

Tuexenia

Beiheft Nr. 16

Jahrestagung der
Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft (FlorSoz)
in Oldenburg 2024



Tuexenia

Mitteilungen der
Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Beiheft Nr. 16

Vegetation Nordwestdeutschlands

Herausgegeben von
Cord Pepler-Lisbach, Rainer Buchwald, Holger Freund & Michael Kleyer

Im Auftrag der
Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Oldenburg 2024
ISSN 1866-3885

Auftraggeber für die Herausgabe der Tuexenia-Beihefte

Dr. Karsten Horn

(Geschäftsführer der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft, FlorSoz)

Frankenstraße 2

91077 Dormitz

geschaeftsfuehrung@florsoz.de

www.tuexenia.de

Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e. V. (FlorSoz)

Text Layout: FlorSoz AG, Anna Heinken-Šmidová

Umschlag Layout: FlorSoz AG, Simone Schneider, Volker Teuschler

Titelfotos: Groß: Salzwiese mit *Limonium vulgare*, Norderney (H. Freund, Juli 2014),

von links nach rechts: *Lobelia dortmanna* (C. Peppler-Lisbach, August 2009),

Glaux maritima (H. Freund, Juli 2014), *Drosera rotundifolia* (C. Peppler-Lisbach,

Juli 2013), *Genista anglica* (C. Peppler-Lisbach, Juni 2023)

Druck: Isensee-Verlag, Oldenburg

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
Geologie und naturräumliche Gliederung Nordwestdeutschlands	7
<i>Holger Freund</i>	
Exkursionsführer	
Exkursion 1: Vegetation der Geest (Wildeshauser Geest, Oldenburger Geest bei Etzhorn)	21
<i>Cord Pepler-Lisbach, Martin Diekmann, Ralf Becker & Thomas Täuber</i>	
Exkursion 2: Moore NW-Deutschlands	49
<i>Joachim Blankenburg, Holger Brux, Rainer Buchwald, Jana Packmor, Hermann Wreesmann</i>	
Exkursion 3: Salzwiesen der Festlandsküste Niedersachsens	71
<i>Michael Kleyer & Rüdiger von Lemm</i>	
Exkursion 4: Wangerooge – Typische Lebensräume einer ostfriesischen Barriereinsel	89
<i>Holger Freund, Markus Prinz & Mathias Heckroth</i>	
Nachexkursion: Oligotrophe Gewässer und Hudelandschaften im Emstal und angrenzenden Gebieten	109
<i>Rainer Buchwald, Cord Pepler-Lisbach & Tobias Böckermann</i>	

Vorwort

Nach 1953 und 1995 findet die Jahrestagung der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft im Jahr 2024 bereits zum dritten Mal in Oldenburg statt. Während im Jahr 1953 auf einen Vortragstag lediglich eine eintägige Exkursion zu Heidegewässern bei Friesoythe folgte, konnte 1995 mit sechs unterschiedlichen Exkursionen bereits ein umfassender Überblick über die Vegetationstypen Nordwestdeutschlands gegeben werden. Dies war nicht zuletzt deshalb möglich, weil 1974 die Carl von Ossietzky Universität gegründet worden war, die ihre Wurzeln in dem seit Ende des 18. Jahrhunderts in Oldenburg existierenden Lehrerseminar bzw. der daraus hervorgegangenen Pädagogischen Hochschule hat. Im Zusammenhang mit dem alten Lehrerseminar ist vor allem die Tätigkeit von Wilhelm Meyer hervorzuheben, der in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts maßgeblich zur Erhaltung und zum Ausbau des Botanischen Gartens (in Zusammenarbeit auch mit R. Tüxen) und zur Erforschung der heimischen Flora beigetragen hat. Nach Gründung der Universität, deren 50-jähriges Bestehen in diesem Jahr gefeiert wird, konnte sich im damaligen Fachbereich Biologie seit den 1970er und 1980er Jahren mit Wolfgang Eber, Albrecht Gerlach, Hellmuth von Glahn, Peter Uwe Klinger, Peter Janiesch und Gerhard Wiegleb eine rege universitäre vegetationsökologische Forschung und Lehre etablieren. Seit den 1990er und 2000er Jahren kam u. a. mit Rainer Buchwald, Holger Freund, Michael Kleyer und Cord Peppeler-Lisbach eine neue Generation von Lehrenden hinzu, die in diesem Jahr mit der Unterstützung zahlreicher, auch außeruniversitärer, Kolleginnen und Kollegen die Ausrichtung der Jahrestagung übernommen hat.

Die vegetationsökologische Lehre findet heute im Rahmen mehrerer Studiengänge statt, die seit 1993 an der CvO-Universität eingerichtet wurden. Neben den Biologie-Studiengängen (Fach-Bachelor- und Master, Lehramt) ist dies vor allem der Bachelor-Studiengang „Umweltwissenschaften“, der gemeinsam vom Institut für Biologie und Umweltwissenschaften (IBU) und dem Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM) getragen wird, und der Master-Studiengang „Landschaftsökologie“ des IBU, der den 1993 gegründeten Diplom-Studiengang gleichen Namens fortführt. Zahlreiche Absolventinnen und Absolventen dieser Studiengänge arbeiten mittlerweile in den Planungsbüros, Naturschutzbehörden und Umweltverbänden der Region und darüber hinaus.

Die Besonderheiten der Vegetation im Nordwesten Deutschlands liegen in den speziellen naturräumlichen Gegebenheiten begründet. Das stärker als in vielen anderen Regionen Deutschlands ozeanisch geprägte Klima mit traditionell kühlen, feuchten Sommern und milden Wintern, das meist wenig ausgeprägte Relief sowie basenarme pleistozäne Sedimente bedingen eine Landschaft, in der über lange Zeit nährstoffarme, saure Standorte dominierten. Vor allem in den Tälern der pleistozänen Moränenlandschaft konnten sich aber auch nährstoffreichere, grundwassergeprägte Standorte ausbilden. Noch bis ins 19. Jahrhundert waren naturnahe und halbnatürliche Vegetationstypen hier weithin vertreten, seien es großflächige Hochmoorbereiche, Niedermoore, bodensaure Buchen- und Eichen-Wälder, Eichen-Hainbuchen-, Erlen-Eschen- und Bruchwälder oder die anthropogen entstandenen Heiden, Sandmagerrasen und Feuchtwiesen. An der Küste, bedingt durch Salzeinfluss, Dünenbildung und tonreiche Marschböden, entstand ebenfalls eine speziell ausgeprägte Vegetation, u. a. mit Dünenrasen und -heiden sowie Salzwiesen mit zahlreichen an diese besonderen Bedingungen angepassten Arten.

Die bis in die Gegenwart immer intensiver werdende Landnutzung hat gerade in Nordwestdeutschland mit einschneidenden anthropogenen Eingriffen wie Landschaftsentwässerung, Torfabbau, Eindeichung und intensive Acker- und Grünlandnutzung vielerorts zum Verschwinden der regionaltypischen Vegetation geführt, insbesondere der oligotraphenten Ausprägungen. Dennoch haben sich interessante Beispiele davon bis heute erhalten, so dass wir den an der Tagung teilnehmenden Gästen immer noch seltene atlantisch verbreitete Arten, naturnahe Wälder, attraktive Magerrasen und Heiden, Hochmoor-, Dünen- und Salzwiesenvegetation präsentieren können. Es soll im Rahmen der Tagung aber vor allem auch auf die vielfältigen Probleme und Fragen beim Schutz, der Pflege und der Wiederherstellung dieser Lebensräume eingegangen werden. Wir hoffen auf anregende Diskussionen und freuen uns auf die Beiträge der Teilnehmenden, die sicher vieles aus ihrem eigenen Erfahrungsschatz einbringen können.

Die Durchführung der Tagung und der Exkursionen wäre nicht möglich ohne vielfältige Unterstützung. Wir danken Daniela Meißner und Helga Hots von der AG Vegetationsökologie und Naturschutz für die tatkräftige organisatorische und technische Unterstützung, Martin Diekmann (Universität Bremen), Ralf Becker (Stadt Oldenburg), Thomas Täuber (NLWKN), Thomas Homm (Elsfleth-Dalsper), Markus Prinz (Universität Oldenburg), Mathias Heckroth (Mellumrat e. V.), Rüdiger von Lemm (Jade-Sehestedt), Martin Sprötge und Julia Schwienheer (Planungsgruppe Grün, Oldenburg), Joachim Blankenburg (GDFB), Holger Brux (Oldenburg), Jana Packmor (Universität Oldenburg), Hermann Wreesmann (Friesoythe) sowie Tobias Böckermann (Meppen) für die Unterstützung bei der Durchführung der Exkursionen und ihre Beiträge zum Exkursionsführer, den Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen der Unteren Naturschutzbehörden (Landkreis Oldenburg, Emsland) für die Betretungserlaubnis von Schutzgebieten, dem Nationalpark Wattenmeer (Maika Isermann, Karla Schulze, Anna Appel) sowie dem Mellumrat e. V. (Cristina Sejas, Jakob Gürtler, Friedrich Lehn, Jan Ulber).

Besonderer Dank gilt schließlich dem Vorstand der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft für Rat und Tat bei der Vorbereitung der Tagung, insbesondere Simone Schneider, Werner Härdtle, Karsten Horn und Dominique Remy, der Tuexenia-Redaktion (Thilo Heinken), Anna Heinken-Šmídová für das Layout der Artikel des Tagungsführers und Simone Schneider für die Cover-Gestaltung.

Rainer Buchwald, Holger Freund, Michael Kleyer & Cord Pepler-Lisbach
Oldenburg, im Juni 2024

Geologie und naturräumliche Gliederung Nordwestdeutschlands

Holger Freund

Arbeitsgruppe Geoökologie, Institut für Chemie und Biologie des Meeres, Fak. V., Carl von Ossietzky
Universität Oldenburg, Schleusenstraße 1, 26382 Wilhelmshaven
E-Mail: holger.freund@uol.de

1. Einführung

Niedersachsen lässt sich in neun naturräumliche Regionen untergliedern, die von den montanen und hochmontanen Regionen des Harz, über die vorgelagerten Hügelländer der Mittelgebirgsschwelle, in die kaltzeitlich geprägten Tieflandregionen bis an die Nordseeküste reichen. Diese Vielfalt an Landschaften ist in Deutschland einmalig. Das Exkursionsgebiet liegt hierbei in Teilbereichen der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest (2, Abb. 1), der Ems-Hunte Geest und der Dümmer-Geestniederung (4, Abb. 1) sowie an der Niedersächsischen Nordseeküste mit den angrenzenden Marschen (1, Abb. 1; von Drachenfels 2010).

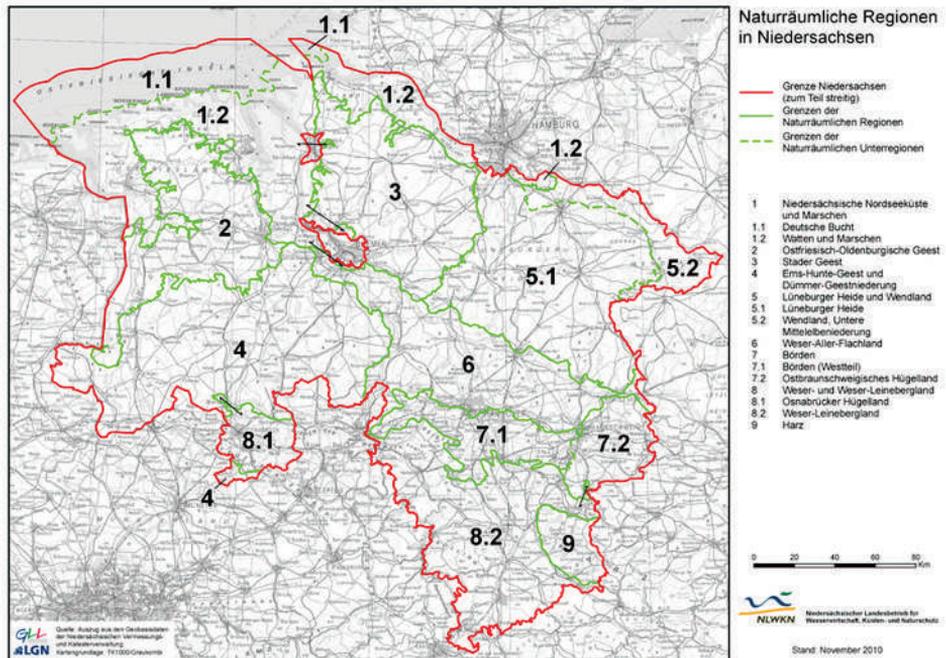


Abb. 1. Naturräumliche Gliederung in Niedersachsen (Quelle: MU 2024).

2. Die geologische Entwicklung Nordwestdeutschlands im Quartär

2.1 Genereller Überblick

Das norddeutsche Tiefland und somit auch das hier vorgestellte Exkursionsgebiet ist vollständig von quartären Ablagerungen bedeckt, wobei die Mächtigkeit der abgesetzten Lockersedimente schwanken kann und meist in südlicher Richtung abnimmt. Die quartären Schichten sind hauptsächlich dem Pleistozän zuzuordnen, holozäne Bildungen bedecken die kaltzeitlichen Ablagerungen häufig nur als geringmächtiger Schleier (Benda 1995, Ehlers 2011).

Die weiteste Verbreitung an der Oberfläche haben vor allem Ablagerungen der vorletzten Vereisung, der Saale-Kaltzeit (300.000–130.000 Jahre; Litt 2007). Neben den saalezeitlichen Geschiebelehmen sind hier vor allem glazifluviale Sande zu nennen, die den Hauptanteil der Altmoränenlandschaft ausmachen und die Grundlage für die entsprechenden Heidelandschaften Nordwestdeutschlands bieten. Die drittletzte Vereisung, die Elster-Kaltzeit (400.000–320.000 Jahre; Litt 2007), erreichte ebenso wie die Saale-Kaltzeit Norddeutschland, deren Ablagerungen sind jedoch von saalezeitlichen Bildungen überdeckt und

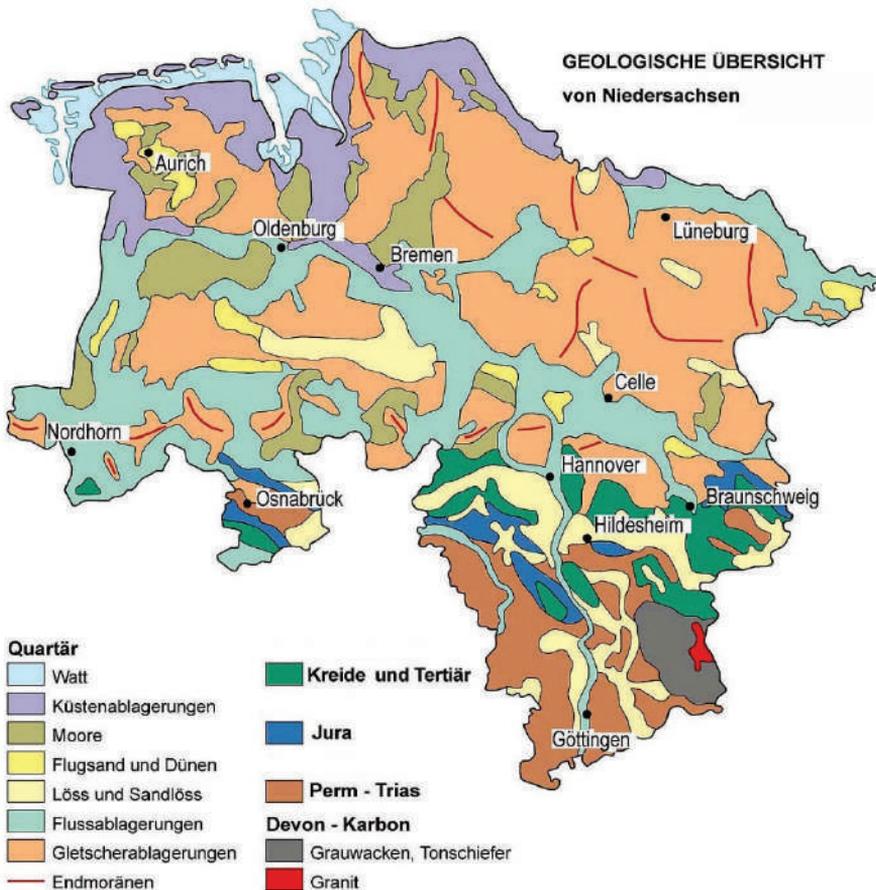


Abb. 2. Geologische Übersicht von Niedersachsen und Bremen (Quelle: Heunisch et al. 2017).

somit nur selten oberflächennah aufgeschlossen (Benda 1995). Der weichselzeitliche Eisvorstoß (115.000–11.600 Jahre; Litt 2007) erreichte das Gebiet südlich der Elbe nicht, so dass das niedersächsische Tiefland ausschließlich im Vorfeld des weichselzeitlichen Gletschers und somit im periglazialen Bereich lag. Aufgrund der höheren Windgeschwindigkeiten kam es in dieser Zeit vor allem zum Absatz von Flugsanddecken, an einigen günstigen Standorten aber auch zur Bildung von Sandlößablagerungen von wenigen Meter Mächtigkeit.

2.2 Die Geest

Die geologisch durch Bildungen der Saale-Kaltzeit geprägte Landschaft Niedersachsens wird auch als Altmoränenlandschaft bezeichnet. Landläufig hat sich hierfür auch der Begriff Geest etabliert, der sich aus dem niederdeutschen Wort „güst“ ableitet, was so viel wie trocken oder unfruchtbar bedeutet (Behre 2008). Schon hieraus wird ersichtlich, dass sich das saalezeitliche Altmoränengebiet vom biologischen Potenzial deutlich von der durch die Weichsel-Kaltzeit geprägten Jungmoränenlandschaft nördlich der Elbe unterscheidet. Eine durch Erosion geprägte, eher gering reliefierte Oberfläche, die entkalkt, eher nährstoffarm und von Sanden überdeckt ist, prägt daher das Landschaftsbild der niedersächsischen Geest.

