist noch vollständig erhalten. Im Zentrum erreicht sein Torfkörper eine Mächtigkeit von ca. 4 m. Das Verlandungsmoor ist umgeben von intensiv genutzten Äckern und Grünländereien, die durch einen Erlenbruch vom zentral baumfreien Moorkörper abgeschirmt werden. Die Torfgewinnung im Hochmoor begann im 18. Jahrhundert und wurde auch nach der Ausweisung als Naturschutzgebiet 1942 bis in die 1960er-Jahre fortgesetzt. In diesem Zeitraum wurde die Osterbek reguliert und mit dem umgebenden Moorgraben verbunden. Dessen Sohle liegt deutlich unterhalb des Moorwasserspiegels und entwässert seitdem fortwährend das geschützte Restmoor. Nur die Binnenentwässerung des Restmoors ist durch das Zuwachsen der moorinternen Stichgräben mittlerweile gestoppt. Weitergehende Wiederherstellungsmaßnahmen gab es nicht. Durch die Entwässerung des Randgrabens und durch die Anlage randlicher Torfstiche wurde das ursprüngliche Lagg (Randzone eines Hochmoores) zerstört und der Aufwuchs von Gehölzen gefördert. Heute ist das Moor von einem Erlenbruch umgeben, der moorwärts von Moorbirkenwald abgelöst wird. Das weitgehend baumfreie, höher gelegene Zentrum weist regenerierende kleinbäuerliche Handtorfstiche auf, die randlich in von Schilf dominierte minerotraphente Verlandungsstadien (Stadien mit mäßiger Nährstoffversorgung) übergehen.

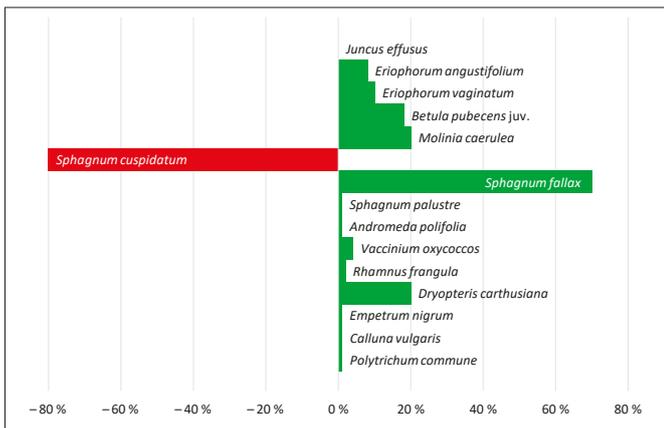
1.2 Fockbeker Moor

Das Hochmoor befindet sich nur wenige Kilometer südwestlich des Owschlagers Moors, getrennt durch die Sorgeniederung und einen Dünengürtel. Unmittelbar über weichseleiszeitlichen Schmelzwassersanden entwickelten sich hier bis zu 2 m mächtige Weißtorfe auf einer Fläche von etwa 600 ha, die heute durch großflächige Torfgewinnung und landwirtschaftliche Nutzung auf nur noch 190 ha zusammengeschrumpft ist. Nach dem Zweiten Weltkrieg fand eine Intensivierung der Brenntorfnutzung statt. Im Südteil des Moors wurde das wurzelechte Hochmoor durch Handtorfstich bis auf den mineralischen Untergrund abgetorft. Im Zentrum fand eine maschinelle Torfnutzung durch die Ahlmann-Carlshütte statt. Ende der 1950er-Jahre wurde der Abbau allmählich eingeschränkt und die land- und forstwirtschaftliche Nutzung der Randbereiche intensiviert. Seit Anfang der 1980er-Jahre mülte sich das Unabhängige Kuratorium Landschaft Schleswig-Holstein (UKLSH) um das Wohl des Moors. Der Verein verlegte Ende 1981/Anfang 1982 ein Teilstück des Fockbeker Moorgrabens und staute diesen dann an. Dadurch wurde der Abfluss des mooreigenen Wassers auf einer Fläche von ca. 70 ha verhindert. Diese Maßnahme führte zu einem flächigen Anstau des Moorwassers in den südöstlichen Moorparzellen, der im Südosten eine Höhe von mehr als 1 m erreicht. Darüber hinaus wurde die Binnenentwässerung des Moors durch aktives Schließen von Parzellenstichgräben reduziert. Auf einer Parzelle wurde 1986 die mineralisierte Weißtorfoberfläche abgeschoben und mit *Calluna vulgaris* eingesät (siehe D8, Abb. 6, S.574, im Haupttext). Um weitere Wasserverluste zu begrenzen und

**Tab. A: Ergänzende Übersicht zu Renaturierungsmaßnahmen und Vegetationsveränderungen in den im Supplement abgehandelten Dauerflächen des Fockbeker, Wittenseer und Owschlagers Moors (Schleswig-Holstein) im Verlauf von 30 Jahren (1989 – 2019).**

Table A: Supplementary overview of restoration measures and vegetation succession in the permanent plots in Fockbeker Moor, Wittenseer Moor and Owschlagers Moor (Schleswig-Holstein) covered in the supplement over 30 years (1989 – 2019).