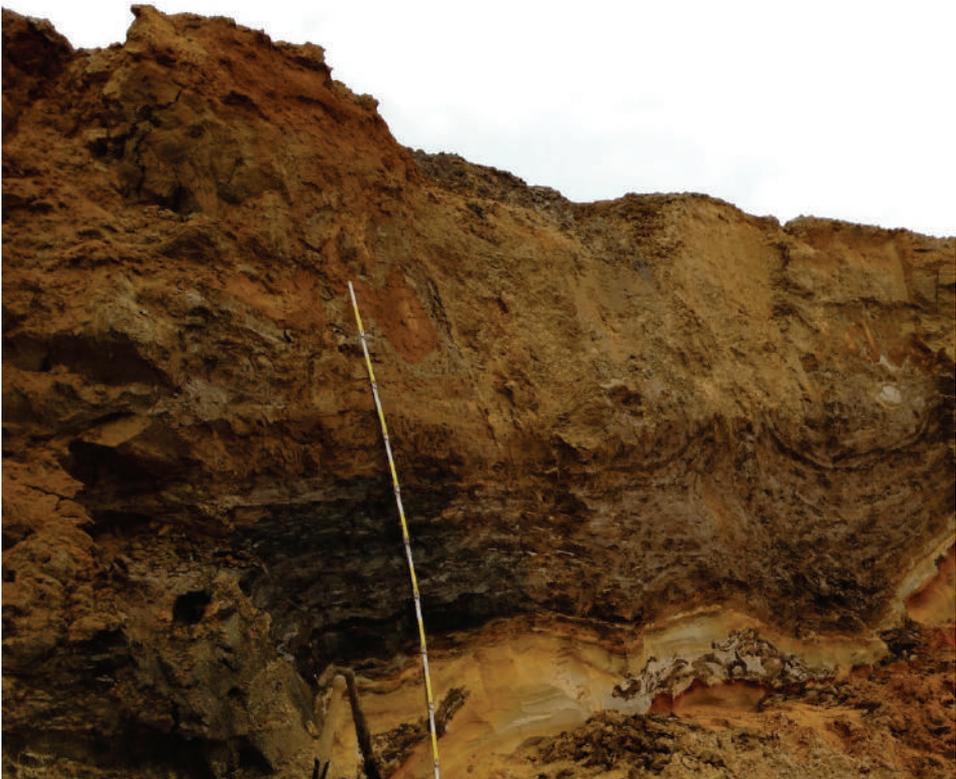


Abb. 3. Saalezeitlicher Geschiebelehm über glazifluvialen Sanden (Quarzwirk Marx) (Foto: H. Freund, 2015).

Gletschervorstöße hinterlassen idealerweise Ablagerungen in Form einer sogenannten „Glazialen Serie“, die aus einem räumlichen Neben- und Übereinander von Grundmoränen, Endmoränen, Sanderflächen und Urstromtalbildungen besteht und ein vielfältiges Mosaik verschiedenartiger Oberflächenformen und Sedimente hinterlässt (Benda 1995).

Die schwach wellige Landschaft der von sogenannten tills (= Grundmoränenablagerungen) aufgebauten Grundmoränenlandschaft ist im Exkursionsgebiet vor allem durch Geschiebelehm gekennzeichnet (Abb. 3) und wurde nach dem Rückzug der saalezeitlichen Eismassen durch Solifluktion und Erosion wieder eingerumpft.

Diese saalezeitlichen Ablagerungen bilden sozusagen das Rückgrat des Oldenburgisch-Ostfriesischen Geestrückens, der sich von Oldenburg in nordwestlicher Richtung bis an die küstennahen Marschengebiete erstreckt (Abb. 2). Die Matrix der Grundmoränenablagerungen besteht aus einer Mischung unterschiedlichster Kornfraktionen und Geschiebeinventare, wobei die feineren Fraktionen in der Regel überwiegen, so dass die Ablagerungen per se sorptionsstärker, frischer und nährstoffreicher sind als die überlagernden bzw. randlich vorkommenden sandreicheren glazifluvialen bzw. äolischen Bildungen der Saale- respektive der Weichsel-Kaltzeit. Dies ist wohl auch der Grund, dass sich in diesen Bereichen die höchste Dichte von Ackerbauflächen auf der Geest befindet, die nur noch von den südlich anschließenden Sandlöß- und Lößflächen übertroffen wird.

Sander- und Flugsandflächen

Vor den entsprechenden Endmoränenzügen schütteten Schmelzwässer fächerartige Sandflächen auf, die als Sander bezeichnet werden. Nahe der Gletscherwurzel sind diese Ablagerungen eher durch gröberes Korn gekennzeichnet, während mit größerer Entfernung vom damaligen Gletscher sandige Ablagerungen überwiegen. In den vorhandenen Niederungen der Geestflächen gehen Sandablagerungen ebenfalls auf Schmelzwasserablagerungen zurück, die dort in Form von „braided river“- oder verwilderten Flusssystemen abgesetzt wurden, so zum Beispiel in der Hunte-Leda-Niederung oder südlich der Cloppenburg Geest (Benda 1995). Morphologisch eindrucklich sind ebenfalls Eintiefungen auf der Oldenburgisch-Ostfriesischen Geest, wo schmale in NE-SWliche Richtung verlaufende Erosionsrinnen zum einen die Bewegungsrichtungen des Eises widerspiegeln, aber auch auf die Tiefenerosion von Schmelzwässern hindeuten (Streif 1990a). Hauptsächlich sind die Schmelzwasserablagerungen saalezeitlichen Alters, in der Weichsel-Kaltzeit unterlag die saalezeitliche geprägte Landschaft bekanntermaßen Permafrostbedingungen u. a. mit Solifluktion und Abspülung. Die entstandenen Erosionsprodukte wurden schließlich periglaziär-fluviatil abtransportiert und als weichselzeitlicher Talsand wieder abgesetzt.

Fehlende bzw. spärliche kaltzeitliche Vegetation und eine intensive Windwirkung verstärkten die fluvialen bzw. glazifluvialen Erosionsprozesse zusätzlich. In Bereichen schlecht sortierter Moränen- und Schmelzwasserablagerungen führten die äolischen Prozesse mit dem Auswehen feinerer Korngrößen zu einer Anreicherung gröberer Komponenten in Form von Steinsohlen und der Ausprägung von Windkantern. Die ausgeblasenen Sande setzten sich in der Regel nahe des Ausblasungsortes in Form ausgedehnter Flugsanddecken wieder ab (Abb. 4) bzw. wurden zu Dünen aufgeweht. Die tonig-schluffigen Gemengeteile wurden dagegen als Suspensionsfracht aufgenommen und über größere Distanzen abtransportiert. Häufig in direkter Nachbarschaft zum Flugsand kommt es zumeist inselartig schon zur Ablagerung von Sandlöß, wohingegen die eigentlichen Lößablagerungen weiter südlich, außerhalb des Exkursionsgebietes abgesetzt wurden.



Abb. 4. Flugsanddecke mit Wurzeltopf (Quarzwirk Marx) (Foto: E. Ahrensfeld, 2014).

Hoch- und Niedermoorgebiete

Vor allem im Bereich der Geestniederungen bildeten sich schon im ausgehenden Weichsel-Spätglazial auf grundwassernahen Standorten ausgedehnte Niedermoorflächen, die auch im Holozän weiter existierten und später in Grünlandnutzung überführt wurden. Erst später im Atlantikum (ab ca. 5500 Jahren v. Chr., regional gibt es zeitliche Unterschiede, Petzelberger et al. 1999), mit ansteigendem Meeresspiegel und einem zunehmend ozeanischeren Klima, höherer Niederschlagsmenge und einem Wasserüberschuss entwickelten sich auf dem Oldenburgisch-Ostfriesischen Geestrücken ausgedehnte Hochmoorflächen. Die Hochmoore konnten einerseits aus der Verlandung von auf dem Geestrücken vorkommenden Stillgewässern hervorgehen oder aber andererseits sich als sogenannte wurzelechte Hochmoore direkt auf dem mineralischen Untergrund entwickeln. Generell ist zu bemerken, dass das Gebiet zwischen Ems und Weser auch heute noch die moorreichste Region Deutschlands ist und das, obwohl zwischenzeitlich ein großer Teil der vormals weitflächigen Moorflächen abgetorft und tiefgreifend verändert wurden.

2.3 Die Küstenregion

Die Küstenlandschaften Niedersachsens sind, geologisch betrachtet, eine der jüngsten bekannten Landschaftsformen überhaupt. Mit der schon im Weichsel-Spätglazial allmählich einsetzenden klimatischen Erwärmung ist eine fortdauernde Veränderung verbunden, die das während der Weichselkaltzeit landfeste und periglaziale südliche Nordseebecken erfasste und die Küstenlinie über eine quasi ertrinkende Landschaft immer weiter nach Süden verschob (Streif 1990a, b).

Die zyklischen Klimaschwankungen des Quartärs haben diesen Vorgang mehrfach wiederholt, wobei vereinfacht gesagt, Kaltzeiten immer mit Meeresspiegel-Tiefständen und Warmzeiten mit Meeresspiegel-Hochständen verbunden sind. Aufgrund einer sehr guten Datenlage ist man über den Übergang und die Küstenbildungsprozesse vom Übergang der Weichsel-Kaltzeit in das Holozän am besten unterrichtet.

Die Küstenentwicklung vom Spätglazial in das Holozän

Während des Weichsel-Hochglazials vor ca. 22.000–18.000 Jahren vor heute lag der Meeresspiegel der Nordsee vermutlich 100 bis 130 m unter dem heutigen Niveau (Jelgersma 1979). Mit der einsetzenden klimatischen Erwärmung schmolzen die großen Inlandvereisungen allmählich ab, die freigesetzten Wassermassen gelangten wieder in die Meeresbecken, so dass der Meeresspiegel langsam wieder anstieg. Die geologischen und physikalischen Prozesse, die mit einem ansteigenden Meeresspiegel und einer damit verbundenen Küstenentwicklung verbunden sind, gestalten sich äußerst komplex, so dass sie an dieser Stelle nur sehr vereinfacht wiedergegeben werden können. Neben dem eustatischen Meeresspiegelanstieg, also Schwankungen, die allein auf Veränderungen im Eis-/Wasserhaushalt zurückzuführen sind, spielen auch isostatische Ausgleichsbewegungen (u. a. Vinck et al. 2007) und die thermische Expansion des Wassers entscheidende Rollen. Um ca. 10.000 Jahre vor heute drangen Überflutungen zwischen Doggerbank und ostenglischer Küste in das Nordseegebiet ein. Um ca. 8.000 Jahren vor heute öffnete sich der Ärmelkanal und ca. 1.000 Jahre später herrschten in der gesamten südlichen Nordsee marine Verhältnisse (Eisma et al. 1981, Cameron et al. 1993, Freund & Streif 2000).

Das heutige Küstenvorfeld wurde mit ersten Brackwasservorstößen um ca. 6500 v. Chr. erreicht (Hanisch 1980, Streif 1990a, b; Abb. 5), die Küstenlinie lag aber noch ca. 25 m unter dem heutigen Niveau und noch einige Kilometer vor der heutigen Kette von Barriereinseln. Mit dem weiteren Anstieg des Meeresspiegels entwickelte sich die heutige Küstenlandschaft mit den typischen Barriereinseln, den dahinterliegenden Wattbereichen und einem breiten Übergangsaum mit Salzwiesen und Brackwasserröhrichten, der allmählich in die teils von Mooren umsäumten Geestbereiche überging. Der hierbei abgelagerte Akkumulationskeil ist in Abbildung 5 schematisch dargestellt und spiegelt die dynamischen Vorgänge im sogenannten Küstenholozän wider.

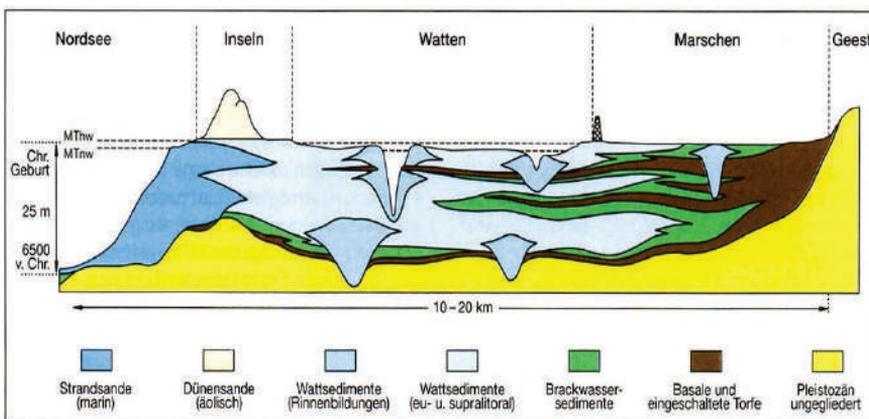


Abb. 5. Schematischer geologischer Schnitt von der Nordsee über die Barriereinseln, Watten und Marschen bis zur Geest (Freund & Streif 2000).

An der Seeseite ist dieser Sedimentkörper bis zu 25–35 m mächtig und keilt dann landwärts allmählich aus. Im Schichtaufbau sind die für das nordwestdeutsche Küstenholozän typischen und charakteristischen Wechsellagerungen mariner, brackischer und terrestrischer Bildungen sichtbar, die transgressive und regressive Phasen anzeigen und Hinweise darauf geben, dass sich die Grenzen marin und semi-terrestrisch beeinflusster Lebensräume im Verlauf der Entstehung der Küstenlandschaft mehrfach um mehrere Kilometer see- bzw. landwärts verschoben haben. Zahlreiche Untersuchungen haben sich mit den Zusammenhängen von Meeresspiegelschwankungen und damit verbundener trans- und regressiver Küstenentwicklung beschäftigt (u. a. Behre 1999, Bungenstock & Weerts 2010, Bungenstock et al. 2021), die in ihrer Form oftmals regional und überregional unterschiedlich ausgeprägt sind.

Bis weit in die nachchristliche Zeit verlief die Küstenentwicklung mehr oder weniger ohne stärkere Beeinflussung durch menschliche Tätigkeiten. Die ersten Siedlungen an der nordwestdeutschen Küste datieren in die Bronzezeit und orientierten sich zunächst entlang der Unterläufe der großen Flüsse. Eine Entwicklung, die sich bis in die nachfolgende Eisenzeit fortsetzte (u. a. Haarnagel 1969, Strahl 2005). Erste Flachsiedlungen in der Marsch lassen sich für die Küstenregion regional unterschiedlich, erst für die Zeit um Christi Geburt, also die Römische Kaiserzeit belegen. Die Besiedlung der Marsch wurde in dieser Zeit möglich, da sich eine ruhige Phase der Meeresspiegelentwicklung einstellte, die eine Nutzung dieses Landschaftsraum günstig erscheinen ließ. Diese ruhige Phase währte jedoch nicht allzu lang, so dass mit zunehmender Überflutungshäufigkeit Siedler gezwungen waren, entweder die Siedlungen aufzugeben oder durch bauliche Maßnahmen besser zu sichern. In dieser Zeit entwickelte sich der sogenannte Wurtenbau, in deren Folge die Siedlungsplätze auf künstlich erschaffene Wohnhügel verlegt wurden, umso sturmflutsicher bewohnbar zu sein (Behre 2008). Nach einer kurzfristigen Siedlungsunterbrechung während der Völkerwanderungszeit, kam es im frühen Mittelalter erneut zu einer Besiedlung an der Küste in Form von Flachsiedlungen direkt in der Marsch. Auch diese Phase wurde durch eine Intensivierung der Überflutungshäufigkeit unterbrochen, so dass sich im nordwestdeutschen Küstengebiet eine zweite mittelalterliche Wurtenphase anschloss.

Die älteste Form des Deichbaus sind vermutlich ringförmige Sommerdeiche, die die höher gelegenen Flächen der um die Wurten vorhandenen Weidegründe im Bereich der Salzwiesen umschlossen. Erst im 11. und 12. Jahrhundert nach Christus wurden sie sukzessive von einem durchgehenden küstenparallelen Seedeich abgelöst, der fortan als eine künstlich erschaffene Trennlinie zwischen marin geprägten Landschaftsräumen außendeichs und terrestrisch geprägten Landschaften binnendeichs fungierte. Mit dem Deichbau unweigerlich verbunden ist allerdings auch von Anfang an der zwingend erforderliche Sielbau, mit dem das von der höher liegenden Geest abströmende Binnenwasser außendeichs befördert werden konnte. Hierzu wurde ein dichtes Netz von Entwässerungsgräben mit entsprechenden Flurformen geschaffen, die eine effektive Binnenentwässerung ermöglichten. Da bei zunehmender Landgewinnung und Vordeichung das Land seewärts immer weiter anstieg, denn hinter dem Deich gab es eine Landsetzung durch Drainage und Entwässerung und vor dem Deich eine fortwährende Sedimentation im Watt und den Salzwiesen, wurde die Marschlandschaften durch eine Vielzahl von Windmühlen mit archimedischen Schrauben „trockengemahlen“. Heute erfolgt dies mit elektrischen Pumpen am Sielwerk oder wenn nötig zusätzlich mit Unterschöpfwerken (s. Behre 2008).

Die Entstehung einer Barriereinsel

Betrachtet man den geologischen Untergrund der Ostfriesischen Inseln, so lassen sich dort zweifelsfrei pleistozäne Hochlage erkennen, die vermuten lassen, dass die Inseln zu Beginn ihrer Entwicklung ein sogenanntes Geestkernstadium durchlaufen haben müssen. Diese Geestkernentwicklung setzt voraus, dass mit ansteigendem Meeresspiegel ein hochliegender Kern aus Pleistozän- oder aber auch Tertiärmaterial vorhanden war, um den herum sich marine Küstensedimente abgelagerten. Derartige Inselstadien sind heute noch auf Föhr, Amrum oder Sylt zu beobachten. Im Verlauf des fortschreitenden Meeresspiegelanstiegs wurden diese Geestkerninseln aber letztendlich komplett von marinen Sedimenten überdeckt, so dass die weitere Inselentwicklung nur noch von einer marinen Morpho- und Hydrodynamik gesteuert und ausbalanciert wurde. Durch diese marine Überlagerung wird dann auch der Übergang von einer Geestkerninsel zu einer Barriereinsel markiert (Streif 1986, 1990a). Die verschiedenen Entwicklungsstufen der Barriereinselentwicklung wurden von Barckhausen (1969) am Beispiel der Insel Langeoog beschrieben. Bei mesotidalen Verhältnissen an einer flach einfallenden Küste mit ausreichendem Angebot an Lockersedimenten bildeten sich im Wechselspiel von Strömung, Wind und Seegang zunächst periodisch überflutete Sandplatten. Mit zunehmender Anlandung von Sand entwickelten sich hieraus hochwasserfreie Strandwälle, in deren Strömungsschatten sich schon die feinkörnigeren Ablagerungen initialer Rückseitenwatten absetzen konnten. Auf diesen nur noch bei höheren Fluten und Sturmfluten überströmten Sandwällen etablierten sich erste Pionierpflanzen, die den vom Wind verlagerten abgetrockneten Sand auf der Plate fixieren konnten. Eine der wichtigsten Dünenpioniere in dieser ersten Phase der Entstehung einer Barriereinsel ist die Binsen-Quecke (syn. Strand-Quecke oder Strandweizen; *Elymus farctus* = *Elytrigia juncea*), die salztolerant ist und in dieser harschen Zone erste Dünen aufbauen kann (Abb. 6).



Abb. 6. Primärdüne mit *Elymus farctus* am Strand von Spiekeroog (Foto: H. Freund, 2023).

Mit fortschreitender Aussüßung und Entkalkung wird die Binsen-Quecke dann von anderen Dünenbildner wie dem Strandhafer (*Ammophila arenaria*) oder dem Strandroggen (*Leymus arenarius*) abgelöst. Mit dem Aufbau von bis zu über 20 m hohen Dünenzügen ist das Endstadium einer dünentragenden Barriereinsel erreicht. Im Schutz dieser Dünenzüge formierten sich dann auch die entsprechenden Salzwiesen- und Pioniergesellschaften im Übergang in das landwärts anschließende Rückseitenwatt.

Durch geologische Untersuchungen ist man hinlänglich darüber informiert, dass die Ostfriesischen Inseln nicht lagestabil sind, sondern sich mit steigendem Meeresspiegel landwärts verlagern. Position und Lage der Inselkette sind demnach allein durch die marine Morphodynamik bedingt, wobei grundsätzlich zwei Bewegungsrichtungen existieren, nämlich eine west-östliche und ein nord-südliche Verlagerung. Man geht davon aus, dass die Inseln in den letzten 2000 Jahren ca. 500 m nach Süden in den Bereich des Rückseitenwatts vorgerückt sind (Barckhausen 1969, Streif 1986, Freund & Streif 2000, Freund 2003). Neben der Rekonstruktion über historische Karten (z. B. Homeier 1974), liefern auch subfossile Salzwiesenablagerungen einen eindrucksvollen Beleg für die Inselverlagerung. Mit dem Vorrücken der Dünenkette in südliche Richtung und höhere Positionen werden die dahinterliegenden Salzwiesenbereiche übersandet und konserviert. Unter günstigen Bedingungen werden diese konservierten Bereiche beim weiteren Verlagern der Insel schlussendlich am seeseitigen Strand wieder erosiv freigelegt (Freund & Streif 2000, Freund 2003; Abb. 7). Auf den Inseln Borkum, Juist, Langeoog, Wangerooge und Mellum konnten derartige fossile Salzwiesen- und Wattablagerungen am Strand entdeckt und als Pegelmarken des holozänen Meeresspiegelanstiegs genutzt werden.



Abb. 7. Fossile Salzwiesenhorizonte am Strand von Juist (Foto: H. Freund, 2008).

3. Klima

Generell ist das Klima im Exkursionsgebiet als gemäßigt-warm zu bezeichnen und nach Klimaklassifikation von Köppen und Geiger ein typisches Cfb-Klimat (gemäßigtes Ozeanklima: C = kältester Monat zwischen 18 °C und -3 °C, wärmster Monat > 10 °C, f = fehlende Trockenzeit, ständig feucht, b = vier wärmste Monate > 4 °C, wärmster Monat < 22 °C, kältester Monat im Mittel > 0 °C). In Oldenburg wird beispielsweise eine Jahresmitteltemperatur von ca. 10,2 °C erreicht, bei einer durchschnittlichen Regenmenge von im Mittel 857 mm pro Jahr. Im direkten Küstenbereich, beispielsweise in Wilhelmshaven (s. Abb. 8), ist die Jahresdurchschnittstemperatur niedriger, bei nahezu identischer Niederschlagsmenge.

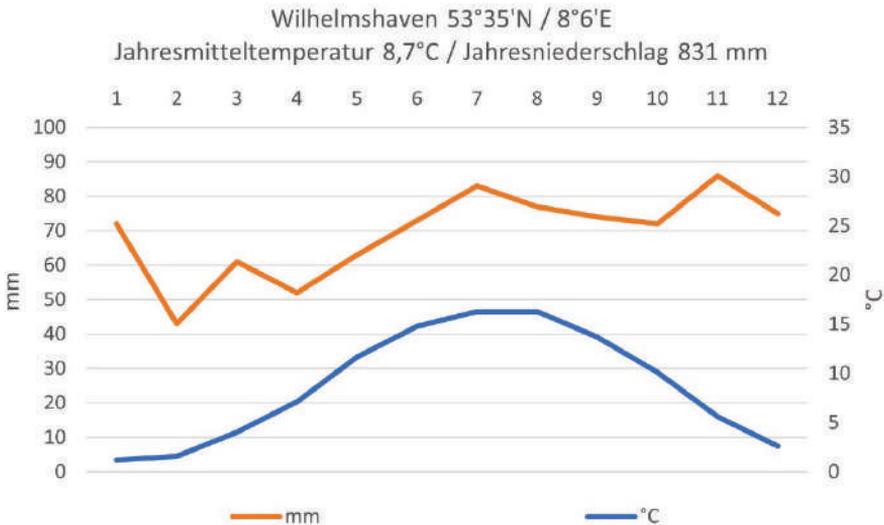


Abb. 8. Klimadiagramm Wilhelmshaven (Daten DWD, 1991–2021).

Durch das ozeanisch geprägte Wettergeschehen mit vornehmlich westlichen Winden und der ausgleichenden Wirkung der angrenzenden Nordsee, sind die Temperaturamplituden eher gering (s. Abb. 8), nehmen aber mit steigender Distanz zum Meer landeinwärts zu. Die Winter sind eher frostarm, die Sommer in der Regel mäßig warm. Die Verteilung der Jahresniederschläge zeigt ein typisches Maximum der Niederschläge während der Hauptvegetationsperiode von Mai bis Ende Juli (Sommerregentyp), während es im Küstenbereich zu einer leichten Verschiebung in den Herbst und Winter kommt. Die letzten Jahre bzw. Jahrzehnte zeigen jedoch eine Tendenz, hin zu trockenen Sommern und feuchten Wintern mit Starkregenereignissen, mit noch nicht absehbaren Folgen für Vegetation, Landwirtschaft und Entwässerung.

4. Bodenregionen

Die Verbreitung der Bodenregionen und Bodengroßlandschaften orientiert sich im weitesten Sinne auch an der geologischen Grundstruktur und dem sich daraus ergebenden Zusammenspiel verschiedener Bodenbildungsprozesse. Daraus resultieren dann landschaftstypische Bodenvergesellschaftungen unterschiedlicher Komplexität. Für das Exkursionsgebiet prägend sind hierbei die Bodenregion der Geest und des Küstenholozän (LBEG 2024).

Die allgemein als Marsch gekennzeichneten Böden des Küstenholozän sind unter dem Einfluss der Gezeiten entstanden und in der Regel aus marinen bzw. brackischen Sedimenten aufgebaut. Sie sind im Aufbau mit Gleyen zu vergleichen, um aber den Landschaftscharakter der Meeresküste zu unterstreichen hat sich der Begriff Marsch als Typenbezeichnung durchgesetzt. Typisch für Marschenböden sind gut erhaltene Lagen wechselnder Korngröße, die aufgrund hoher Wasserstände auch wenig bioturbiert und somit wenig vermischt sind. Typisch für Marschböden ist auch ein Ionenbelag der Sedimente, der je nach Genese mit Na^+ oder Mg^+ besetzt ist, wobei je nach Aussüßungsgrad der Natriumbelag relativ rasch durch Ca^+ ersetzt wird. Regional sind im Bereich der großen Flüsse (Flussmarschen) eher Brack und/oder Knick-Brackmarsch vertreten, wohingegen in einem mehr oder weniger breiten Saum entlang der Küsten, Seemarschen vorherrschen, die bis in das Landesinnere vordringen können. In nahezu allen Gebieten kommen am Geestrand Marschrandmoore (Geestrandmoore) vor, die im fluviatilen und brackischen Sedimentationsraum in eine Organomarsch/Moormarsch übergehen.

Eine komplette Aufstellung aller Bodentypen der Geest und ihrer Vergesellschaftungen im Exkursionsgebiet zu geben, würde den Rahmen dieser kurzen Einführung sprengen (s. hierzu LBEG 2024). Die geologische Beschreibung hat gezeigt, dass vor allem sandige Ablagerungen im Bereich der Flugsanddecken, Sander und fluvialen Ablagerungen sowie bindige Sedimente im Bereich der Grundmoränenlandschaften den Aufbau der Landschaft prägen. Dementsprechend dominieren auch Bodentypen, die dem Podsol, der Braunerde und der Parabraunerde zuzuordnen sind.

Podsole sind in Niedersachsen und somit auch im Exkursionsgebiet außerordentlich weit verbreitet. Sie kommen vor allem im Bereich der Flugsand- und Schmelzwassersande der niedersächsischen Altmoränenlandschaften vor, mit sauren, wasserdurchlässigen und nährstoffarmen Quarzsanddecken. Das prägende Profil der Podsole zeigt unter einer meist nur wenige Zentimeter mächtigen Rohhumusdecke und einem A_h -Horizont einen bleichgrauen Auswaschungshorizont (O- A_h - A_e - B_h - B_s -C). Dieser Horizont (A_e) entsteht durch Auswaschungsvorgänge bei dem vor allem Eisen-, Mangan- und Aluminiumverbindungen sowie Huminstoffe in die Tiefe verlagert werden. Diese Verlagerung benötigt zum einen eine saure Bodenreaktion und zum anderen ein niederschlagsreiches Klima. Durch die ganzjährig hohen Niederschläge im Exkursionsgebiet kommt es zu einer zumeist ganzjährig nach unten gerichteten Bewegung des Wassers und somit zu einer Auswaschung von Bodenteilchen durch den porösen Sand. Der Auswaschungs- oder Bleichhorizont wird dann ziemlich scharf vom Einwaschungshorizont oder Illuvialhorizont (= B_h) unterlagert. Dieser Horizont ist meistens durch die Anreicherung von Humusstoffen und Eisenoxiden bräunlich oder braunschwarz gefärbt. Je nach Anreicherung können verschiedene Anreicherungshorizonte unterschieden werden, auf der Geest trifft man aber vor allem Eisenhumuspodsole an. Unterhalb des Einwaschungshorizontes geht das Profil in das Ausgangsgestein, hier vor allem Quarzsande über, wobei der Übergang häufig durch millimeterdünne Eisen-Humusbänder gekennzeichnet ist (s. a. Abb. 4).

Braunerden trifft man im Altmoränengebiet vor allem über Geschiebelehm der Saalekaltzeit an. Die Braunfärbung beruht auf Verwitterungsprozessen, die zum bekannten $A_h-B_v-C_v-C$ -Profil führen. Typisch für diesen Bodentyp ist der den A_h -Horizont unterlagernde Verbraunungshorizont, der auch über einen Meter mächtig werden kann. Für die Braunfärbung sind vor allem Eisenoxide verantwortlich, die bei der Silikatverwitterung freigesetzt werden und die Bodenteilchen mit einem feinem Belag umhüllen. Die ebenfalls bei der Verwitterung sekundär entstehenden Tonteilchen verleihen dem Boden eine gute Bindigkeit und erhöhen zudem das Wasserhaltevermögen und die Nährstoffbindung dieses wichtigen Bodentyps. Die Tonverlagerung oder Lessivierung, die charakteristisch für die Parabraunerden ist, spielt bei den Braunerden keine Rolle, da sie erst bei fortschreitender Bodenentwicklung und Versauerung (zwischen pH 6,5–5) einsetzt. Aufgrund der positiven Eigenschaften werden die anlehmigen Böden der Geest schon seit der Jungsteinzeit bevorzugt unter den Pflug genommen (Behre 2008).



Abb. 9. Podsol auf Flugsanddecke (Foto: H. Freund, 2004).

Dahingegen sind die Podsole in Niedersachsen heute weiter verbreitet als dies eigentlich zu erwarten wäre. Zwar gibt es Nachweise für Podsolierung schon für das Weichsel-Spätglazial oder die Birken-Kiefern- bzw. Kiefernphase im Frühholozän (Präboreal, Boreal), doch fällt die Hauptphase der Podsolausbreitung in die Zunahme des menschlichen Eingriffs in den Landschaftshaushalt beginnend mit der Jungsteinzeit, aber deutlich zunehmend mit der Bronzezeit (Abb. 9). Mit dem Übergang in die sesshafte Lebensweise und einer stärkeren Nutzung der Landschaft bzw. dem vorherrschenden Wald durch Rodung, Viehhaltung und Brand, konnten vor allem die regenerationsschwachen Wälder auf sandigem Substrat dieser

zunehmenden Nutzung wenig Widerstandskraft entgegensetzen (Behre 2008). Bis in die frühe Neuzeit traten an die Stelle der Wälder vor allem Zwergstrauchheiden, die mit ihrer sauren Streu, eine Versauerung der Böden im Bereich der Geestgebiete förderten. Diese sogenannten Sekundärpodsole gingen somit aus älteren Bodenbildungen hervor und zeugen heute noch vielfach von der alten Heidewirtschaft im Exkursionsgebiet.

Literatur

- Barckhausen, J. (1969): Entstehung und Entwicklung der Insel Langeoog – Beispiele zur Quartärgeologie und Paläogeographie eines ostfriesischen Küstenabschnittes. – Oldenburger Jahrb. 68: 239–281.
- Behre, K.-E. (1999): Die Veränderungen der niedersächsischen Küstenlinien in den letzten 3000 Jahren und ihre Ursachen. – Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet 26: 9–33.
- Behre, K.-E. (2008): Landschaftsgeschichte Norddeutschlands: Umwelt und Siedlung von der Steinzeit bis zur Gegenwart. – Wachholtz: 308 pp.
- Benda, L. (Hrsg) (1995): Das Quartär Deutschlands. – Borntraeger: 408 pp.
- Bungenstock, F., Freund, H. & Bartholomä, A. (2021): Holocene relative sea-level data for the East Frisian barrier coast, NW Germany, southern North Sea. – Neth. J. Geosci. 100: e16.
- Bungenstock, F. & Weerts, H.J.T. (2010): The high-resolution Holocene sea-level curve for Northwest Germany: global signals, local effects or data-artefacts? – Int. J. Earth Sci. 99: 1687–1706.
- Cameron, T.D.J., van Doorn, D., Laban, C. & Streif, H. (1993): Geology of the Southern North Sea. – In: Hillen, R. & Verhagen, H. J. (Eds.): Coastlines of the Southern North Sea: 14–26. American Society of Civil Engineers.
- Ehlers, J. (2011): Das Eiszeitalter. – Spektrum, Heidelberg: 363 pp.
- Eisma, D., Mook, W. D. & Laban, C. (1981): An early tidal flat in the Southern Bight. – Spec. Publ. Int. Ass. Sed. 5: 229–237.
- Freund, H. (2003): Die Dünen- und Salzwiesenvegetation auf Juist und deren Änderung als Indikator für die Entwicklung der Insel seit dem Frühen Mittelalter. – Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet 28: 133–184.
- Freund, H. & Streif, H. (2000): Natürliche Pegelmarken für Meeresspiegelschwankungen der letzten 2000 Jahre im Bereich der Insel Juist. – Petermanns Geographische Mitteilungen 14: 34–45.
- Haarnagel, W. (1969): Die Ergebnisse der Grabung auf der ältereisenzeitlichen Siedlung Boom-borg/Hatzum, Kreis Leer, in den Jahren von 1965–1967. – Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet 4: 58–97.
- Hanisch, J. (1980): Neue Meeresspiegeldaten aus dem Raum Wangerooge. – Eiszeitalter und Gegenwart 30: 221–228.
- Heunisch, C., Caspers, G., Elbracht, J., Langer, A., Röhling, H., Schwarz, C. & Streif, H. (2017): Erdgeschichte von Niedersachsen – Geologie und Landschaftsentwicklung. 8. Aufl. – GeoBerichte 6: 84 pp.
- Homeier, H. (1974): Niedersächsische Küste, Historische Karte 1:50.000. – Beiheft Nr. 8: 20 pp.
- Jelgersma, S. (1979): Sea-level changes in the North Sea basin. – In: Oele et al. (Eds): The Quaternary History of the North Sea. – Acta Univ. Ups. Symp. 2: 233–248.
- LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2024): Die Böden in Niedersachsen. – URL: www.lbeg.niedersachsen.de/Bodenbewusstsein/boeden_niedersachsen/boeden-in-niedersachsen-online-586.html [Zugriff am 25.06.2024].
- Litt, T. (Ed.) (2007): Stratigraphie von Deutschland – Quartär. – E&G Quaternary Science Journal 56(1/2): 1–138.
- MU (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz) (2024): Naturräumliche Regionen in Niedersachsen. – URL: www.umwelt.niedersachsen.de/startseite/service/umweltkarten/natur_amp_landschaft/naturraumliche-regionen-in-niedersachsen-863.html [Zugriff am 25.06.2024].
- Petzelberger, B.E., Behre, K.-E. & Geyh, M.A. (1999): Beginn der Hochmoorentwicklung und Ausbreitung der Hochmoore in Nordwestdeutschland. Erste Ergebnisse eines neuen Projektes. – Telma – Berichte der Deutschen Gesellschaft für Moor- und Torfkunde 29: 21–38.

- Strahl, E. (2005): Die jungbronzezeitliche Siedlung Rodenkirchen-Hahnenknooper Mühle, Ldkr. Wesermarsch – Erste Bauern in der deutschen Marsch. – In: Fansa, M. (Hrsg.): Kulturlandschaft Marsch. Natur, Geschichte, Gegenwart. Vorträge anlässlich des Symposiums in Oldenburg vom 3. bis 5. Juni 2004. – Schriftenreihe des Landesmuseums für Natur und Mensch 33: 52–59.
- Streif, H. (1986): Zur Altersstellung und Entwicklung der Ostfriesischen Inseln. – Offa 43: 29–44.
- Streif, H. (1990a): Das ostfriesische Küstengebiet. 2. Aufl. – Sammlung Geologischer Führer 57: 376 pp.
- Streif, H. (1990b): Quaternary sea-level changes in the North Sea, an analysis of amplitudes and velocities. – In: Brosche, P. & Sundermann, J. (Eds.): Earth's rotation from eons to days: 201–214.
- Vinck, A., Steffen, H., Reinhardt, L. & Kaufmann, G. (2007): Holocene relative sea-level change, isostatic subsidence and radial viscosity structure of the mantle of northwest Europe (Belgium, the Netherlands, Germany, southern North Sea). – Quaternary Sci. Rev. 26: 3249–3275.
- von Drachenfels, O. (2010): Überarbeitung der naturräumlichen Regionen Niedersachsens. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 4/2010: 249–252.