Maßnahme	Dauerfläche	Vegetation 1989	Vegetation 2019
<b>Fockbeker Moor</b>			
Stoppen der Binnenentwässerung	D2	<i>Juncus effusus</i> -Gesellschaft (Gesellschaft der Flatterbinse)	Betuletum pubescentis (Moorbirkenwald)
Stoppen der Binnenentwässerung	D3	<i>Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Schmalblättrigen Wollgrases), Fazies von <i>Sphagnum fallax</i>	Erico-Sphagnetum magellanicum, Phase von <i>Rhynchospora alba</i> (Hochmoorbultengesellschaft, Phase des Weißen Schnabelrieds)
Stoppen der Binnenentwässerung	D9	<i>Eriophorum angustifolium</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Schmalblättrigen Wollgrases), Fazies von <i>Sphagnum cuspidatum</i>	Erico-Sphagnetum magellanicum sphagnetosum cuspidati, Phase von <i>Rhynchospora alba</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Subassoziation von <i>Sphagnum cuspidatum</i> , Phase des Weißen Schnabelrieds)
Überstau	D1, D5	<i>Eriophorum vaginatum</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Scheidigen Wollgrases), Fazies von <i>Sphagnum fallax</i> und <i>S. cuspidatum</i>	Betuletum pubescentis (Moorbirkenwald)
Überstau	D10	<i>Eriophorum vaginatum</i> -Gesellschaft (Gesellschaft des Scheidigen Wollgrases), Fazies von <i>Sphagnum palustre</i>	Erico-Sphagnetum magellanicum, Phase von <i>Calluna vulgaris</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Phase von <i>Calluna vulgaris</i> )
Stoppen der Binnenentwässerung	D7	Erico-Sphagnetum magellanicum (Hochmoorbultengesellschaft), ericaceenreiche Variante	Erico-Sphagnetum magellanicum (Hochmoorbultengesellschaft), Phase von <i>Calluna vulgaris</i> → Betuletum pubescentis (Moorbirkenwald)
<b>Wittenseer Moor</b>			
Stoppen der Binnenentwässerung	D2, D3	Erico-Sphagnetum magellanicum sphagnetosum cuspidati (Hochmoorbultengesellschaft, Subassoziation von <i>Sphagnum cuspidatum</i> )	Erico-Sphagnetum magellanicum, Phase von <i>Rhynchospora alba</i> (Hochmoorbultengesellschaft, Phase des Weißen Schnabelrieds)
Stoppen der Binnenentwässerung	D1, D5, D6, D8	Erico-Sphagnetum magellanicum sphagnetosum cuspidati (Hochmoorbultengesellschaft, Subassoziation von <i>Sphagnum cuspidatum</i> )	Erico-Sphagnetum magellanicum, Phase von <i>Rhynchospora alba</i> (Hochmoorbultengesellschaft, Phase des Weißen Schnabelrieds)
<b>Owschlagers Moor</b>			
Stoppen der Binnenentwässerung	D3	Scorpidio-Utricularietum minoris (Gesellschaft des Kleinen Wasserschlauches)	Erico-Sphagnetum magellanicum, Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> )
Stoppen der Binnenentwässerung	D1	Erico-Sphagnetum magellanicum, Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> )	Erico-Sphagnetum magellanicum, Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> (Hochmoorbultengesellschaft in der Subassoziation von <i>Narthecium ossifragum</i> )
<p><b>Subassoziation:</b> Pflanzengesellschaft unterhalb der Rangstufe einer Assoziation, die in einem größeren Teilgebiet der Verbreitung der Assoziation (Grundeinheit der Pflanzensoziologie) vorkommt.</p> <p><b>Fazies:</b> Aspekt einer Pflanzengesellschaft, der durch das Vorherrschen einer oder weniger Arten geprägt wird.</p> <p><b>Phase:</b> Abschnitt im Verlauf einer Sukzession mit Auftreten besonderer diesen Abschnitt kennzeichnender Arten (nach <a href="#">Dierschke 1994</a>).</p>			



**Abb. A:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D2 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. A: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D2 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.

die für Wiesenvögel offene Struktur des großen Hochmoors zu erhalten, wurden fortan regelmäßig Birken entnommen (Brehm, mdl. Mitt. 2020).

### 1.3 Owschlag Moor

Die Mächtigkeit seiner Torfe schwankt in Abhängigkeit vom Relief des Untergrunds zwischen 2 m und wenigen Dezimetern. Die Nutzung der Torfe erfolgte als Stech- und Bactorf überwiegend bis Ende des Ersten Weltkriegs, vereinzelt jedoch auch bis in die 1950er-Jahre. Die Fläche wurde durch den Bau der Landstraße und des Bahndamms vom großen Moorkörper des Owschlagers abgetrennt und Jahrzehnte sich selbst überlassen. Die Stichgräben des Restmoors sind mittlerweile zugewachsen.