Exkursion 1

Vegetation der Geest (Wildeshäuser Geest, Oldenburger Geest bei Etzhorn)

Cord Peppler-Lisbach¹ *, Martin Diekmann², Ralf Becker³ & Thomas Täuber⁴

¹*Arbeitsgruppe Vegetationsökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Fak. V., Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Ammerländer Heerstr. 114-118, 26129 Oldenburg;*

²*Vegetationsökologie und Naturschutzbiologie, Institut für Ökologie, FB 2, Universität Bremen, James-Watt-Str. 1, 28359 Bremen;*

³*Fachdienst Naturschutz und technischer Umweltschutz, Industriestr. 1 h, 26105 Oldenburg;* ⁴*Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Landesweiter Artenschutz, Betriebsstelle Hannover-Hildesheim, Alva-Myrdal-Weg 2, 37085 Göttingen*

**Korrespondierender Autor, E-Mail: cord.peppler.lisbach@uol.de*

Zusammenfassung

Die Vegetation der Geest wird an vier Exkursionszielen vorgestellt. Das Pestruper Gräberfeld liegt südlich von Wildeshausen und stellt eines des letzten größeren Heidegebiete in der Oldenburger Umgebung dar. Zwergstrauchheiden bedecken hier, neben Heide-Degenerationsstadien und bodensauren Magerrasen, bronze- bis eisenzeitliche Grabhügel. In direkter Nachbarschaft befindet sich das Pestruper Moor, eine Randvermoorung des Huntetales, auf der unterschiedliche Bruchwaldtypen entlang eines Basen- und Nährstoff-Gradienten stocken. Der Hasbruch bei Hude als großes historisch altes Laubwaldgebiet weist vor allem Eichen-Hainbuchenwälder und Buchenwälder auf, entlang der Bäche auch Erlen-Eschenwälder. Im zentral gelegenen Naturwald kann die Walddynamik und die Konkurrenzsituation von Buche und Stieleiche anschaulich studiert werden. Im nördlichen Stadtgebiet von Oldenburg schließlich werden neu geschaffene Kleingewässer vorgestellt, an denen sich eine Vielzahl interessanter Arten der Zwergbinsen- und Strandlings-Gesellschaften angesiedelt haben.

1. Grundlagen

1.1 Naturräumliche Lage

Die Exkursion 1 führt uns in die nordwestdeutsche Geest. Die Geest ist einer der charakteristischen Landschaftsräume Nordwestdeutschlands. Sie umfasst die pleistozän geprägten, höher gelegenen Bereiche der Landschaft, im Wesentlichen aufgebaut aus dem Material der Grund- oder Endmoränen der Saalevereisung sowie dessen weichselzeitlichen Umlagerungen. Die Meereshöhen reichen von ca. 5 bis 50 m, nur die höchsten Erhebungen der Endmoränen überschreiten im Nordwesten die Marke von 100 m ü. N.N. Die anderen charakteristischen Landschaftseinheiten sind die von marinen oder perimarinischen Sedimenten geprägten Marschen der Küsten und Ästuar sowie die Moore, die sich vorwiegend in den tiefer gelegenen Talsandebenen oder am Geestrand gebildet haben (Abb. 1, s. auch Beitrag von H. Freund in diesem Heft).

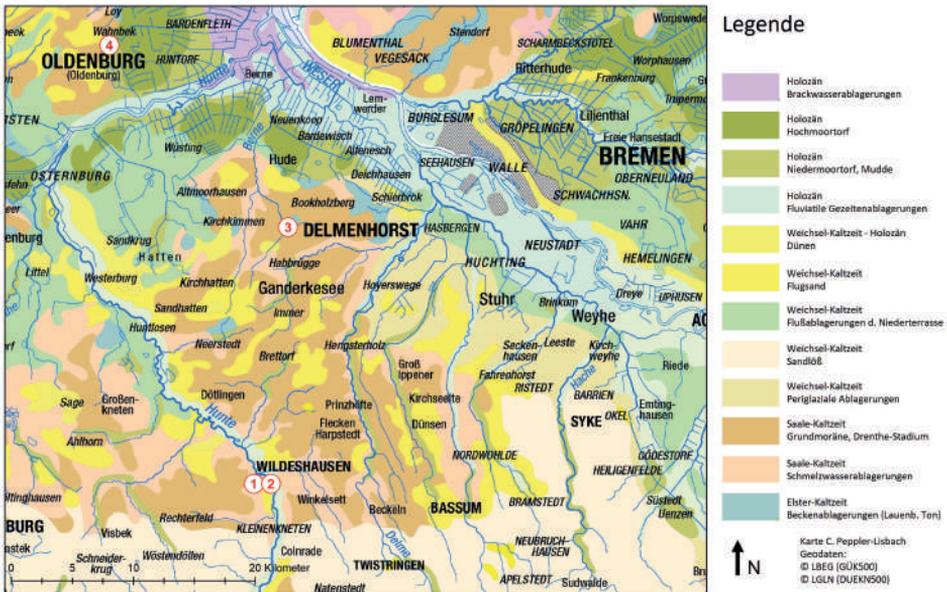


Abb. 1. Exkursion 1 (Geest): Geologische Übersichtskarte mit Lage der Exkursionsziele: 1 Pestrupe Gräberfeld, 2 Pestrupe Moor, 3 Hasbruch, 4 Etzhorn.

Wir werden zwei Teilräume der Geest besuchen, die durch das Huntetal voneinander getrennt sind. Zunächst führt uns die Exkursion auf die Wildeshäuser Geest. Sie ist auch die Bezeichnung für einen südöstlich der Stadt Oldenburg gelegenen Naturpark, der vor allem auf dem Gebiet des Landkreises Oldenburg mit der Kreisstadt Wildeshausen liegt. Naturräumlich betrachtet ist die Wildeshäuser Geest Teil der Ems-Hunte-Geest, einer zwischen Ems und Weser gelegenen Geestplatte innerhalb der Region „Ems-Hunte-Geest und Dümmer Geestniederung“ (von Drachenfels 2010). Sie umfasst im Wesentlichen die naturräumlichen Einheiten der Cloppenburger Geest im Süden und der Delmenhorster Geest im Norden (Meisel 1959, 1961). Von Süden nach Norden durchzogen wird die Wildeshäuser Geest vom Tal der Hunte, die aus der Dümmer-Geestniederung kommend, sich schließlich nördlich der Wildeshäuser Geest bei Oldenburg nach Osten wendet und bei Elsflöth in die Unterweser mündet. Nördlich der Hunte liegt die Oldenburgisch-Ostfriesische Geest, die nach Osten von Geeststrandmooren begrenzt und durch diese von der Wesermarsch getrennt wird. An deren südlichem Rand, wo die drei Landschaftseinheiten Geest, Marsch und Moor zusammentreffen, befindet sich das 103 km² große Stadtgebiet von Oldenburg. Die älteren Siedlungsbereiche der von der Hunte durchflossenen Stadt erstrecken sich dabei auf die Geeststandorte. Die im Rahmen der Exkursion besuchten Kleingewässer befinden sich auf einer Höhe von ca. 16 m ü. NN am nördlichen Stadtrand in der Landschaftseinheit Wiefelstede Geestplatte (Stadt Oldenburg 2016).

1.2 Geologie und Böden

Der Untergrund der Oldenburger und der Wildeshäuser Geest besteht vorwiegend aus sandig-lehmigem Material der Saale-Vereisung. Darunter befinden sich Beckenablagerungen der Elster-Kaltzeit (Lauenburger Ton), die stellenweise an die Oberfläche kommen. In einigen Bereichen wird die altpleistozäne Grundmoräne von in der Weichsel-Kaltzeit periglazial

umgelagertem Material (u. a. Flugsand, Geschiebedecksand) überlagert. Die Böden sind meist sandig und nährstoffarm; tatsächlich geht das Wort „Geest“ auf eine Bezeichnung für unfruchtbares Land zurück (Seedorf & Meyer 1992). Abhängig vom Silikatgehalt des Substrates, der Vegetation und der Landnutzung entwickelten sich als Bodentypen (Para-)Braunerden, Podsole oder Plaggenesche (s. 1.4). Stellenweise, bei hoch anstehendem basenreichem Geschiebelehm/-mergel oder Lauenburger Ton ist die Nährstoffversorgung günstiger. Charakteristisch für solche Standorte sind stauwassergeprägte Pseudogleye oder auch, besonders bei sandiger Überlagerung, Übergangstypen wie Braunerde- oder Podsol-Pseudogleye. Die die Geest durchschneidenden Fluss- und Bachtäler sind stark grundwassergeprägt und weisen Gleye oder auch Niedermoorböden auf. Auch hier sind Basen- und Nährstoffversorgung meist günstiger.

1.3 Klima

Die klimatischen Bedingungen im Exkursionsgebiet sind ozeanisch geprägt mit mäßig warmen Sommern und milden Wintern (mittlere Temperatur Jahr Oldenburg 9,9 °C, Juli 18,3 °C, Januar 2,5 °C). Die Jahressumme der Niederschläge liegt bei 764 mm in Wildeshausen und 793 mm in Oldenburg (Referenzperiode 1991–2020, DWD 2023).

1.4 Nutzungsgeschichte

Archäologische Funde paläolithischer und mesolithischer Kulturen auf der Wildeshauser Geest zeugen von einer lang zurückreichenden menschlichen Besiedlung des Gebietes seit der letzten Eiszeit und der frühen Nacheiszeit. Zahlreiche Fundplätze aus dem Neolithikum belegen eine lange Tradition der Kulturlandschaftsentwicklung. Die Region ist weithin bekannt für eine sehr hohe Dichte megalithischer Grabanlagen („Hünengräber“), die bis zum Ende des 4. Jahrtausends v. Chr. zurückdatieren. Die Artefakte, die in den Grabanlagen gefunden wurden, werden der Trichterbecherkultur zugeordnet, die als die ersten Bauern und Viehhalter in der Region gelten (Fansa & Lindner-Olbrich 2009). Überreste ehemaliger Siedlungen konnten jedoch nur selten nachgewiesen werden. Zu dieser Zeit hatten im Laufe der holozänen Vegetationsentwicklung die Gehölze des Eichen-Mischwaldes (*Quercus spec.*, *Fraxinus excelsior*, *Ulmus spec.*, *Tilia cordata*, sowie *Alnus glutinosa* auf den nassen Standorten) die vorher dominierenden Pioniergehölze wie Birke und Kiefer bereits abgelöst. In der Bronze- und Eisenzeit kam es zu einer Ausweitung der Siedlungstätigkeit. Die Waldweide, die schon im späteren Neolithikum praktiziert wurde, wurde ausgeweitet und die Ausdehnung von Heidegebieten erreichte nun einen ersten Höhepunkt. Während der Bronze- und Eisenzeit wurde das Klima kälter, was die Ausbreitung von *Fagus sylvatica* und *Carpinus betulus* förderte. Dieser Prozess wurde durch die anthropogene Auflichtung der vorhandenen Wälder verstärkt (Behre 2008).

Im Mittelalter kam es zur systematischen Kultivierung weiter Teile der Geest, verbunden mit einer erheblichen Verringerung des Waldanteiles. Insbesondere die Heideflächen erfuhren eine Ausweitung durch die Heidebauernwirtschaft, die die nordwestdeutsche Landschaft über Jahrhunderte prägen sollte (Abb. 2). Die auch als Plaggenwirtschaft bezeichnete Heidebauernwirtschaft umfasste das Abstechen von Heidesoden („Plaggen“), welche als Einstreu in die Ställe verbracht und dann, mit Nährstoffen angereichert, auf den Ackerflächen zur Düngung verwendet wurden. Zusätzlich zu den Heideplaggen wurde auch Einstreumaterial aus Wäldern und von Grünlandflächen verwendet. Auf den Feldern wurden vorwiegend Winterroggen (*Secale cereale*) oder andere genügsame Feldfrüchte angebaut. Der auf diese Weise in Form

einer Einfeldwirtschaft mögliche „ewige Roggenbau“ erforderte ausgedehnte Heideflächen, da bis zum nächsten Plaggenstich eine mehrjährige (8 bis > 20 Jahre) Regenerationsphase notwendig war (Behre 2008). Auf den Ackerflächen entstand als charakteristischer anthropogener Bodentyp der Geest der „Plaggenesch“, indem das mit mineralischen Anteilen durchsetzte Plaggenmaterial zu einem mehrere Dezimeter mächtigem Eschaufttrag akkumuliert wurde (Giani et al. 2014). Auf den Heideflächen dagegen kam es durch Nährstoffaustrag, Basenentzug und Bildung von Heidestreu zu Podsolierungsprozessen (Mobilisierung und Verlagerung von Eisen- und Aluminiumoxiden sowie Huminstoffen in tiefere Bodenschichten), was schließlich zur großflächigen Herausbildung von Heide-Podsol als dem charakteristischen Bodentyp unter Heide führte. Trotz späterer Landnutzungsveränderungen und der Aufgabe der Heidebauernwirtschaft ist dieser Bodentyp als Erbe der historischen Nutzungsweise in weiten Bereichen der Geest noch weit verbreitet (Giani & Tolksdorf-Lienemann 2007, Behre 2008). Die Heideflächen hatten außerdem eine herausragende Bedeutung für die Schafhaltung und für die Imkerei. Gegen Ende des 18. Jahrhunderts führten Überweidung und Plaggenstich zu einer Übernutzung der Heide, was gebietsweise sogar zur Entstehung bzw. Reaktivierung von Dünen führte (z.B. in den Osenbergen südlich von Oldenburg).

Gleichzeitig kam es durch Waldweide und Streuentnahme auch zur Übernutzung der Wälder. Nur wenige größere Waldgebiete überstanden diese Periode, wenn auch oft stark degradiert, darunter der Hasbruch bei Hude (Exkursionsziel 3) als einem der größten Laubwaldgebiete in Nordwestdeutschland. Infolge von Problemen aufgrund der wenig nachhaltigen Nutzung und unterstützt durch neue technische Entwicklungen sowie veränderte sozio-ökonomische Rahmenbedingungen wurden Plaggenwirtschaft und Waldweide schließlich aufgegeben. Die gemeinheitlichen Heideflächen wurden nahezu vollständig aufgeteilt oder aufgeforstet, die alten Hutewälder in Hochwälder überführt. Diese Prozesse zogen sich durch das gesamte 19. Jahrhundert, bis schließlich die traditionelle Heidebauernwirtschaft mit ihren charakteristischen Strukturen und Wirtschaftsweisen zu Beginn des 20. Jahrhunderts weitgehend Vergangenheit war (Pott 1999, Behre 2008). Heute erinnern nur noch wenige Relikte an die vorindustrielle Kulturlandschaft. Die Exkursion wird uns zu einer der letzten größeren Heideflächen, dem Pestruper Gräberfeld (Exkursionsziel 1) im Oldenburger Raum, in der Nähe der Ortschaft Pestrup südlich von Wildeshausen, führen.

Die heutige Kulturlandschaft ist dagegen geprägt durch eine intensive landwirtschaftliche Nutzung mit Anbau von Mais, Gerste und Roggen als vorherrschende Feldfrüchte. Die weit verbreitete Milchviehhaltung verlangt hoch produktive, eiweißreiches Futter liefernde Grünlandflächen, während die Waldflächen von Nadelforsten mit *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Abies alba* und *Pseudotsuga menziesii* als Hauptbaumarten geprägt und oft aus Aufforstungen von Heiden hervorgegangen sind. Naturnahe Laubwaldgebiete beschränken sich auf meist historische alte Waldflächen, die oft auf grundwassernahen Standorten, insbesondere in den Bachtälern, erhalten geblieben sind. Dort findet sich mitunter noch ein abwechslungsreiches Vegetationsmosaik, u. a. mit Feuchtwiesen und -brachen, Röhrichten und Bruchwäldern. Wir werden im Rahmen der Exkursion Erlen- und Birkenbruchwälder im Huntetal (Pestruper Moor, Exkursionsziel 2) besuchen, um einen Eindruck von diesen Vegetationstypen zu bekommen.

Zur aktuellen Kulturlandschaft gehören jedoch auch urbane und suburbane Räume. Unser viertes Exkursionsziel (Kleingewässer bei Etzhorn auf der Oldenburger Geest) verdeutlicht, dass auch stark anthropogen geprägte Landschaften Standorte für interessante Vegetationstypen und Pflanzenarten bieten können. Wie die Oldenburgische Vogteikarte aus dem Jahre

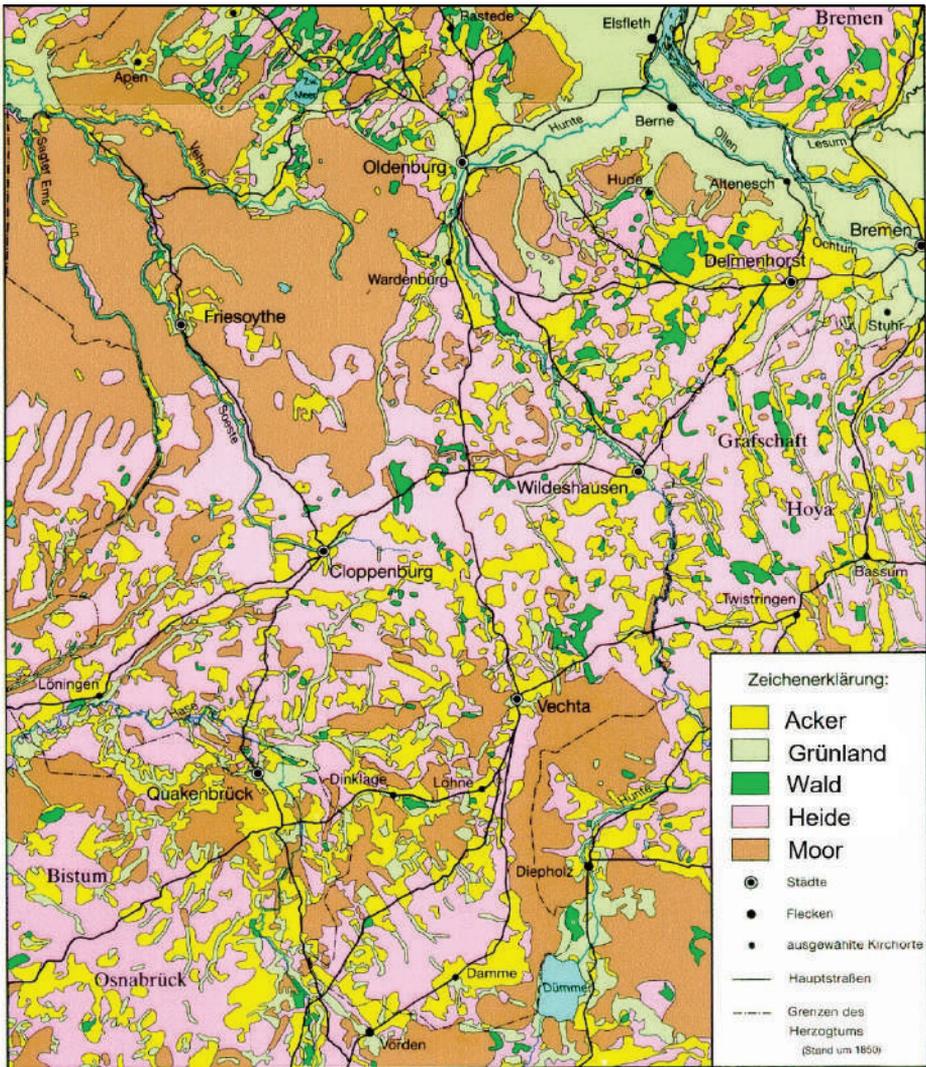


Abb. 2. Landnutzung im Herzogtum Oldenburg gegen Ende des 18. Jahrhunderts (Ausschnitt, aus Krämer 1987, verändert).

1790 zeigt, wurden die Bereiche der heute im Siedlungsbereich liegenden Exkursionsgewässer damals als Äcker genutzt; in der näheren Umgebung existierten aber auch Heideflächen, in 400 m Entfernung Flugsandbereiche und in 750 m Entfernung ein größeres Gewässer, das laut Munderloh (1955) bis etwa 1763 als Fischteich genutzt wurde. Die Preußische Landesaufnahme (1899) kennzeichnet den im Rahmen der Exkursion anvisierten Etzthorner Bereich ebenfalls als kleinräumig durch zahlreiche Wallhecken gekammerte Ackerlandschaft, in die lediglich zwei Hofstellen eingebettet waren.

2. Die Exkursionsziele im Einzelnen

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzen richtet sich nach Buttler et al. (2018, Gefäßpflanzen), Koperski (2011, Moose) und Hauck & de Bruyn (2010, Flechten). Die Nomenklatur der Syntaxa folgt Rennwald (2000).

2.1 Pestruper Gräberfeld

Länge der Wegstrecke: 1,5 km (Abb. 3).

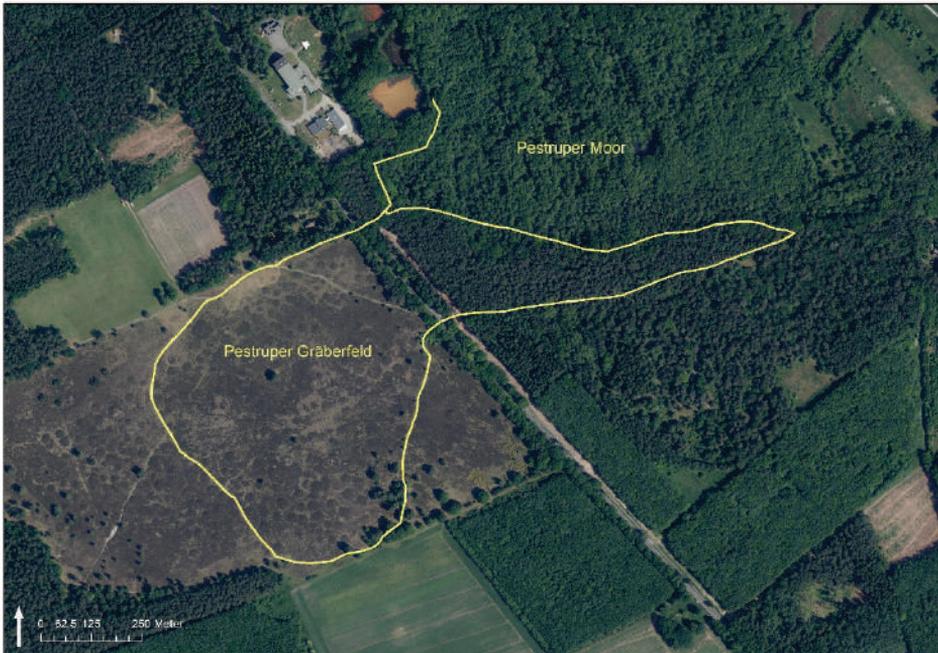


Abb. 3. Exkursionsroute Pestruper Gräberfeld und Pestruper Moor (Luftbild: LGLN).

Das Pestruper Gräberfeld ist mit über 500 Gräbern einer der größten prähistorischen Bestattungsplätze in Mitteleuropa. Es wurde über Jahrhunderte hinweg ab der jüngeren Bronzezeit, vor allem während der Eisenzeit, genutzt. Neben rundlichen Grabhügeln unterschiedlicher Größe sind auch längliche Strukturen („Langbetten“) vorhanden. In jüngerer Zeit ließen sich durch Laserscanning darüber hinaus später entstandene mittelalterliche Wölbäcker nachweisen. Unter den großen Grabhügeln („Königshügel“) im nördlichen Teil des Gebietes, die ursprünglich Verbrennungsplätze darstellten, konnten neolithische Siedlungsspuren belegt werden (Zantopp 1982, Fries & Wesemann 2022).

Die Grabanlagen sind heute überwiegend von Zwergstrauchheiden und deren Degenerationsstadien sowie bodensauren Magerrasen bewachsen (Abb. 4). Flächenmäßig dominieren in den erhöhten Bereichen zwergstrauchreiche Bestände des *Genisto pilosae-Callunetum pilosae* Braun 1915 (Tab. 1), in denen neben *Calluna vulgaris* auch *Genista anglica* und *G. pilosa* vorkommen. In Senken tritt stellenweise *Erica tetralix* auf und zeigt, oft gemeinsam mit *Potentilla erecta* und *Molinia caerulea*, feuchtere Standorte an (Abb. 5). In den Bereichen zwischen den Grabhügeln, aber z. T. auch großflächig, ist die Besenheide jedoch oft weniger dominant, teilweise auch überaltert oder abgestorben. Dort findet man grasreiche Degenerationsstadien (Tab. 1, Abb. 4), z. T. aber auch sehr lückige Rasen mit offen liegender Rohhumusschicht, auf der oft reichlich *Rumex acetosella* oder *Galium saxatile* auftreten. An stärker betretenen Stellen entlang der Wege, aber auch in stärker beweideten Bereichen, z. B. in der Nähe des Schafkobens im Norden des Gebietes, haben sich kleinflächig Borstgrasrasen (*Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft) entwickelt (Tab. 1). Im Südwesten des Gebietes finden sich auch kleinräumig artenreichere Sandmagerrasen mit *Dianthus deltoides* und *Campanula rotundifolia*.

Das Gebiet ist als Naturschutzgebiet „Pestruper Gräberfeld und Rosengarten“ geschützt und Teil des FFH-Gebietes 167 „Pestruper Gräberfeld“. Wertbestimmend ist vor allem der Lebensraumtyp „Trockene europäische Heiden“ (4030), dessen Flächen sich überwiegend im Erhaltungszustand A befinden (Niedersächsische Landesforsten 2021).



Abb. 4. Pestruper Gräberfeld. Die prähistorischen Grabhügel sind mit Zwergstrauchheiden (*Genisto pilosae-Callunetum*) bewachsen. Im Vordergrund und in den Senken grasreiche Stadien, u. a. mit *Festuca filiformis*, *Deschampsia flexuosa* und *Rumex acetosella* (Foto: C. Pepler-Lisbach, 2023).



Abb. 5. Das Pestruper Gräberfeld mit Beständen des *Genisto pilosae-Callunetum*, in der Senke im Vordergrund bodenfeuchte Ausprägung, u. a. mit *Molinia caerulea* und *Erica tetralix* (Foto: C. Pepler-Lisbach, 2023).

Das Heidegebiet wird seit den 1990er Jahren, seit 2007 durchgehend, im Rahmen von Pflegemaßnahmen durch Schafe beweidet (Pferch- und Hütelhaltung). Der Managementplan sieht zwei kurze, aber intensive Beweidungsperioden (April bis Ende Mai und Anfang Oktober bis Anfang Dezember) vor (Niedersächsische Landesforsten 2021). Verjüngungsmaßnahmen wie Plaggen oder Schoppeln (Entfernen der oberirdischen Biomasse und eines Teils der Rohhumuslage, Keienburg & Prüter 2006) sind in dem archäologischen Grabungsschutzgebiet nicht zulässig. Eine vegetationskundliche Wiederholungsuntersuchung in Heideflächen des Landkreises Oldenburg (Janßen 2023) konnte seit 1999 keine weiteren Eutrophierungs- und Vergrasungstendenzen feststellen, Nährstoffzeiger haben sogar generell abgenommen, und auch *Deschampsia flexuosa* ist in diesem Zeitraum deutlich zurück gegangen. Die Heidevegetation hat allerdings in den Trockenjahren ab 2018 sichtbar gelitten, was zum stellenweisen Zusammenbruch von *Calluna*-Beständen geführt hat. Die Besenheide konnte sich jedoch in einigen Bereichen inzwischen wieder generativ verjüngen.

Tabelle 1. Pflanzengesellschaften des Pestruper Gräberfeldes.

GC: *Genisto pilosae-Callunetum*; GR: grasreiche Heide-Degenerationsstadien;

GN: *Galium saxatile-Nardus stricta*-Gesellschaft

Vegetationsaufnahmen aus Janßen (2023).

Gesellschaft	GC							GR		GN
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Laufende Nummer	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Deckung(%) Strauchschicht	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Deckung(%) Zwergsträucher	65	60	50	60	75	60	70	8	20	10
Deckung(%) Krautschicht	5	20	10	40	8	30	10	35	80	85
Deckung(%) Kryptogamen	25	15	20	12	80	20	95	95	70	10
Deckung(%) Offenboden	15	10		20	15	25	0	5	1	5
Artenzahl	9	5	6	9	6	11	10	13	10	16
Zwergsträucher										
<i>Calluna vulgaris</i>	4	3	3	4	3	3	4	2	2	2
<i>Genista anglica</i>	.	.	.	+	.	1
D bodenfeuchte Ausprägung										
<i>Erica tetralix</i>	2	2	2	.	.	.
<i>Potentilla erecta</i>	.	.	.	r	.	1	1	.	2	.
D grasreiche Heidestadien und Borstgrasrasen										
<i>Galium saxatile</i>	1	1	1	.
<i>Agrostis capillaris</i>	1	+	1
<i>Festuca rubra</i>	1	.	1
<i>Luzula campestris</i>	1	1	2	2
<i>Stellaria graminea</i>	+	+	.
<i>Hieracium pilosella</i>	1	1
<i>Achillea millefolium</i>	+	+
D Borstgrasrasen										
<i>Nardus stricta</i>	2
<i>Danthonia decumbens</i>	1
<i>Aira praecox</i>	1
<i>Rhynchospora squarrosa</i>	1
<i>Plantago lanceolata</i>	r
Übrige Arten										
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1	2	2	2	1	2	1	2	3	1
<i>Festuca filiformis</i>	.	1	1	2	1	2	.	2	2	3
<i>Pleurozium schreberi</i>	2	2	2	1	5	2	5	5	4	.
<i>Hypnum jutlandicum</i>	1	.	2	1	.	2	1	1	.	2
<i>Dicranum scoparium</i>	2	1	.	2
<i>Dicranum polysetum</i>	1	.	1	.	1	.	.	1	.	.
<i>Polytrichum piliferum</i>	1	.	.	.	1
<i>Rumex acetosella</i>	+	.	.	.	1
<i>Pinus sylvestris</i>	1	+	.	.
<i>Quercus robur</i>	+	+	.	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	+	.	.	.
<i>Carex pilulifera</i>	.	.	.	2
<i>Cladonia portentosa</i>	1
<i>Cladonia uncialis</i>	1
<i>Frangula alnus</i>	+

2.2 Pestruper Moor

Länge der Wegstrecke: 1,5 km (Abb. 3).

Vom Pestruper Gräberfeld nach Osten fällt die Geest mit einer 10 bis 12 m hohen Geländekante zum Tal der Hunte ab, die hier die Wildeshauser Geest durchquert. In einer Ausbuchtung des Tales entlang der in diesem Abschnitt West-Ost verlaufenden Geestkante befindet sich eine Randvermooring mit einer Torfmächtigkeit von bis zu 6 m, meist jedoch von 80–150 cm (Köhler 1967, Taux 1986). Nach Norden, zur Hunte hin, wird die Torfmächtigkeit allmählich geringer, um dann an den Uferwällen der Hunte auszustreichen. Das ca. 36 ha umfassende Naturschutzgebiet „Pestruper Moor“ befindet sich hydrologisch in einer Übergangssituation. Während der Nordteil vom nährstoff- und basenreichen Grund- und Überflutungswasser der Hunte geprägt wird, unterliegt der südliche Teil dem Einfluss des nährstoffarmen und sauren Hangdruckwassers aus der Geest (Abb. 6). Die Verhältnisse wurden seit den 1960er Jahren mit der Grundwasserentnahme durch das in direkter Nachbarschaft befindliche Wasserwerk Wildeshausen, der Bedeichung der Hunte und der zunehmenden Binnenentwässerung komplexer. Dadurch wurde insbesondere der Zuzug von Hangdruckwasser aus der Geest verringert, was zu Befürchtungen Anlass gab, das Gebiet könnte austrocknen. Daraufhin wurde basenreiches Spülwasser des Wasserwerkes in das Gebiet geleitet, um das Defizit auszugleichen. Die Entwässerung gegen Norden und Osten wurde durch Grabenschluss verringert und Huntehochwasser in das NSG eingeleitet (Taux 1986). Durch diese Maßnahmen konnte der Wasserhaushalt stabilisiert werden. Es kam jedoch zu Veränderungen im Nährstoffhaushalt mit sichtbaren Auswirkungen auf die Vegetation (s. u.).

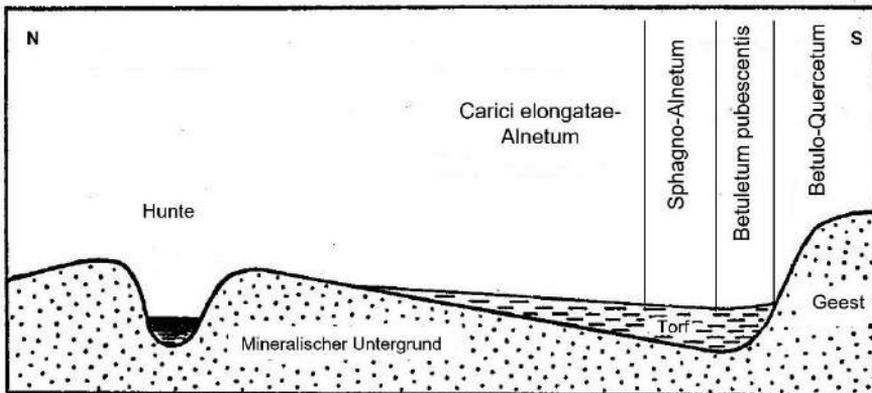


Abb. 6. Geländeschnitt (Nord-Süd) durch das Pestruper Moor mit den vorkommenden Waldgesellschaften (nach Köhler 1967, verändert).

Die Bevölkerung von Wildeshausen und Pestrup nutzte das Gebiet bis ins 20. Jahrhundert vor allem zum Torfgraben. Dadurch entstanden zahlreiche kleine Torfstiche („Spitts“), die später mehr oder weniger stark verlandeten. Stellenweise wurden einige Bereiche auch als Grünland genutzt (Köhler 1967). Auf der Karte der Preußischen Landesaufnahme um 1900 wird das Pestruper Moor als weitgehend waldfrei mit zahlreichen Torfstichen dargestellt.

Nach Aufgabe der Torfgewinnung wurde das Gebiet 1939 unter Naturschutz gestellt (Köhler 1967). Heute ist es fast völlig waldbedeckt. Dabei wird der hydrologisch bedingte Nährstoffgradient durch drei Bruchwald-Gesellschaften nachgezeichnet (Abb. 6, Tab. 2). Im Norden des Gebietes, Richtung Hunte sowie nach Westen, Richtung Wasserwerk, stocken Bestände des *Carici elongatae-Alnetum* Schwickerath 1933 (Walzenseggen-Erlenbruchwald, Abb. 7). Die südlichen bzw. südöstlichen Teile, Richtung Geestkante, nimmt das *Vaccinio uliginosi-Betuletum pubescentis* Libbert 1933 (Birken-Bruchwald, Abb. 8) ein. Einen mehr oder weniger breiter Übergangsbereich zwischen beiden Gesellschaften besiedelt das *Sphagno-Alnetum* Allorge ex Lemée 1937 (Torfmoos-Erlenbruchwald, bei Köhler als „Bentgras-Erlenbruchwald“ bezeichnet). Diese Situation wurde bereits von Köhler (1967) beschrieben und mit einer Vegetationskarte belegt. In den letzten Jahrzehnten ist es allerdings zu einer deutlichen Verringerung der Birkenbruchwaldfläche gekommen, indem sich die Grenze zum *Sphagno-Alnetum* weiter nach Osten verschoben hat. Verantwortlich dafür sind vermutlich die nährstoff- bzw. basenreichen Einleitungen aus dem benachbarten Wasserwerk und eine geringere Wasserschüttung aus der Geest.

Charakteristisch für das *Carici elongatae-Alnetum* sind im Gebiet neben der namengebenden *Carex elongata* u. a. *Ribes nigrum*, *Thelypteris palustris*, *Solanum dulcamara* und *Scirpus sylvaticus* (Tab. 2). Im *Sphagno-Alnetum* treten in der Mooschicht neben *Polytrichum commune* Torfmoosarten wie *Sphagnum palustre*, *S. fimbriatum* und *S. squarrosum* auf, während die Baum-, Strauch- und Krautschicht immer noch vor allem durch Arten des *Carici elongatae-Alnetum* dominiert werden. Allerdings zeigen hier schon *Betula pubescens*, *Salix aurita* und *Frangula alnus* die basenärmeren Bedingungen an. Im Birkenbruchwald fehlen schließlich die Nährstoffzeiger und im Unterwuchs sind nur noch wenige Phanerogamen zu finden, mit höherer Deckung eigentlich nur *Molinia caerulea*, besonders in den wassergefüllten Spitts auch *Calla palustris*, außerdem z. B. *Carex nigra*, *C. rostrata*, *Erica tetralix* und *Myrica gale*. Insgesamt dominieren aber deutlich die schon für das *Sphagno-Alnetum* aufgeführten Kryptogamen, insbesondere die Torfmoose. Nach den Bodenuntersuchungen von Köhler (1967) betragen die pH-Werte im *Carici elongatae-Alnetum* meist über 5, während im *Sphagno-Alnetum* und im *Vaccinio-Betuletum* die Werte unter 4 liegen. Dabei steigen die C/N-Verhältnisse von unter 20 im Walzenseggen-Erlenbruchwald auf über 30 im Birkenbruchwald an. Neben den Bruchwaldgesellschaften kommen am Geestrand, aber auch auf trockenen Bereichen innerhalb des Moores, Bestände des *Betulo-Quercetum roboris* Tx. 1930 vor, im Kontakt zu den Bruchwäldern in der Subassoziation von *Molinia caerulea*.



Abb. 7. *Carici elongatae-Alnetum* im Pestruper Moor, u. a. mit *Carex elongata* und *Thelypteris palustris* (Foto: C. Peppler-Lisbach, 2023).



Abb. 8. *Vaccinio-Betuletum pubescentis* im Pestruper Moor u. a. mit *Sphagnum* ssp., und *Molinia caerulea* (Foto: C. Peppler-Lisbach, 2019).