## 2 Ergänzende Ergebnisse zur Vegetationsentwicklung (siehe Tab. A sowie Tab. B, C, D im Online-Zusatzmaterial II)

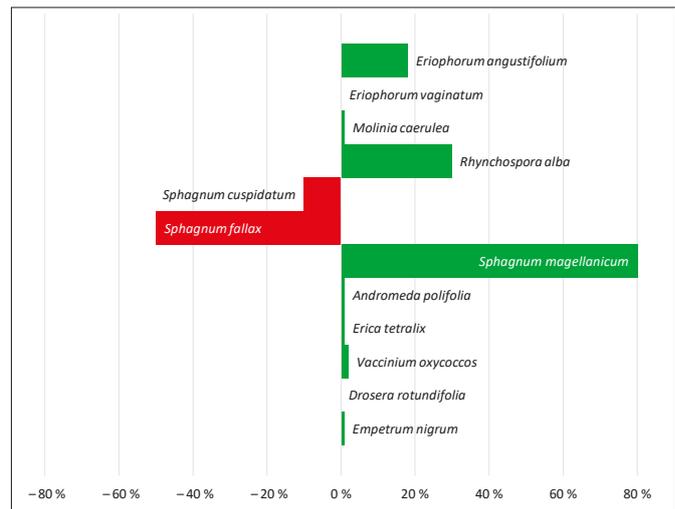
### 2.1 Fockbeker Moor

#### Ausgangsgesellschaft *Juncus effusus*-Gesellschaft (D2, Abb. A)

Der untersuchte Handtorfstich ist ca. 30 m<sup>2</sup> groß, die Torfmächtigkeit ist gering, ein Kontakt zum mineralischen Untergrund war 1989 nicht auszuschließen. Ausgehend von flutenden *Sphagnum cuspidatum* forma *submersum*-Watten im Jahr 1989 hatten sich Bulte (Horste) von *Juncus effusus* ausgebreitet (zu den deutschen Artnamen aller hier im Text genannten Pflanzenarten siehe Tab. B, C, D im Online-Zusatzmaterial II). Die Watten wurden bis 2009 von *Sphagnum fallax* verdrängt und vom Rand wanderten *Andromeda polifolia*, *Empetrum nigrum* und *Molinia caerulea* in die Fläche ein. Bis 2019 entwickelte sich die Fläche durch Einwanderung u. a. von *S. palustre*, *Betula pubescens*, *Rhamnus frangula* und *Dryopteris carthusiana* zum Betuletum pubescentis (siehe Tab. B im Online-Zusatzmaterial II).

#### Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft (D3, Abb. B)

In dem großflächigen Handtorfstich von D3 dominierte 1989 *Sphagnum fallax*. Bereits nach 10 Jahren hatte sich *S. magellanicum*



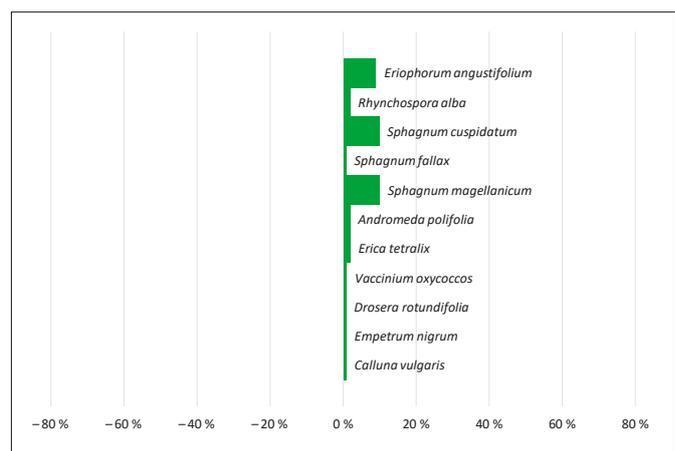
**Abb. B:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D3 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. B: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D3 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.

angesiedelt und breitete sich in den Folgejahren aus. Ericaceen beginnen seit 2009 vereinzelt auf dem Rasen einzuwandern. Im Jahr 2019 hat *S. magellanicum* *S. fallax* weitestgehend verdrängt und *Rhynchospora alba* ist eingewandert.

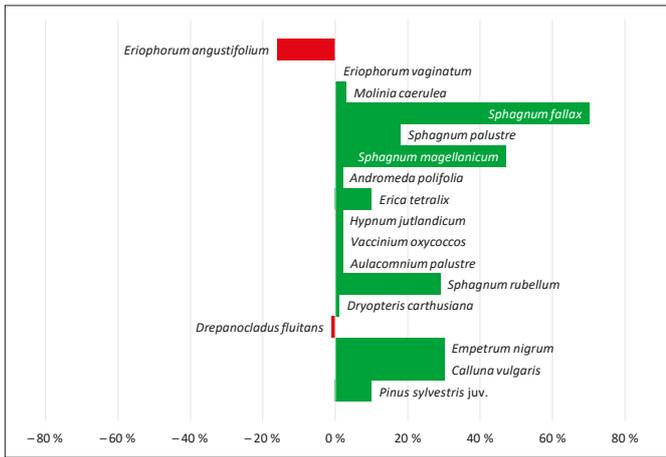
#### Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum cuspidatum* (D9, Abb. C)

Der Torfstich befindet sich relativ zentral im Fockbeker Moor, umgeben von kleinflächigen Handtorfstichen mit hochmoortypischer Vegetation. 1989 war der offenbar recht junge Torfstich von artenarmen Beständen der initialen *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft in der Fazies von *Sphagnum cuspidatum* forma *submersum* besiedelt. Nach 10 Jahren fällt eine Zunahme von Gefäßpflanzen und Torfmoosen als Teppich auf. Vom Rand her beginnt



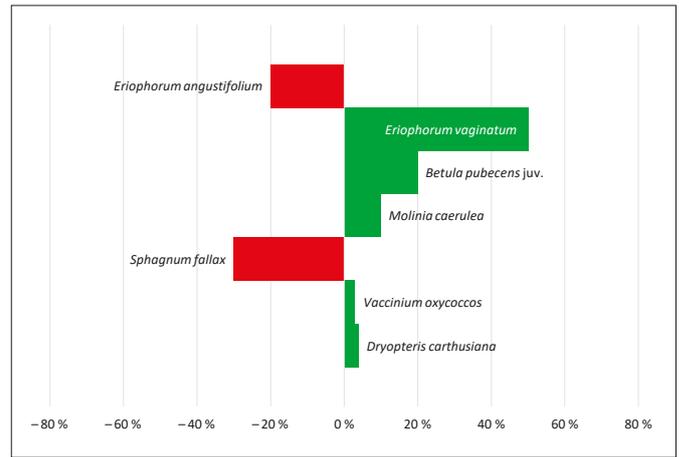
**Abb. C:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D9 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Da es sich um ein Pionierstadium handelt, sind ausschließlich Artenwanderungen zu verzeichnen.

Fig. C: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D9 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019. Because this is a pioneer phase there are only immigrations of species.