Tabelle 2. Bruchwaldgesellschaften im Pestruper Moor. Aufnahmen aus Köhler (1967), gekürzt.
 CA: *Carici elongatae-Alnetum*; SA: *Sphagno-Alnetum*; VB: *Vaccinio-Betuletum*

Gesellschaft Aufnahme-Nr.	CA				SA	VB		
	1	2	3	4	5	6	7	8
Baum- und Strauchschicht								
<i>Alnus glutinosa</i> B	4	5	5	5	5	.	.	.
<i>Alnus glutinosa</i> S	2	2	1	2	2	.	.	.
<i>Salix cinerea</i> S	1	.	1
<i>Ribes nigrum</i> S	3
<i>Solanum dulcamara</i> S	1
<i>Betula pubescens</i> B	.	1	.	1	2	3	5	3
<i>Frangula alnus</i> S	1	+	+	1
<i>Salix aurita</i> S	1	1	.	.
<i>Myrica gale</i> S	5	.	.
D <i>Carici elongatae-Alnetum</i>								
<i>Solanum dulcamara</i>	1	1	1	+
<i>Urtica dioica</i>	2	1	4	+
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	2	+	1	1
<i>Eupatorium cannabinum</i>	1	1	1	1
<i>Thelypteris palustris</i>	1	3	1	1
<i>Valeriana officinalis</i> agg.	1	+	+
<i>Climacium dendroides</i>	2	+	1
<i>Poa trivialis</i>	2	2	2
<i>Galium palustre</i> agg.	1	.	1	2
<i>Filipendula ulmaria</i>	+	1	1
<i>Galium aparine</i>	+	.	+	+
<i>Dryopteris carthusiana</i>	.	1	+	+
<i>Mnium hornum</i>	.	2	2	2
<i>Holcus lanatus</i>	.	1	1	+
D <i>Alnion glutinosae</i>								
<i>Ribes nigrum</i>	4	1	+	2	+	.	.	.
<i>Carex elongata</i>	2	+	+	.	+	.	.	.
<i>Calamagrostis canescens</i>	.	.	+	.	2	.	.	.
<i>Lysimachia vulgaris</i>	1	1	1	+	1	.	.	.
<i>Scirpus sylvaticus</i>	+	2	1	2	2	.	.	.
<i>Crepis paludosa</i>	.	1	+	.	2	.	.	.
<i>Viburnum opulus</i>	+	+	.	+
D <i>Sphagno-Alnetum</i>, <i>Vaccinio-Betuletum</i>								
<i>Polytrichum commune</i>	2	1	1	1
<i>Juncus acutiflorus</i>	1	.	2	+
<i>Sphagnum palustre</i>	1	5	4	5
D <i>Vaccinio-Betuletum</i>								
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	3	2	.
<i>Sphagnum squarrosum</i>	3	.	.
<i>Sphagnum recurvum</i>	1	2	.
<i>Myrica gale</i>	1	+	.
<i>Erica tetralix</i>	1	1	+
<i>Carex nigra</i>	1	+	+
<i>Frangula alnus</i>	+	+	1
<i>Molinia caerulea</i>	1	3	.
<i>Vaccinium uliginosum</i>	+	+
<i>Eriophorum angustifolium</i>	+	+
Übrige Arten (>2 Vorkommen)								
<i>Sorbus aucuparia</i>	+	.	+	.	1	+	.	.

2.3 Exkursionsziel Hasbruch bei Hude

Länge der Wegstrecke: 7/4.5 km

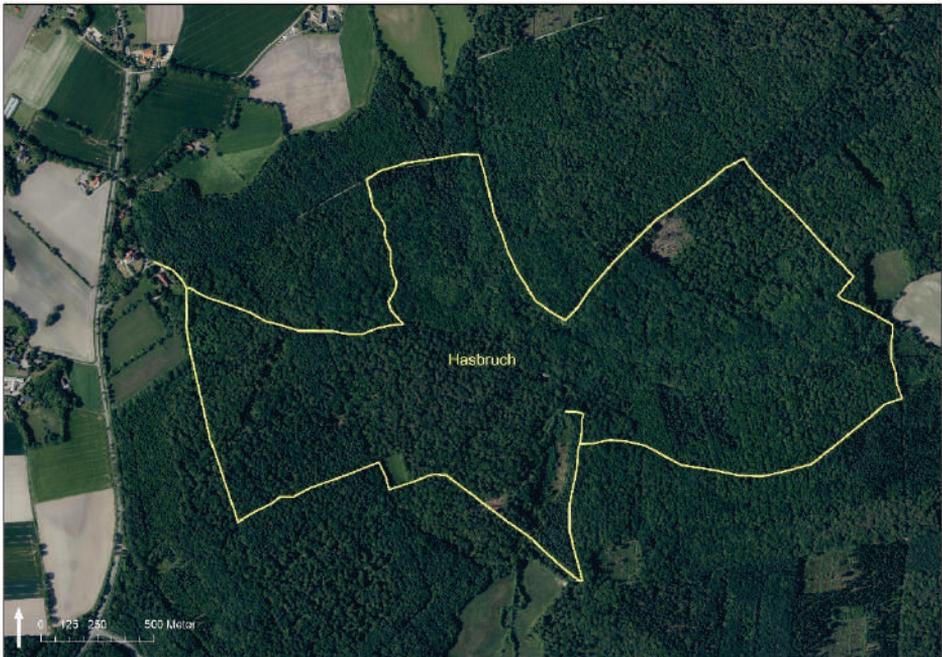


Abb. 9. Exkursionsroute Hasbruch (Luftbild: LGLN).

Der Hasbruch zählt zu den eindrucksvollsten Wäldern Nordwestdeutschlands und ist über die Region hinaus bekannt für seine alten, stattlichen Eichen und die vielen, oft verdreht und kandelaberförmig wachsenden Hainbuchen, Zeugnisse historischer Nutzung. Schon mit der aufkommenden Naturromantik im 19. Jahrhundert wurden im heutigen Kernbereich des Waldes kleine Teile von der Nutzung ausgenommen, um die imposanten Bäume zu schützen (Tielking 1999). Im Jahr 1938 erfolgte auf einer Fläche von ca. 30 ha die Ausweisung eines Naturschutzgebiets „Urwald Hasbruch“. Nachdem in der frühen, durch Brennholzknappheit geprägten Nachkriegszeit der 1940er Jahre die geschützte Fläche sogar verkleinert worden war, wurden die zentralen Teile des Waldes in den 1970er und 1980er Jahren als Naturwaldreservat und Naturwald (39,3 ha) ausgewiesen. Im Jahr 1997 wurde mit der Bildung des Naturschutzgebietes „Hasbruch“ die geschützte Fläche auf 630 ha erweitert. Heute hat der Wald als FFH-Gebiet eine große Bedeutung für den Schutz von Flora und Fauna, aber auch als Zeugnis der wechselhaften Landschaftsgeschichte. Aufgrund seiner langen Kontinuität gilt der Hasbruch als „historisch alter Wald“, der sich durch die Vorkommen vieler ausbreitungsschwacher Arten auszeichnet.

Nutzungsgeschichte

Die meisten großen Wälder der Gegend um Oldenburg und Delmenhorst waren bis in die Neuzeit hinein im Besitztum des Herzogs von Oldenburg bzw. der Verwaltung von Klöstern unterstellt. Noch im 17. Jahrhundert galt der Hasbruch als einer der größten und wertvollsten Wälder des Oldenburger Landes (Tielking 1999). In den folgenden zwei Jahrhunderten war der Wald jedoch umfassender Waldweide ausgesetzt (Pott & Hüppe 1991). Neben Pferden, Rindern, Schafen und Ziegen waren es vor allem Schweine, die zur Mast an Eicheln und Bucheckern in den Wald getrieben wurden und die einst dichten Baumbestände immer offener werden ließen. Es entstanden typische Trift- und Hutelandschaften mit einer Mischung aus Waldanteilen, Äckern, offenem Grünland und Heiden. Aber auch die noch bestehenden Waldabschnitte waren intensiver Nutzung ausgesetzt, vor allem durch Streunutzung und die Gewinnung von Schneitellaub sowie von Brenn- und Bauholz.



Abb. 10. Friederiken-Eiche (links) und alte Schneitel-Hainbuchen im Hasbruch (rechts) (Fotos: M. Diekmann, 2020 (links), C. Pepler-Lisbach, 2007 (rechts)).

Zur Verbesserung des Waldbestandes wurde schon ab 1815 in Teilen des Hasbruchs begonnen, die Waldweide zurückzudrängen, damit sich die dominierenden Baumarten (Rotbuche, Stieleiche, Hainbuche) wieder verjüngen konnten. Aufgrund des verbotenen Eintriebs von Schweinen waren diese Bemühungen indes jahrzehntelang erfolglos (Tielking 1999). Erst 1882 erfolgte die vollständige Ablösung der alten Weiderechte. Ab der Mitte des 19. Jahrhunderts wurden weite Teile des Waldes mit vorgezogenen, 2 bis 3 m hohen Jungeichen, den sogenannten Heistern, bepflanzt, und viele der heute großen Eichen stammen noch aus dieser Zeit.

Die große Anziehungskraft verdankt der Hasbruch seiner großen Zahl an Eichen. Die ältesten und imposantesten Bäume wurden nach oldenburgischen Prinzessinnen benannt: Amalieneiche, Charlotteneiche und Friederikeneiche. Von diesen existiert heute nur noch die Friederikeneiche, deren Alter schon im 19. Jahrhundert auf 1000–1100 Jahre geschätzt wurde (Kohl 1864). Heute hat der Baum also ein mutmaßliches Alter von 1200 Jahren. Eine Besonderheit ist aber auch das Vorkommen einer größeren Zahl an 200 bis 300 Jahren alten

Hainbuchen (Abb. 10), die kurzstämmig, gedreht und oft durchlöchert sind, eine Folge des alten Kopfholzbetriebs, bei dem die Bäume im Turnus von 10 bis 40 Jahren in 2–3 m Höhe abgeschlagen wurden, um Brennholz und Laubheu als Winterfutter zu gewinnen (Tielking 1999). Auch Reste alter Wallhecken zeugen noch von dieser mittlerweile verschwundenen Form der Waldnutzung. Auch wenn der Hasbruch aufgrund der alten, breitkronigen Bäume in vielen populärwissenschaftlichen Artikeln und Schriften fälschlicherweise als „Urwald“ bezeichnet wird, kann man vor allem im Naturwaldbereich im zentralen Teil eine Ahnung davon bekommen, wie ein naturnaher, nicht gemanagter Laubwald aussehen mag (Unkrig & Stegink-Hindriks 1999).

Flora und Vegetation

Der Hasbruch weist im Vergleich zu den meisten anderen Wäldern in der norddeutschen Tiefebene eine relativ große Zahl an Gefäßpflanzen auf, bedingt durch seine Ausdehnung, die Vielfalt an Standortbedingungen und das hohe historische Alter des Waldes. Insgesamt 30 Arten der niedersächsischen Roten Liste (Tiefeland; Garve 2004) sind dokumentiert (Peppeler-Lisbach & Peters 1999), darunter neun Arten der Vorwarnliste, 19 Arten der Kategorie „gefährdet“ und zwei Arten der Kategorie „stark gefährdet“, *Neottia nidus-avis* und *Platanthera chlorantha*. Einige dieser Arten sind auch im Hasbruch selten, andere sind an geeigneten Stellen im Wald weit verbreitet, zum Beispiel *Chrysosplenium alternifolium*, *Equisetum hyemale*, *Primula elatior*, *Pulmonaria obscura* und *Veronica montana*.

Auch wenn die Baumartenzusammensetzung des Waldes stark vom Menschen beeinflusst ist, kann der Hasbruch doch als relativ naturnah gelten. Nadelbäume spielen keine Rolle, und früher gepflanzte Exemplare wurden in den letzten Jahren allmählich entnommen. Die Waldgesellschaften des Hasbruchs wurden von Peters (1998) und Peppeler-Lisbach & Peters (1999) ausführlich beschrieben. Etwa ein Viertel der Waldfläche wird von Buchenwäldern dominiert, vor allem Flattergras-Buchenwäldern (*Oxalido-Fagetum* v. Glahn 1981 syn. *Milio-Fagetum* Burrichter et Wittig 1977). Sowohl Buchenwälder auf sehr sauren Böden (*Deschampsio-Fagetum* Schröder 1938) als auch solche auf recht nährstoffreichen Böden (*Galio odorati-Fagetum* Sougez et Thill 1959) machen nur geringe Anteile aus.

Die dominierende Pflanzengesellschaft des Hasbruchs ist der Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum* Oberd. 1957) (Peppeler-Lisbach & Peters 1999). Stieleiche und Hainbuche wurden über die Jahrhunderte stark gefördert (siehe oben), die sonst so konkurrenzkräftige Rotbuche dagegen zurückgedrängt. Sowohl im Naturwaldreservat als auch in vielen anderen Teiles des Waldes zeigt sich jedoch, dass die Buche unter dem Dach der Eichen schnell nachwächst und diese verdrängen würde, wenn dies nicht durch häufige forstliche Eingriffe verhindert würde. Es ist aber wahrscheinlich, dass die Rotbuche aufgrund der vielen Entwässerungsmaßnahmen heute bessere Wachstumsbedingungen vorfindet als in vergangenen Jahrhunderten. Flächenmäßig am weitesten verbreitet ist der Waldgeißblatt-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum loniceretosum*) auf relativ sauren und mageren Böden, der im Unterwuchs durch eine relative Artenarmut, aber eine hohe Frequenz von *Ilex aquifolium* geprägt ist. Eine ebenfalls weite Verbreitung hat der Waldziest-Eichen-Hainbuchenwald (*Stellario-Carpinetum stachyetosum*) auf basischeren und nährstoffreicheren Böden. Hier finden sich viele Frühjahrsgeophyten (u. a. *Gagea spathacea*), aber auch andere anspruchsvolle krautige Arten. Dieser Waldtyp leitet über zu den nur kleinflächig verbreiteten, bachbegleitenden Eschenwäldern (*Alno-Ulmion minoris* Br.-Bl. et Tx. ex Tchou 1948/1949),

Tabelle 3. Gewinner und Verlierer im Vergleich der im Jahr 1996 erstmals aufgenommenen Plots im Hasbruch und der im Jahr 2016 wiederaufgenommenen Flächen (gekürzt aus Strubelt et al. 2019). Die insgesamt 79 Plots sind unterteilt in basenarme und basenreiche Standorte bzw. gemanagte und nicht-gemanagte Flächen. Die Zahlen geben jeweils die Frequenzveränderungen der Arten in den vier Kategorien wieder.

	Insgesamt	Basenarm		Basenreich	
		gemanagt	nicht gemanagt	gemanagt	nicht gemanagt
Zahl der Aufnahmen	79	36	7	20	16
Zunahme					
<i>Ilex aquifolium</i>	21	2	0	10	9
<i>Carpinus betulus</i>	19	9	-2	15	-3
<i>Juncus effusus</i>	12	7	0	5	0
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	12	5	1	7	-1
<i>Impatiens parviflora</i>	11	5	0	2	4
<i>Hedera helix</i>	11	-1	-1	9	4
<i>Galeobdolon luteum</i>	10	7	3	-1	1
<i>Impatiens noli-tangere</i>	9	4	0	2	3
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	9	4	1	3	1
<i>Dactylis glomerata</i>	7	2	1	1	3
<i>Hypericum maculatum</i>	7	2	0	5	0
<i>Ficaria verna</i>	6	4	2	0	0
Abnahme					
<i>Geum urbanum</i>	-16	1	0	-8	-9
<i>Carex sylvatica</i>	-16	0	-1	-11	-4
<i>Primula elatior</i>	-15	0	0	-10	-5
<i>Galeopsis bifida</i>	-13	-8	0	-4	-1
<i>Festuca gigantea</i>	-13	0	0	-7	-6
<i>Luzula pilosa</i>	-12	-10	-4	5	-3
<i>Moehringia trinervia</i>	-11	-12	-1	2	-1
<i>Cardamine pratensis</i>	-11	0	0	-8	-3
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	-11	1	0	-3	-9
<i>Galium aparine</i>	-10	-1	0	0	-9
<i>Sanicula europaea</i>	-10	0	0	-5	-5
<i>Sorbus aucuparia</i>	-9	-10	-2	6	-3
<i>Geranium robertianum</i>	-9	2	0	-4	-7
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	-9	0	0	-4	-5
<i>Athyrium filix-femina</i>	-9	-4	0	-1	-4
<i>Polygonatum multiflorum</i>	-8	-6	-1	0	-1
<i>Carex remota</i>	-8	2	0	-6	-4
<i>Viola reichenbachiana</i>	-7	-2	0	-4	-1
<i>Maianthemum bifolium</i>	-7	-5	-1	2	-3
<i>Euonymus europaea</i>	-6	-2	-1	-2	-1
<i>Oxalis acetosella</i>	-6	-5	-1	0	0

die insbesondere an den Bächen Brookbäke und Hohlbäke vorkommen. In der Baumschicht spielen hier Schwarzerle und Esche eine größere Rolle, die Krautschicht ist geprägt durch viele ausgesprochene Feuchtezeiger.

Eine Wiederaufnahme von 79 Plots aus der Arbeit von Peters (1998) durch Strubelt et al. (2019) zeigt die Veränderungen in der Waldvegetation in den letzten zwei Jahrzehnten. Generell nahmen die Deckungsgrade der Baum- und Strauchschicht zu. Die Entwicklung der Arten in der Krautschicht der beiden dominierenden Waldtypen (*Stellario-Carpinetum loniceretosum* und *stachyetosum*) verlief indes unterschiedlich: während die Artenzahl generell unverändert blieb, nahm sie in den nicht-gemanagten Beständen auf basenreichen Böden signifikant ab. Auf den basenarmen Böden nahmen pH-Wert und Nährstoffverfügbarkeit (Ellenberg-N-Werte) zu, auf den basenreicheren Böden nahmen sie ab! Dies hatte zur Folge, dass viele der anspruchsvollen, teils gefährdeten Arten mit einer starken Frequenzabnahme reagierten, zum Beispiel *Carex sylvatica*, *Primula elatior* und *Sanicula europaea* (Tab. 3). Zu den klaren Gewinnern zählen die immergrünen *Ilex aquifolium* und *Hedera helix*, aber auch Störungszeiger (v. a. in den gemanagten Flächen) wie *Juncus effusus* und *Rubus fruticosus* agg.

Management

Für den Hasbruch als Naturwald, Naturschutzgebiet und FFH-Gebiet gibt es einen sehr detaillierten Pflege- und Entwicklungsplan, welcher der Strukturvielfalt des Waldes mit seinen vielen seltenen Arten verschiedenster Gruppen Rechnung trägt. Um den Wald als typischen Eichen-Hainbuchenwald zu erhalten, müssen regelmäßig Eingriffe geschehen, unter anderem Pflanzungen neuer Eichen und die Entnahme von Buchen, die als schnell und hochwachsende Baumart auf Dauer viele der alten und knorrigen, aber niedrigen Eichen überwachsen und ausschatten würden.

In einem Teilgebiet des Hasbruchs gibt es seit Mai 2023 ein durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt gefördertes Waldweideprojekt mit neun Schottischen Hochlandrindern. Das Projekt knüpft an die Vergangenheit des Waldes als Waldweidegebiet an und soll die Ausbildung eines Mosaiks unterschiedlicher Lebensräume fördern, vor allem lichter Waldstrukturen sowie artenreicher Übergangszonen zwischen Wald und Offenland.

Fauna

Die Größe des Hasbruchs, die hohe Zahl an alten Laubbäumen und die abwechslungsreiche Struktur machen den Wald auch zu einem wichtigen Habitat für viele Tierarten, besonders solchen, die ausbreitungsschwach und auf eine lange Kontinuität angewiesen sind. Dazu zählen viele Invertebraten, wie zum Beispiel einige Reliktarten historisch alter Wälder, der Laufkäfer *Abax parallelus* und die Nacktschnecken Schwarzer Schnegel (*Limax cinereoniger*) und Pilzschnegel (*Malacolimax tenellus*) (Aßmann & Storre 1999), aber auch der Eremit (*Osmoderma eremita*), einer streng geschützten und auf Totholz angewiesenen Käferart. Eine weitere Berühmtheit des Waldes ist der Feuersalamander (*Salamandra salamandra*), der im Hasbruch eines seiner nordwestlichsten und größten Vorkommen im Flachland hat (Nettmann 1999) und der regelmäßig auf Exkursionen beobachtet werden kann. Eine weitere Besonderheit ist der Mittelspecht, der als ausgesprochener Eichenspezialist hier eines seiner wichtigsten Vorkommen in Norddeutschland besitzt. Die Population ist in den letzten Jahrzehnten stark gestiegen und umfasste bei einer großflächigen Kartierung 192 Brutpaare (Handke 2012).

Die Etzhorner Gewässer sind in ein heterogenes Mosaik aus öffentlichen Grünflächen, eingegrünten Wohn- und Gewerbegebieten, Wallhecken und Altbaumbeständen sowie wenigen extensiv genutzten Grünlandflächen eingebunden. Teilweise verlaufen im Bereich öffentlicher Grünflächen Fußwege oder Pfade entlang einiger Gewässer und bewirken sowohl eine öffentliche Wahrnehmung der Biotope als auch verschiedene Störungen, z. B. durch Hunde oder durch Fischbesatz.

Im Bereich der Exkursionsgewässer und ihrer Uferbereiche treten seltene Pflanzenarten auf, die früher in der traditionellen Kulturlandschaft, z. B. an Heideweiern und wechsellassen Wegen in Mooregebieten, weit verbreitet waren, u. a. *Anagallis minima*, *Eleocharis multicaulis*, *Isolepis fluitans*, *Pilularia globulifera* oder *Radiola linoides*. Darüber hinaus sind zahlreiche weitere gefährdete Sippen der Gefäßpflanzen, Moose und Armleuchteralgen anzutreffen. Darauf wird weiter unten im Hinblick auf die einzelnen Gewässer näher eingegangen. Die jeweils angegebenen Gefährdungskategorien beziehen sich auf Niedersachsen und Bremen in Bezug auf Vahle (1990) und das Niedersächsische Tiefland im Hinblick auf Garve (2004) und Koperski (2011).

Als für den Arten- und Biotopschutz sehr wertvolle Biotope für unterschiedliche Arten und Lebensgemeinschaften unterliegen die Exkursionsgewässer einem kontinuierlichen Monitoring der Naturschutzbehörde und der periodischen Durchführung erforderlicher Managementmaßnahmen wie u. a. punktueller Entschlammung, Wiederherstellung von Offenböden in wechsellassen Uferbereichen oder manueller Gehölzentfernung. Darüber hinaus wurden hier punktuell auch gezielte Artenhilfsmaßnahmen, z. B. für *Succisa pratensis*, umgesetzt. Neben der besonderen floristischen Bedeutung sind sie auch wertvolle Lebensräume für Amphibien und Libellen (Brandt & Buchwald 2008, Becker 2010, Fuhrmann 2015, Schmid 2022). Die meisten Exkursionsgewässer sind Bestandteil des Niedersächsischen Kleingewässerprogramms, ein Programm zur Förderung von Arten der Zwergbinsen- und Strandlings-Gesellschaften (<https://www.nlwkn.niedersachsen.de/veroeffentlichungen-naturschutz/kleingewaesser-fuer-bedrohte-pflanzen-40430.html>).

Nachfolgend wird auf Flora und Vegetation der Exkursionsgewässer näher eingegangen.

Exkursionsgewässer 1: Mittelkamp



Abb. 12. Trockengefallene Randbereiche (links); *Hypericum humifusum* (rechts) (Fotos: R. Becker, 2018).

Das sehr flache und in weiten Teilen im Sommer regelmäßig trockenfallende Gewässer befindet sich in engem Verbund mit zwei angrenzenden Artenschutzgewässern innerhalb einer ungedüngten, einschürig gemähten Extensivgrünland-Fläche (z. T. seggenreiches Nassgrünland mit u. a. *Rhinanthus angustifolius*) mit umgebenden linearen bzw. kleinflächigen Gehölzstrukturen. In größeren Zeitabständen durchgeführte, partielle Entschlammungsmaßnahmen und die manuelle Entfernung von Junggehölzen in den Wechselwasserbereichen bewirken den Erhalt von Offenböden und damit der wertvollen Vegetation. Das Gewässer ist durch eine sehr geringe Leitfähigkeit von 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH-Werte zwischen 5,9 und 6,9 sowie Gesamt-Phosphor-(TP-) Werte von 0,045 bis 0,078 mg/l und Gesamt-Stickstoff- (TN-) Werte von 0,96 bis 1,48 mg/l gekennzeichnet (Schmid 2022).

Die artenreiche Vegetation enthält mit Sippen wie *Eleocharis multicaulis*, *Isolepis fluitans* und *Pilularia globulifera* typische Elemente von Heideweihern. Das *Pilularietum globuliferae* Th. Müller et Görs 1960 und kleinflächig das *Eleocharitetum multicaulis* (Allorge) Tx. 1937 und das *Scirpetum fluitantis* Allorge 1922 sind hier prägende und wertgebende Pflanzengesellschaften der *Littorelletea*. Die großflächigen, temporär trockenfallenden Gewässerrandbereiche sind durch eine sehr artenreiche, niedrigwüchsige Vegetation mit vielen Rote Liste-Arten gekennzeichnet. Insbesondere *Drosera intermedia*, *Carex viridula* und *Hypericum humifusum* sowie diverse Lebermoose bilden größere Bestände und zeigen Anklänge an das *Cicendietum filiformis hydrocotyletosum*, auch wenn die Kennarten hier noch fehlen (Täuber & Petersen 2000).

Rote Liste-Arten: *Atrichum tenellum*, *Carex echinata*, *C. viridula*, *C. demissa*, *C. vesicaria*, *Eleocharis multicaulis*, *Drosera intermedia*, *Fossombronia wondraczeckii*, *Isolepis fluitans*, *Hypericum humifusum*, *Lycopodiella inundata*, *Nitella flexilis*, *Phaeoceros carolinianus*, *Pilularia globulifera*, *Riccia bifurca*, *R. canaliculata*, *Rhinanthus angustifolius*, *Veronica scutellata*.

Sonstige kennzeichnende Pflanzenarten: *Eleocharis palustris* ssp. *pal.*, *Juncus bulbosus*, *Glyceria fluitans*, *J. articulatus*, *J. effusus*, *Lotus pedunculatus*, *Lycopus europaeus*, *Peplis portula* etc.

Exkursionsgewässer 2: Regenrückhaltebecken nördlich Frieslandstraße



Abb. 13. Gewässeraspect mit *Typha latifolia*- und *Eleocharis palustris*-Röhrichten (links); *Utricularia australis* (rechts) (Fotos: R. Becker, 2018).

Das bis zu 1,2 m tiefe, naturnahe Regenrückhaltebecken befindet sich zwischen einem Gewerbegebiet und angrenzenden Äckern zusammen mit zwei angrenzenden Artenschutzgewässern innerhalb einer schmalen, extensiv genutzten Grünfläche mit randlichen Gehölzbeständen. In der Regel fallen nur relativ schmale Uferstreifen trocken. Pflegemaßnahmen beschränkten sich bisher auf den Rückschnitt von Ufergehölzen im Bereich wertvoller Arten der Zwergbinsen-Gesellschaften. Das Gewässer ist durch eine geringe Leitfähigkeit von 90 bis 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH-Werte zwischen 6,9 und 7,3 sowie TP-Werte von 0,055 bis 0,097 mg/l und TN-Werte von 0,68 bis 1,1 mg/l gekennzeichnet (Schmid 2022).

Charakteristische Pflanzengesellschaften sind v. a. das *Pilularietum globuliferae*, das *Nitelletum flexilis* Corillion 1957, die *Potamogeton berchtoldii*-Gesellschaft, das *Typhetum latifoliae* (Soó 1927) Nowinski 1930, die *Eleocharis palustris*-Gesellschaft sowie punktuell das *Utricularietum neglectae* Th. Müller et Görs 1960. In einigen wechsellässigen Uferbereichen ist kleinflächig das *Cicendietum filiformis* Allorge 1922 mit der Assoziationskennart *Anagallis minima* ausgebildet (s. Täuber & Petersen 2000).

Rote Liste-Arten: *Anagallis minima*, *Eleocharis acicularis*, *Fossombronia* spp., *Hypericum humifusum*, *Isolepis setacea*, *Nitella flexilis*, *Pilularia globulifera*, *Riccardia incurvata*, *Utricularia australis*.

Sonstige kennzeichnende Pflanzenarten: *Eleocharis palustris* ssp. *pal.*, *Typha latifolia*, *Potamogeton berchtoldii*, *Peplis portula*, *Juncus articulatus*, *Alisma plantago-aquatica*, *Agrostis stolonifera*, *Lemna minor*, *Myriophyllum spicatum* etc.

Exkursionsgewässer 3: Artenschutzgewässer südlich Lübbenbuschweg



Abb. 14. Sommerlicher Gewässeraspect mit trockengefallenen Flachwasserbereichen (links); Frühjahrsaspect März 2024 (rechts) (Fotos: R. Becker, 2019 (links), 2024 (rechts)).

Das bis zu 1 m tiefe Artenschutzgewässer liegt nur weniger Meter nördlich des Exkursionsgewässers Nr. 2 innerhalb derselben Grünfläche. Der zentrale, tiefe Bereich ist relativ klein. Der östliche Bereich ist ca. 0,4 m tief, die übrigen regelmäßig trockenfallenden Teilbiotope sind noch flacher. Pflegemaßnahmen beschränken sich auf den Rückschnitt bzw. das Entfernen von Gehölzen und die Wiederherstellung von Offenböden zur Erhaltung der wertvollen Zwergbinsen-Gesellschaften. Das Gewässer ist durch eine sehr geringe Leitfähigkeit von 45 bis 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH-Werte zwischen 6,3 und 7,1 sowie TP-Werte von 0,025 bis 0,035 mg/l und TN-Werte von 0,56 bis 0,93 mg/l gekennzeichnet (Schmid 2022).

Die Vegetation ist trotz der geringen Fläche sehr arten- und struktureich mit vielen Rote Liste Arten und flutender Strandlings- oder Zwergbinsenvegetation, Wasserschlauch- und Armleuchteralgen-Beständen, Seggen, Binsen, kleinflächigen Rieden und Röhrichten. Charakteristische Pflanzengesellschaften sind v.a. das *Pilularietum globuliferae*, das *Nitelletum flexilis*, in den großen wechsellässigen Bereichen das *Cicendietum filiformis*, das *Phragmitetum australis* Schmale 1939, das *Typhetum latifoliae*, die *Eleocharis palustris*-Gesellschaft sowie nur punktuell das *Utricularietum neglectae*. In den großen wechselfeuchten Bereichen gibt es individuenreiche Bestände der *Isoëto-Nanojuncetea*-Arten *Anagallis minima*, *Isolepis setacea* und *Hypericum humifusum*.

Rote Liste-Arten: *Anagallis minima*, *Archidium alternifolium*, *Atrichum tenellum*, *Carex viridula*, *C. demissa*, *C. vesicaria*, *Ephemerum serratum*, *Eriophorum angustifolium*, *Helosciadium inundatum*, *Isolepis setacea*, *Hypericum humifusum*, *Nitella flexilis*, *Pilularia globulifera*, *Ricardia incurvata*, *Utricularia australis*.

Sonstige kennzeichnende Pflanzenarten: *Alisma lanceolatum*, *A. plantago-aquatica*, *Eleocharis palustris* ssp. *pal.*, *Carex acuta*, *C. x elytroides*, *Galium palustre*, *Juncus bulbosus*, *J. articulatus*, *J. tenuis*, *Lycopus europaeus*, *Peplis portula*, *Phragmites australis*, *Sagina procumbens*, *Typha latifolia*, *Potamogeton natans*, *Veronica scutellata* etc.

Exkursionsgewässer 4: Regenrückhaltebecken nördlich Frieslandstraße



Abb. 15. Gewässeraspect mit *Eleocharis palustris*-Röhricht, Feuchthochstauden und Seggen (links); *Anagallis minima*, Juli 2020 (rechts) (Fotos: R. Becker, 2020 (links), T. Täuber, 2020 (rechts)).

Das bis auf eine ca. 0,6 m tiefe grabenartige Struktur überwiegend sehr flache und im Sommer trockenfallende naturnahe Regenrückhaltebecken befindet sich in einer sehr schmalen öffentlichen Grünfläche mit integriertem Fußweg, umgeben von einer Straße und Gewerbeflächen. Pflegemaßnahmen beschränken sich auf Entschlammung von Teilflächen in größeren Zeitabständen, die Wiederherstellung von Offenböden zur Erhaltung der wertvollen Zwergbinsen-Gesellschaften und das punktuelle Entfernen von Gehölzen. Das Gewässer ist durch eine Leitfähigkeit von 100 (April) bis 270 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (August), pH-Werte zwischen 6,5 und 7,5 sowie TP-Werte von 0,058 bis 0,097 mg/l und TN-Werte von 0,7 bis 0,97 mg/l gekennzeichnet (Schmid 2022).

Die Vegetation ist sehr arten- und strukturreich mit vielen Rote Liste Arten und flutender Strandlings- oder Zwergbinsenvegetation, Wasserschlauch- und Armleuchteralgen-Beständen, Seggen, Binsen, kleinflächigen Rieden und Röhrichten. Im höhergelegenen Uferbereich etablierte sich im Rahmen einer Artenhilfsmaßnahme ein inzwischen großer Bestand von *Succisa pratensis*. Charakteristische Pflanzengesellschaften sind v. a. das *Pilularietum globuliferae*, die *Eleocharis palustris*-Gesellschaft sowie nur punktuell das *Elocharitetum acicularis* Pietsch 1967, das *Nitelletum flexilis* und das *Caricetum acutiformis* Kombenza 1930. In den randlichen wechsellassen Bereichen ist das artenreiche *Cicendietum filiformis hydrocotyletosum* ausgeprägt mit individuenreichen Beständen von v. a. von *Anagallis minima*, *Carex viridula* und *C. demissa* sowie in geringerem Umfang von *Isolepis setacea* und *Hypericum humifusum*.

Rote Liste-Arten: *Anagallis minima*, *Atrichum tenellum*, *Carex viridula*, *C. demissa*, *C. vesicaria*, *Eleocharis acicularis*, *Fossombronina wondraczekii*, *Helichrysum luteoalbum*, *Hypericum humifusum*, *Isolepis setacea*, *Lophozia capitata*, *Nitella flexilis*, *Pilularia globulifera*, *Pohlia camptotrachela*, *Riccardia incurvata*, *Succisa pratensis*, *Utricularia australis*.

Sonstige kennzeichnende Pflanzenarten: *Eleocharis palustris* ssp. *pal.*, *Carex acutiformis*, *C. acuta*, *Eriophorum angustifolium*, *Glyceria fluitans*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria*, *Lycopus europaeus*, *Lysimachia vulgaris*, *Myosotis laxa*, *Ranunculus flammula*, *Peplis portula*, *Veronica scutellata* etc.

Exkursionsgewässer 5: Regenrückhaltebecken Maria von Jever-Straße



Abb. 16. Gewässeraspect mit heterogener Vegetation und Uferbereichen mit Offenboden (links); *Pilularia globulifera* (rechts) (Fotos: R. Becker, 2020 (links), 2018 (rechts)).

Das bis zu 1 m tiefe, naturnahe Regenrückhaltebecken befindet sich am Rand einer breiten Grünfläche, die überwiegend als einschürige Mähwiese genutzt wird, umgeben von einer Straße und Gewerbeflächen. An der Ostseite ist eine relativ breite, im Sommer regelmäßig trockenfallende Flachwasserzone vorhanden. Managementmaßnahmen beschränken sich auf die Entschlammung von Teilflächen des Gewässers in größeren Zeitabständen, die Wiederherstellung von Offenböden zur Erhaltung der wertvollen Zwergbinsen-Gesellschaften sowie das punktuelle Entfernen von Gehölzen. Das Gewässer ist durch eine Leitfähigkeit von 70 bis 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH-Werte um 8,1 sowie relativ geringe TP-Werte von 0,03 bis 0,038 mg/l sowie TN-Werte von 0,7 bis 1,56 mg/l gekennzeichnet (Schmid 2022).

Die Wasser- und Ufervegetation ist sehr artenreich mit vielen Taxa der Roten Liste, submersen Pillenfarn-, Tünnel- und Armleuchteralgen-Beständen sowie an den Ufern weitere Arten der Zwergbinsen-Gesellschaften, Seggen, Binsen und Röhricht-Arten. Im höhergelegenen Uferbereich etablierte sich im Rahmen einer Artenhilfsmaßnahme ein kleiner Bestand von *Succisa pratensis*. Wertgebende Pflanzengesellschaften sind v. a. das *Pilularietum globuliferae*, das *Nitelletum flexilis* und die *Elatine triandra*-*Elatine hydropiper*-Gesellschaft, die in den letzten Jahren jedoch deutlich zurückgegangen ist. In den wechsellässigen Uferbereichen sind artenreiche Bestände des *Cicendietum hydrocotyletosum* und der typischen Subassoziation ausgebildet, hier mit den zwei Assoziationskennarten *Anagallis minima* und *Radiola linoides*. Beachtenswert ist hier das beständige Vorkommen von *Helichrysum luteoalbum*, eine sich im Stadtgebiet von Oldenburg in den letzten Jahren ausbreitende Art (Becker 2010).