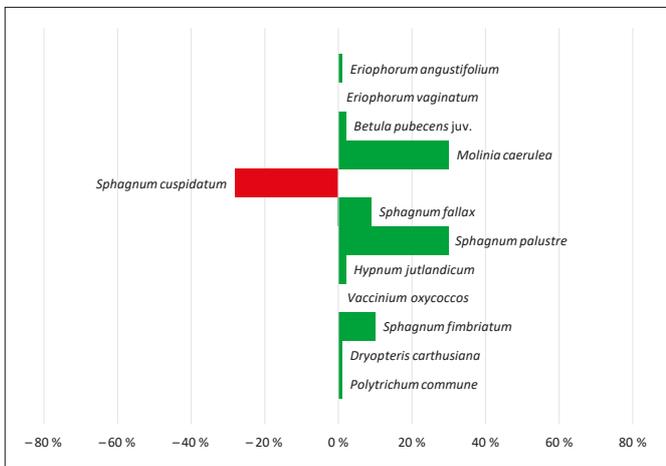
**Abb. D:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D10 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. D: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D10 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.



**Abb. F:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D5 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

Fig. F: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D5 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019.



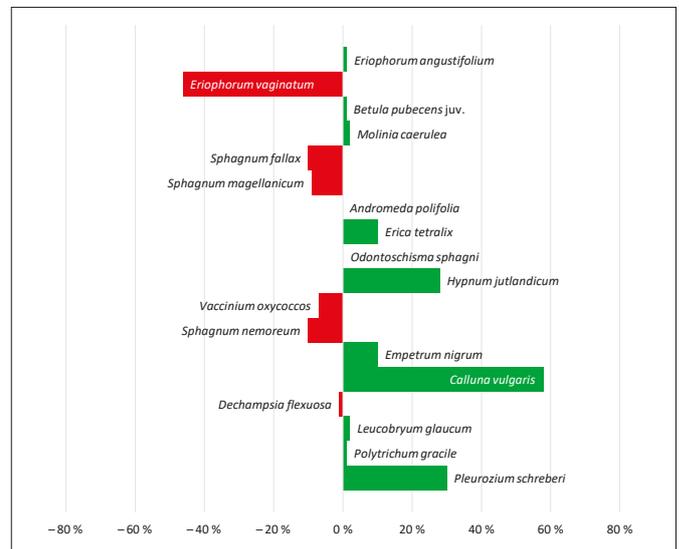
**Abb. E:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D1 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. E: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D1 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.

*S. magellanicum* einzuwandern. Im Jahr 2009 waren deutlich höhere Deckungen von *E. angustifolium* sowie erste Heidekräuter zu verzeichnen und als neue Schlenkenart (Schlenken = etwas tiefer gelegene Standorte im Mikrorelief von Mooren) war *Rhynchospora alba* auf den dichten Torfmoosrasen vertreten. Bis 2019 fand eine weitere Ausbreitung von *S. magellanicum* statt und *Calluna vulgaris* sowie *Empetrum nigrum* vervollständigten auf Bult-Initialen das Inventar der Hochmoorbultengesellschaft.

*Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum palustre* (D10, Abb. D)

*Eriophorum angustifolium* wurde hier von *E. vaginatum* und insbesondere sich ausbreitenden Heidekräutern und Torfmoosen verdrängt. Vor allem *Calluna vulgaris* hat sich in den letzten 10 Jahren bis 2019 mit mehr als 25 % Deckung ansiedeln können. *Sphagnum magellanicum* und *S. rubellum* haben sich auf Kosten von *S. fallax* und *S. palustre* ausgebreitet und eine Hochmoorbultengesellschaft aufgebaut.



**Abb. G:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D7 im Fockbeker Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. G: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D7 in Fockbeker Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.

*Eriophorum vaginatum*-Gesellschaft, Fazies von *Sphagnum cuspidatum* und *S. fallax* (D1, Abb. E, D5, Abb. F)

Die Bulte von *Eriophorum vaginatum* in D1 und D5 sind im Verlauf der 30 Jahre immer dichter geworden und haben *E. angustifolium* verdrängt. Sie wurden nach anfänglicher Überstauung seit 1999 ein eigenes Mikroökosystem mit immer mehr Bultbewohnern. Die Watten von *Sphagnum cuspidatum* wurden von *S. fallax*, *S. palustre* und selten auch *S. fimbriatum* ersetzt. Die Bestände können nach 30 Jahren daher dem Moorbirkenwald zugeordnet werden.

Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici typicum*, ericaceenreiche Phase (D7, Abb. G)

Die Fläche ist ein Rest der alten, exponierten Mooroberfläche. Bereits nach 10 Jahren war eine deutliche Zunahme von *Calluna*

*vulgaris*, *Empetrum nigrum* und *Pleurozium schreberi* zu verzeichnen, was sich in den folgenden beiden Jahrzehnten fortgesetzt hat. *C. vulgaris* dominiert die Fläche mit mehr als 55 % Deckung. *Molinia caerulea* und *Betula pubescens* mit einer Höhe bis zu 2,5 m haben sich ausgebreitet. Die Anteile der Torfmoose sind leicht zurückgegangen zugunsten der Laubmoose *Hypnum jutlandicum* und *Pleurozium schreberi*. Die Bestände werden nach 30 Jahren noch dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *C. vulgaris* zugeordnet.

## 2.2 Wittenseer Moor (siehe Abb. H)

### Veränderung der Deckungen der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenzahlen (Abb. I)

Mit Ausnahme von D3 hat sich die prozentuale Deckung der Phanerogamen im Wittenseer Moor über die betrachtete Zeitspanne von 30 Jahren leicht erhöht, der Median liegt bei 12,5 %. Jene der Kryptogamen ist gleichgeblieben oder hat sich erhöht, hier insbesondere bei D8, einer Fläche, die im Jahr 1989 überwiegend zertreten war. Die Artenzahl hat sich leicht erhöht (1–4 Arten, Lütt 2020).

Ausgangsgesellschaften *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati* (D2, D3, Abb. J, S. 6) und *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati*, Phase von *Rhynchospora alba* (D1, Abb. K, S. 6, D5, D6, D8, Tab. C im Online-Zusatzmaterial II)

Aus den nassen Stadien der Hochmoorbultengesellschaft mit schwimmenden Watten von *Sphagnum cuspidatum* und *S. fallax* entwickelten sich nach 10 Jahren dichte Teppiche mit hohen Deckungen von *S. magellanicum* und *Vaccinium oxycoccos*. Zwanzig Jahre später sind diese zu dichten *S. magellanicum*-Rasen mit mehr als 85 % Deckung aufgewachsen. Inzwischen konnte *Erica tetralix* Fuß fassen. Seit 2009 ist auch hier die Ansiedlung von *Rhynchospora alba* zu verzeichnen. Die Bestände werden daher aktuell dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *R. alba* zugeordnet.

Die Dauerfläche D8 wies 1989 infolge von Wildtritt nur noch eine Gesamtdeckung von 25 % auf. Nach 10 Jahren liegt diese wieder bei 100 %. *Sphagnum cuspidatum* sowie *S. magellanicum* hatten bereits 1999 wieder einen dichten Teppich gebildet. Die Etablierung und Ausbreitung von *Rhynchospora alba* nahm 1989 in D5 und D6 ihren Ausgang, seit 2009 besiedelt die Art den gesamten Regenerationskomplex im Wittenseer Moor. Wie bei den anderen Dauerflächen des Wittenseer Moors war auch hier bereits 1999 eine Neueinwanderung von *Molinia caerulea* zu verzeichnen, die inzwischen rückläufig ist. Auch diese Bestände werden aktuell dem *Erico-Sphagnetum magellanici* in der Phase von *R. alba* zugeordnet.



Abb. H: Regenerationskomplex im Wittenseer Moor im Jahr 2020 mit wüchsigen Torfmoosrasen. (Foto: Silke Lütt)

Fig. H: Regeneration complex in Wittenseer Moor in 2020 with growing *Sphagnum* lawns.

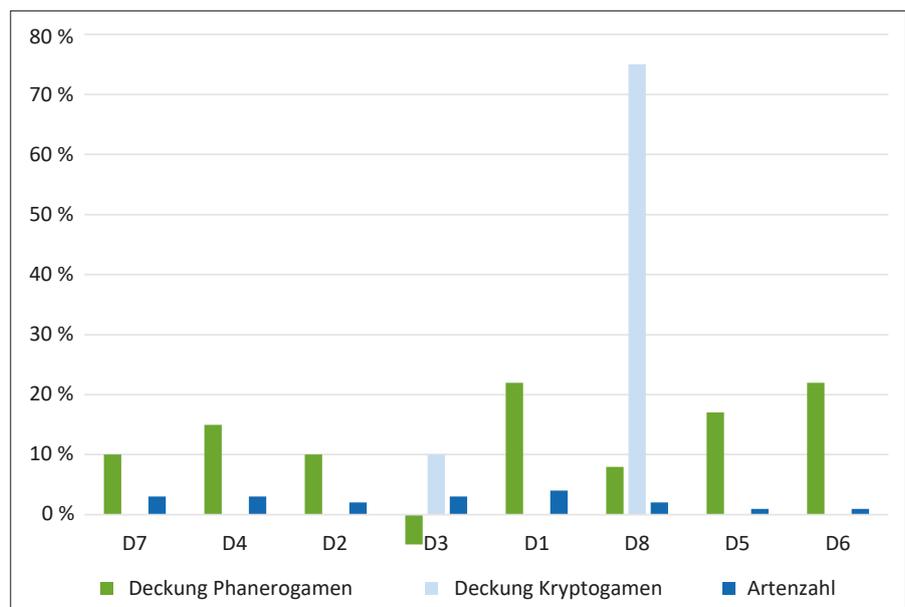


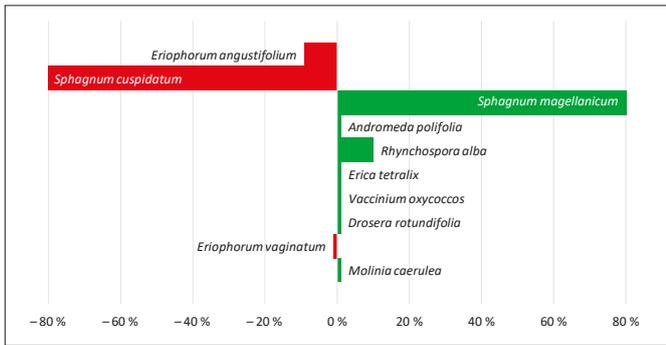
Abb. I: Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenzahlen in den Dauerflächen des Wittenseer Moors über die Zeitspanne 1989–2019. Bei Dauerflächen, in denen die Deckung der Kryptogamen gleich geblieben ist, fehlen die Balken.

Fig. I: Increase and decrease of percentage cover of plants, bryophytes and number of species in permanent plots in Wittenseer Moor over the period from 1989 to 2019. Bars are absent in permanent plots without changes in cover.

## 2.3 Owschlagler Moor

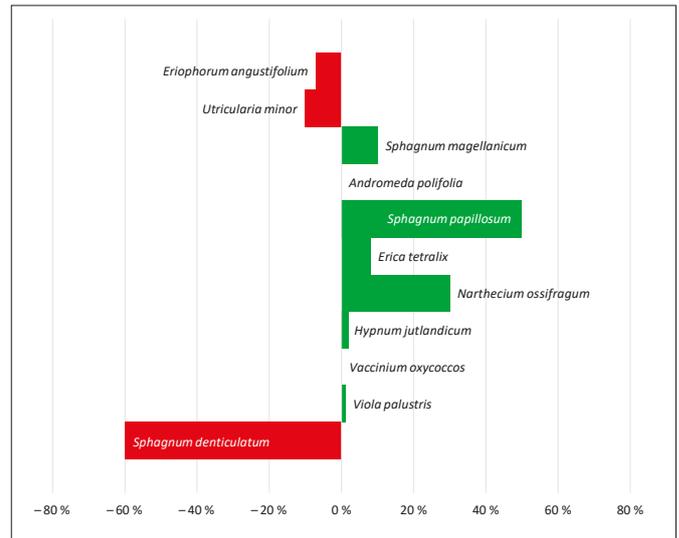
### Veränderung der Deckungen der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenzahlen (Abb. L, S. 6)

Die Deckung der Phanerogamen hat im Laufe von 30 Jahren in allen drei Dauerflächen von 32 % auf 55 % zugenommen (Median 48 %), jene der Kryptogamen hat abgenommen (D1, D2) oder in der primären Verlandungsgesellschaft des *Scorpidio-Utricularietum minoris* (D3) leicht zugenommen. Die Artenzahl hat sich lediglich um 1–3 Arten erhöht.



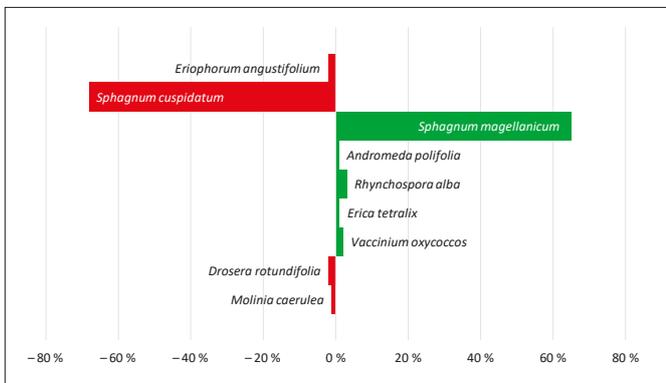
**Abb. J:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D3 im Wittenseer Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

Fig. J: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D3 in Wittenseer Moor over the period from 1989 to 2019.



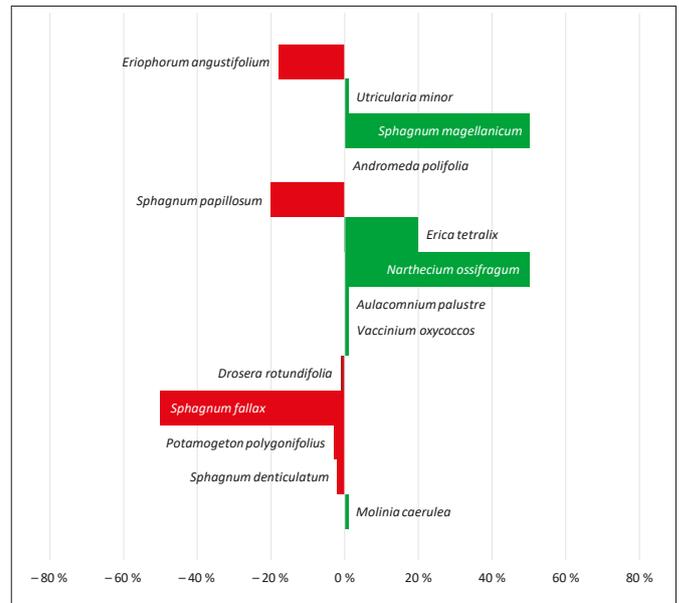
**Abb. M:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D3 im Owschlager Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. M: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D3 in Owschlager Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.



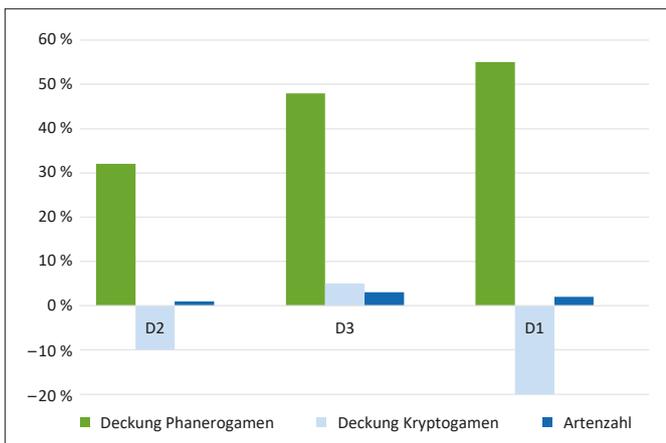
**Abb. K:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D1 im Wittenseer Moor über die Zeitspanne 1989–2019.

Fig. K: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D1 in Wittenseer Moor over the period from 1989 to 2019.



**Abb. N:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen von Arten in der Dauerfläche D1 im Owschlager Moor über die Zeitspanne 1989–2019. Ohne Balken bedeutet unverändert.

Fig. N: Increase and decrease of percentage cover of species in permanent plot D1 in Owschlager Moor over the period from 1989 to 2019. Without bar means no change.



**Abb. L:** Zu- und Abnahmen der prozentualen Deckungen der Phanerogamen und Kryptogamen sowie der Artenzahlen in den Dauerflächen des Owschlager Moors über die Zeitspanne 1989–2019.

Fig. L: Increase and decrease of percentage cover of plants, bryophytes and number of species in permanent plots in Owschlager Moor over the period from 1989 to 2019.

Insbesondere der Anteil der Niedermoorarten ist zugunsten von Arten der Hochmoorbultengesellschaft stark zurückgegangen (Lütt 2020).

**Ausgangsgesellschaft *Scorpidio-Utricularietum minoris* (D3, Abb. M)**

Nach 10 Jahren waren keine wesentlichen Veränderungen der Vegetation des kleinen Torfstichs festzustellen. Seit 2009 ist eine Verlandung vom Rand her zu verzeichnen, die sich bis 2019 fortsetzte: *Sphagnum magellanicum* und *S. papillosum* haben sich zusammen

mit *Narthecium ossifragum* in den Torfstich geschoben. Sowohl *S. fallax* als auch *S. denticulatum* wurden dabei zurückgedrängt. Daneben konnte sich auch *Molinia caerulea* ausbreiten. Insgesamt hat sich der Anteil der Gefäßpflanzen in 30 Jahren mehr als verdoppelt. Der Torfstich ist inzwischen kaum noch als solcher erkennbar, so massiv hat die Moorlilie ihre Ausläufer durch die Torfmoose gewoben und zu Bulten aufgewölbt. Der Bestand wird nach 30 Jahren dem *Erico-Sphagnetum magellanicum* in der Phase von *Narthecium ossifragum* zugeordnet.

#### Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanicum*, Subassoziation von *Narthecium ossifragum* (D1, Abb. N)

Bei der Dauerfläche D1 transgredierte Teppiche der Hochmoorbulten-Gesellschaft in den Wasserkörper mit Watten von *Sphagnum denticulatum* und *Utricularia minor*. Im Verlauf von 10 Jahren breitete sich *S. magellanicum* zugunsten von *S. fallax* und *S. papillosum* aus und bildete Rasen. 2009 nahmen die Rasen den Wasserkörper bereits vollständig ein und die Schwingdecke war zu einem festen, leicht bultigen Rasen von *S. magellanicum* aufgewachsen, der bereits höhere Deckungsanteile der Moorlilie aufwies. Aktuell hat sich insbesondere *Narthecium ossifragum* weiter durchsetzen können und über Seitentriebe dichte, bultige Bestände gebildet.

### 3 Literatur

- Dierschke H. (1994): Pflanzensoziologie – Grundlagen und Methoden. Ulmer. Stuttgart: 683 S.
- Lütt S. (2020): Vegetationsentwicklung in schleswig-holsteinischen Mooren in 30 Jahren. Langzeituntersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen. Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg 45: 7 – 50.

**Dr. Silke Lütt**  
Leiterin des Dezernats Biodiversität  
Abteilung Naturschutz und Forst  
Landesamt für  
Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume  
Hamburger Chaussee 25  
24220 Flintbek  
E-Mail: [silke.luett@llur.landsh.de](mailto:silke.luett@llur.landsh.de)



Die Autorin ist diplomierte Biologin und als solche seit vielen Jahren im Landesdienst im Biotop- und insbesondere Pflanzenartenschutz tätig; Promotion 1992 in Geobotanik an der CAU Kiel; leitet seit 2014 die landesweite Biotopkartierung, die im Jahr 2020 abgeschlossen wurde; seit Juni 2015 Leiterin des Dezernats Biodiversität im Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume in Schleswig-Holstein.



Tab. C: Vegetation der Dauerquadrate im Wittenseer Moor 1989 – 2019.

Table C: Vegetation of permanent plots in Wittenseer Moor 1989 – 2019.

1: Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft

2: Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati*

3: Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici sphagnetosum cuspidati*, Phase von *Rhynchospora alba*

Ausgangsgesellschaft	1										2										3																					
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40		
Aufnahme Nr.	D7	D7	D7	D7	D7	D4	D4	D4	D4	D4	D2	D2	D2	D2	D2	D3	D3	D3	D3	D3	D1	D1	D1	D1	D1	D8	D8	D8	D8	D8	D5	D5	D5	D5	D5	D6	D6	D6	D6	D6		
Dauerquadratkennung	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Fläche [m²]	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	40	50	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
Deckung gesamt [%]	10	15	20	20	20	5	10	35	20	20	15	20	20	35	25	25	30	35	30	20	8	12	20	25	30	22	22	15	20	30	3	15	15	20	20	3	10	25	30	25		
Deckung Phanerogamen [%]	100	100	95	100	100	100	100	90	100	100	100	100	100	100	100	90	90	95	100	100	100	100	100	95	100	25	35	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Deckung Kryptogamen [%]	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019		
Jahr	7	7	10	11	10	6	7	9	10	9	5	5	6	10	7	6	6	7	11	9	6	7	7	10	10	7	7	9	8	9	6	6	9	7	7	6	6	9	7	7		
Artenzahl																																										

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname																																										
<i>D1 Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättriges Wollgras	1	1	1	0,4	0,2	1	1	1	0,2	0,2	1	1	1	0,2	0,1	1	1	2	0,2	0,1	0,3	1	1	0,3	0,1	2	2	1	0,3	0,2	0,1	0,3	0,2	0,4	0,2	0,1	0,3	0,2	0,3			
<i>d1 Sphagnum cuspidatum</i>	Spieß-Torfmoos	4	4	4	2	1	3	2	2	0,1	-	10	8	3	0,2	0,1	9	9	6	0,4	1	7	5	2	0,4	0,2	0,3	1	4	1	0,1	6	5	3	0,1	-	5	5	1	-			
<i>d2 Sphagnum fallax</i>	Tügerisches Torfmoos	6	6	3	2	1	7	8	4	1	0,2	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	0,1	-	-	-	0,2	0,2	0,3	-	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-	0,1	-			
<i>D2 Sphagnum magellanicum</i>	Mittleres Torfmoos	-	-	3	7	8	-	-	3	9	10	0,3	2	7	9	10	1	1	4	9	9	3	5	8	9	10	2	2	6	9	10	3	5	7	10	10	5	6	9	10			
<i>Andromeda polifolia</i>	Rosmarinheide	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	0,2	0,1	-	-	-	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1	-	-	0,1	0,1				
<i>d3 Rhynchospora alba</i>	Weißes Schnabelried	-	-	-	0,2	1	-	-	2	1	0,3	-	-	-	0,3	1	-	-	-	0,4	1	-	-	0,2	0,3	-	-	0,2	0,2	1	0,1	1	1	1	0,1	0,3	2	2	-				
<b>Verband und Ordnung</b>																																											
<i>Erica tetralix</i>	Glocken-Heide	-	-	2	2	3	-	0,2	2	0,3	0,3	-	-	-	0,2	0,1	-	-	-	0,2	0,1	-	-	-	0,3	0,1	-	-	-	0,2	0,3	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-			
<b>Klasse</b>																																											
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Gewöhnliche Moosbeere	0,1	0,1	1	0,4	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	0,2	0,1	0,2	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-	0,1	0,1	0,1	-
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Scheiden-Wollgras	0,1	0,1	1	1	1	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<b>Begleiter</b>																																											
<i>Molinia caerulea</i>	Gewöhnliches Pfeifengras	0,2	0,2	3	2	1	0,1	0,2	1	0,1	0,2	-	-	0,3	2	0,2	0,1	0,2	0,3	2	0,2	0,3	1	1	1	0,2	0,1	0,1	0,1	-	0,1	-	-	0,2	0,2	0,1	-	-	0,1	0,1	0,1	-	
<i>Calluna vulgaris</i>	Besenheide	-	-	-	-	-	-	-	0,3	0,4	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	0,1	0,1	-	-	0,2	0,2	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Quercus robur</i> juv.	Stieleiche juv.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

**Online-Zusatzmaterial II zum Beitrag:**

Lütt S. (2021): 30 Jahre Vegetationsentwicklung schleswig-holsteinischer Moore – Untersuchungen an Dauerbeobachtungsflächen. *Natur und Landschaft* 96(12): 570 – 578.

DOI: 10.19217/NuL2021-12-02

**Tab. D: Vegetation der Dauerquadrate im Owschlag Moor 1989 – 2019.**

Table D: Vegetation of permanent plots in Owschlag Moor 1989 – 2019.

1: Ausgangsgesellschaft *Eriophorum angustifolium*-Gesellschaft

2: Ausgangsgesellschaft *Scorpidio-Utricularietum minoris*

3: Ausgangsgesellschaft *Erico-Sphagnetum magellanici*, Subassoziation von *Narthecium ossifragum*

Ausgangsgesellschaft	1					2					3				
Aufnahme Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Dauerquadratkennung	D2	D2	D2	D2	D2	D3	D3	D3	D3	D3	D1	D1	D1	D1	D1
Fläche [m²]	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Deckung gesamt [%]	90	90	100	95	95	80	90	95	100	100	95	95	95	100	100
Deckung Phanerogamen [%]	28	25	25	35	60	22	20	25	40	70	25	30	40	50	80
Deckung Kryptogamen [%]	90	90	100	90	80	75	80	90	100	80	90	90	90	90	70
Jahr	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019	1989	1991	1999	2009	2019
Artenzahl	10	10	10	13	11	7	7	8	10	10	11	11	13	12	9

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname
----------------------------	-------------------

D1 <i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättriges Wollgras	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	1	1	1	0,3	0,3	2	3	3	0,1	0,2
Ch <i>Utricularia minor</i>	Kleiner Wasserschlauch	0,2	0,2	-	0,1	-	1	0,3	1	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	-
D2 <i>Sphagnum magellanicum</i>	Mittleres Torfmoos	-	-	-	-	3	-	-	-	1	1	2	2	4	8	7
<i>Andromeda polifolia</i>	Rosmarinheide	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
D3 <i>Narthecium ossifragum</i>	Moor-Ährenllilie; Beinbrech	-	-	-	0,2	3	2	2	2	3	5	2	3	3	4	7
<i>Sphagnum papillosum</i>	Warziges Torfmoos	-	-	-	-	2	-	-	-	4	5	3	3	3	2	1
<i>Erica tetralix</i>	Glocken-Heide	-	-	-	1	1	0,2	0,2	0,1	0,2	1	-	-	0,2	0,2	-
<i>Aulacomnium palustre</i>	Sumpf-Streifenstermoos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypnum jutlandicum</i>	Heide-Schlafmoos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Gewöhnliche Moosbeere	-	-	-	-	-	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	-
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1	0,2	0,2	0,1	-
<i>Sphagnum fallax</i>	Trügerisches Torfmoos	9	9	10	10	4	-	-	-	0,2	-	5	3	3	0,1	-
<i>Potentilla palustris</i>	Sumpfblootauge	0,3	0,2	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Fieberklee	0,3	0,2	0,2	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Calliergon stramineum</i>	Strohgelbes Schönmoos	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex rostrata</i>	Schnabel-Segge	0,3	0,3	0,1	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex canescens</i>	Graue Segge	0,2	0,3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agrostis canina</i>	Sumpf-Straußgras	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Viola palustris</i>	Sumpf-Veilchen	-	-	-	-	-	-	-	0,1	-	0,1	-	-	-	-	-
<i>Rhynchospora alba</i>	Weißes Schnabelried	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-
<i>Potamogeton polygonifolius</i>	Knöterich-Laichkraut	1	0,3	0,1	0,2	0,1	-	-	-	-	-	0,3	0,2	0,1	0,1	-
<i>Sphagnum denticulatum</i>	Geöhrttes Torfmoos	-	-	-	0,1	0,1	8	8	9	2	2	0,2	0,3	0,2	0,1	-
<i>Equisetum fluviatile</i>	Teich-Schachtelhalm	0,3	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salix aurita</i>	Ohr-Weide	-	-	0,2	0,1	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Molinia caerulea</i>	Gewöhnliches Pfeifengras	-	-	-	0,2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
<i>Drosera intermedia</i>	Mittlerer Sonnentau	-	-	-	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-