Rote Liste-Arten: *Anagallis minima*, *Anthoceros agrestis*, *Atrichum tenellum*, *Blasia pusilla*, *Crepis biennis*, *Cynosurus cristatus*, *Elatine triandra*, *Fossombronia wondraczeckii*, *Helichrysum luteoalbum*, *Phaeoceros carolinianus*, *Pilularia globulifera*, *Pohlia camptotrachela*, *Radiola linoides*, *Succisa pratensis*.

Sonstige kennzeichnende Pflanzenarten: *Alisma plantago-aquatica*, *Eleocharis palustris* ssp. *pal.*, *Glyceria fluitans*, *Gnaphalium uliginosum*, *Iris pseudacorus*, *Juncus bulbosus*, *J. bufonius*, *J. effusus*, *Lythrum salicaria*, *Potamogeton natans*, *Sagina procumbens*, *Sparganium erectum* etc.

Literatur

- Abmann, T. & Storre, I. (1999): Laufkäfer, Schnecken, Regenwürmer und Hundertfüßer im Hasbruch. – Schriftenr. Waldentwickl. Niedersachs. 8: 106–111.
- Becker, R. (2010): Bemerkenswerte Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in der Stadt Oldenburg (Oldb). – *Drosera* 2010 (1): 5–16.
- Behre, K.-E. (2008): Landschaftsgeschichte Norddeutschlands. Umwelt und Siedlung von der Steinzeit bis zur Gegenwart. – Wachholtz, Neumünster: 308 pp.
- Brandt, K. & Buchwald, R. (2011): Die Bedeutung von Kompensationsgewässern für die Libellenfauna der Stadt Oldenburg (*Odonata*). – *Libellula* 30 (3/4): 111–132.
- Bultmann, C.R. (2021): Entwicklung der Moosflora im Hasbruch (Lkr. Oldenburg) und Einfluss verschiedener Trägerbaumarten auf die Artenvielfalt epiphytischer Moose. – Masterarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg (unveröffentlicht).
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2023): Vieljährige Mittelwerte. – URL: https://www.dwd.de/DE/leistung/klimadatendeutschland/vielj_mittelwerte.html [Zugriff am 05.04.2021].
- Fansa, M. & Lindner-Olbrich, I. (2009): Großsteingräber zwischen Weser und Ems. – *Achäologische Mitteilungen aus Nordwestdeutschland*. Oldenburg: 141 pp.
- Fries, J.E. & Wesemann, M. (2019): Das Pestruper Gräberfeld, Typisch und herausragend. – *Berichte zur Denkmalpflege in Niedersachsen* 2/2019: 106–110.
- Fuhrmann, K. (2015): Libellen. – In: Stadt Oldenburg (Oldb, Hrsg.): *Natur und Landschaft in der Stadt Oldenburg*: 83 pp.
- Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen – 5. Fassung, Stand 1.3.2004. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs*. 24(1): 1–76.
- Giani, L., Makowsky, L. & Mueller, K. (2014): Plaggic Anthrosol: Soil of the year 2013 in Germany. An overview on its formation, distribution, classification, soil function and threats. – *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 177: 320–329.
- Giani, L. & Tolksdorf-Lienemann, E. (2007): Podsol, Boden des Jahres 2007: Podsol aus Regente (Landkreis Oldenburg). – *Drosera* 2007: 59–64.
- Handke, K. (2012): Ergebnisse einer flächendeckenden Brutvogelerfassung im Hasbruch 2011. – Erfassung im Auftrag des Vereins Gesellschaft der Freunde des Hasbruchs e.V. Ganderkesee (unveröffentlicht).
- Hauck, M. & de Bruyn, U. (2010): Rote Liste und Gesamtartenliste der Flechten in Niedersachsen und Bremen – 2. Fassung, Stand 2010. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs*. 30(1): 1–84.
- Höhn, A. (2013): Ökologie und Verbreitung epiphytischer Moose auf Eichen im Hasbruch. – Bachelorarbeit, Universität Bremen (unveröffentlicht).
- Homm, T. (2018): Die Moose ausgewählter Kleingewässer in der Stadt Oldenburg. – Gutachten i. Auftrag der Stadt Oldenburg (unveröffentlicht).
- Janßen, J. (2023): Vegetationsveränderungen in Heiden und Sandmagerrasen im Landkreis Oldenburg. – Bachelorarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg (unveröffentlicht).
- Keienburg, T. & Prüter, J. (2006): Naturschutzgebiet Lüneburger Heide - Erhaltung und Entwicklung einer alten Kulturlandschaft. – *Mitteilungen aus der NNA 17, Sonderheft 1*: 1–65.
- Kohl, J.G. (1864): *Nordwestdeutsche Skizzen*. – Schünemann KG, Bremen.
- Köhler (1967): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Pestruper Moor. – *Oldenburger Jahrbuch* 66: 161–182.
- Koperski, M. (2011): Rote Liste und Gesamtartenliste der Moose in Niedersachsen und Bremen – 3. Fassung, Stand 2011 – unter Mitarbeit von M. Preußing (Süd-niedersachsen). – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs*. 11(3): 1–80.
- Krämer, R. (1987): Die Bodennutzung im Herzogtum Oldenburg um 1800. – In: Eckhardt, A. & Schmidt, H.: *Geschichte des Landes Oldenburg*: 96–974. Isensee, Oldenburg.
- Meisel, S. (1959): Die Naturräumlichen Einheiten auf Blatt 72 Nienburg-Weser. – Selbstverlag Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen: 29 pp.
- Meisel, S. (1961): Die Naturräumlichen Einheiten auf Blatt 56 Bremen. – Selbstverlag Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, Bad Godesberg: 28 pp.
- Meyer, W. (o.J.): Kladden von W. Meyer zur floristischen Kartierung Nordwestdeutschlands. – Archiviert: Niedersächsisches Landesarchiv Oldenburg, Erw. 80 Akz.2015/8.

- Munderloh, H. (1955): Die Bauerschaft Etzhorn. – Schriften d. Nds. Heimatbundes e. V., N. F. Bd. 30, 175 S.
- Nettmann, H.-K. (1999): Amphibien und Reptilien des Hasbruchs. – Schriftenr. Waldentwickl. Niedersachs. 8: 93–99.
- NIBIS® Kartenserver (2021): Historische Landnutzung 1:25.000. – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- NIBIS® Kartenserver (2021): Preußische Landesaufnahme, 1:25.000. – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover.
- Niedersächsische Landesforsten (2021): BWP kompakt für das FFH-Gebiet „Pestruper Gräberfeld“, Stand August 2021. – URL: <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/ffh-gebiete/ffh-gebiet-167-pestruper-graebelfeld-197892.html#Sicherheit> [Zugriff am 05.04.2021].
- Peppler-Lisbach, C. & Peters, M. (1999): Flora und Vegetation des Hasbruchs. – Schriftenr. Waldentwickl. Niedersachs. 8: 39–51.
- Peters, M. (1998): Die Waldgesellschaften im Hasbruch bei Hude. – Diplomarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg (unveröffentlicht).
- Pott, R. (1999): Nordwestdeutsches Tiefland zwischen Ems und Weser. – Ulmer, Stuttgart: 256 pp.
- Seedorf, H.H. & Meyer, H.H. (1992): Landeskunde Niedersachsen, Bd. 1: Historische Grundlagen und naturräumliche Ausstattung. – Wachholtz, Neumünster.
- Schmid, L. (2022): Untersuchung und naturschutzfachliche Bedeutung ausgewählter Kompensationsgewässer anhand der Libellen- und Amphibienfauna in Etzhorn (Stadt Oldenburg). – Masterarbeit, Carl von Ossietzky Universität Oldenburg (unveröffentlicht).
- Stadt Oldenburg (2016): Landschaftsrahmenplan Stadt Oldenburg. 670 pp. + Anhang.
- Strubelt, I., Diekmann, M., Peppler-Lisbach, C., Gerken, A. & Zacharias, D. (2019): Vegetation changes in the Hasbruch forest nature reserve (NW Germany) depend on management and habitat type. – Forest Ecol. Manage. 444: 78–88.
- Täuber, T. (2000): Zwergbinsen-Gesellschaften (*Isoëto-Nanojuncetea*) in Niedersachsen – Verbreitung, Gliederung, Dynamik, Keimungsbedingungen der Arten und Schutzkonzepte. – Cuvelier-Verlag, Göttingen: 238 pp.
- Täuber, T. & Petersen, J. (2000): *Isoëto-Nanojuncetea* (D 1). Zwergbinsen-Gesellschaften. – Synop. Pflanzenges. Dtschl. 7: 1–88.
- Taux, K. (1986): Die Oldenburgischen Naturschutzgebiete. – Holzberg, Oldenburg: 517 pp.
- Tielking, H. (1999): Aus der Geschichte des Hasbruchs. – Schriftenr. Waldentwicklung in Niedersachs. 8: 14–21.
- Unkrig, W. & Stegink-Hindriks, L. (1999): Naturwaldforschung im Hasbruch. – Schriftenr. Waldentwicklung in Niedersachs. 8: 22–27.
- Vahle, H.-C. (1990): Armelechteraigen (Characeae) in Niedersachsen und Bremen – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 10(5): 85–130.
- von Drachenfels, O. (2010): Überarbeitung der Naturräumlichen Regionen Niedersachsens. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 30(4): 246–252.
- Zantopp, R. (1982): Kartographische Bestandsaufnahme des Pestruper Gräberfeldes, Stadt Wildeshausen, Ldkr. Oldenburg, mit Hilfe von Luftbildern. – Archäologische Mitteilungen aus Nordwestdeutschland 5: 19–28.

Exkursion 2

Moore NW-Deutschlands

Joachim Blankenburg¹, Holger Brux², Rainer Buchwald^{3 *},
Jana Packmor⁴ & Hermann Wreesmann⁵

¹Eichhörnchenweg 4, 27777 Ganderkesee;

²Lerchenstraße 28, 26123 Oldenburg;

³Schramperweg 84, 26129 Oldenburg;

⁴AG Biodiversität und Evolution der Pflanzen, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, C.v.O. Universität, Carl-von-Ossietzky-Straße 9-11, 26111 Oldenburg;

⁵In den Kämpen 11, 26169 Friesoythe OT Altenoythe

*Korrespondierender Autor, E-Mail: rainer.buchwald@uol.de

Zusammenfassung

In der Naturlandschaft nahmen Nieder- und Hochmoore in NW-Deutschland einen großen Raum ein, u. a. in der ausgedehnten Moorlandschaft zwischen dem heutigen Oldenburg und Papenburg oder im westlichen Emsland entlang der heutigen holländisch-deutschen Grenze. Im Verlauf der vergangenen Jahrhunderte aber wurden diese Moore in zunehmendem Maße zerstört (Überbauung) oder meist stark degradiert (Entwässerung, land- und forstwirtschaftliche Nutzung, Torfabbau), so dass aktuell nur noch etwa 1 % der niedersächsischen Moore als (ausreichend) naturnah gelten. Die Exkursion soll einen Einblick darüber geben, in welcher Weise Renaturierung durch Wiedervernässung selbst auf stark abgetorften Flächen (auf anstehendem Schwarztorf) funktionieren kann (Bsp. Leegmoor; jeweils am Vormittag). Anschließend sollen die bisherigen Ergebnisse und daraus folgernd die Möglichkeiten und Grenzen einer Torfmoos-Paludikultur am Beispiel des Hochmoors Hankhausen dargestellt werden.

1. Grundlagen: Moore in Niedersachsen (R. Buchwald, H. Wreesmann)

Die Exkursion 2 führt in zwei Moorgebiete des Weser-Ems-Raumes (westliches Niedersachsen). Im ersten Moorgebiet (Leegmoor) wird eines der ältesten Moor-Renaturierungsprojekte Deutschlands vorgestellt, im zweiten Moorgebiet die Entwicklung einer Torfmoos-Paludikultur auf ehemaligem Hochmoor-Grünland.

Moore gehören zu den charakteristischen Landschafts- und Lebensräumen NW-Deutschlands. Im gesamten Deutschland nehmen sie etwa 4 % der Landfläche ein. Während Hochmoore vor allem in NW-Deutschland und im Alpenvorland (incl. Alpen) vorkommen, findet man Niedermoore in erster Linie in NO-Deutschland und im Alpenvorland (incl. Alpen). Aufgrund direkter Eingriffe (v. a. Entwässerung mit land- oder forstwirtschaftlicher Nutzung) und indirekter Einflüsse (Absenkung des Grundwasserspiegels in der umgebenden Landschaft, Rückgang der Niederschläge im Frühjahr und Sommer, atmogene Nährstoffeinträge) gelten heute nur noch knapp 2 % der Moore Deutschlands als naturnah, während mehr als 98 % durch anthropogene Nutzung zerstört oder durch Veränderung des Wasserhaushalts degradiert sind. Naturnahe Hoch- und Niedermoorlebensräume sind daher nur noch in

Restvorkommen vorhanden und stehen daher seit Jahrzehnten im Focus der Naturschutz-Bemühungen. Darüber hinaus stellen degradierte Moorböden mit 4,6 % der gesamten Treibhausgas(THG)-Emissionen neben dem Energiesektor die größte Einzelquelle dar.

In Niedersachsen nehmen Moorböden etwa 8 % der Landfläche ein. Sie machen 73 % aller Hochmoore und 18 % aller Niedermoore in Deutschland aus. Rund 70 % der niedersächsischen Moorflächen werden landwirtschaftlich genutzt, davon etwa 4/5 als Grünland und 1/5 als Acker. Laut Umweltministerium Niedersachsen (2024) weist das Bundesland 484.000 ha Moor- oder sonstige Kohlenstoff-reiche Böden mit Bedeutung für den Klimaschutz auf, von denen ca. 30.000 ha im Besitz des Landes (Naturschutzverwaltung, Domänen- und Moorverwaltung, Anstalt Niedersächsische Landesforsten) stehen. Unter 1 % der niedersächsischen Moorflächen gelten als intakt, geschätzt 10 % befinden sich aktuell in Renaturierung. Nach Berechnungen des LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie; Hannover) betragen die jährlichen THG-Emissionen aus Moor- und sonstigen organischen Böden 15,8 Mio. t CO₂-Äquivalente, die etwa 18 % der gesamten Emissionen Niedersachsens ausmachen. Hinzu kommen 1,8 bis 1,9 Mio. t pro Jahr aus der Torfproduktion (Abbau, Transport, Verwendung) – etwa 2 % der Gesamt-Emissionen Niedersachsens. Demnach entstehen 17,6–17,7 Mio. t CO₂-Äquivalente aus Moor- und sonstigen organischen Böden (Umweltministerium Niedersachsen 2024). Als Minderungsziel der THG-Emissionen durch Moorbodenschutz und (Wieder-)Vernässung hat das Bundesland eine Höhe von 1,65 Mio. t pro Jahr beschlossen.

Seit Mitte des 19. Jahrhunderts begann in verstärktem Maße eine erst verhaltene, dann intensivere Nutzung der nordwestdeutschen Moore. Infolgedessen konnten zum Ende der 1970er-Jahre nur noch 3 % (ca. 3000 ha) der ehemaligen Hochmoore Niedersachsens als naturnah bezeichnet werden. Von den ca. 80 % genutzten Hochmooren wurden 59 % als Grünland und 6 % als Acker bewirtschaftet, weitere 13 % standen in oder vor der Abtorfung.

Aufgrund dieser dramatischen Situation wurden die Stimmen für einen effektiven Moorschutz lauter; so wurde im Jahr 1981 das Niedersächsische Moorschutzprogramm (Teil 1) erlassen und 1986 durch einen Teil 2 ergänzt. Es war landesweit auch für nachgeordnete Behörden verbindlich, hatte aber ausschließlich die Entflechtung der Konflikte zwischen Naturschutz und Torfabbau zum Ziel. 81.000 ha sollten hoheitlich gesichert werden – zu den übrigen, v. a. landwirtschaftlich genutzten Nieder- und Hochmooren wurden keine Aussagen gemacht. Dabei war vorgesehen, knapp über die Hälfte der wertvollen Flächen direkt und knapp weniger als die Hälfte nach vorheriger Abtorfung unter Schutz zu stellen. Dieses erste bundesweite Moorschutzprogramm wies jedoch erhebliche Mängel auf. So hatten bspw. bestehende Abtorfungsrechte weiterhin Bestand. Auch vorhandene Entwässerungseinrichtungen oder intensive landwirtschaftliche Nutzungen in Randbereichen oder bestehende überregionale Planungen (z. B. Autobahnbau) konnten weiter fortgeführt werden. Von den in 1981 gesteckten Zielen einer Sicherung von 81.000 ha als Naturschutzgebiete wurden bisher etwa 81 % erreicht (ca. 65.000 ha; darin enthalten 37.000 ha FFH-Gebiete und 31.500 ha Vogelschutzgebiete).

Seit etwa 15 Jahren steht mit der Sicherung und Entwicklung niedersächsischer Moore in zunehmendem Maße der Klimaschutz im Vordergrund. Als Nachfolger des 2. Moorschutzprogramms wurde in 2017 das Programm „Niedersächsische Moorlandschaften“ entwickelt, das einige Neuerungen wie die Einbeziehung von Niedermooren und sonstigen organischen Böden beinhaltet. Darüber hinaus werden in dem Programm auch land- und

forstwirtschaftliche genutzte Moorflächen einbezogen und ein integrativer, ressort-, fach- und interessenübergreifender Ansatz entwickelt. Eine landesweite Verbindlichkeit für nachgeordnete Behörden hat es allerdings nicht.

Aktuell werden aus Hochmooren 29 %, aus Niedermooren 45 % und aus Moorgley 24 % der THGs emittiert (Höper 2015, 2024); als klimarelevante Moornutzungen stehen Grünland (66 %), Äcker (23 %) und Wälder/Forste (6 %) im Fokus. Nach Höper (2024) entstehen die in Niedersachsen emittierten THGs zu 67 % aus Verkehr/Haushalten/Industrie/Gewerbe, zu 16 % aus landwirtschaftlicher Nutzung, zu etwa 18 % aus organischen Böden (incl. Mooren) und zu knapp 2 % aus der Torfnutzung.

Die Umsetzung zu Moor-Lebensräumen, bei denen Aspekte der Biodiversität ebenso wie diejenigen des Klimaschutzes berücksichtigt werden, sehen zu allererst die Optimierung des Wasserhaushalts vor. Positive Klimaeffekte durch eine Minderung der CO₂-Emissionen stellen sich erst ab einer Höhe des Wasserspiegels von (0,3-)0,4 m unter Flur ein, daher ist die Anhebung der Wasserstände auf dieses Niveau in den Sommermonaten unverzichtbare Bedingung alle Moor- und Klimaschutzmaßnahmen. In landwirtschaftlich genutzten Mooren bewirkt eine Anhebung der Wasserstände auf dieses sommerliche Niveau dagegen eine schwierigere Bewirtschaftung, die mit geringer Trittfestigkeit, schlechter Befahrbarkeit und geringer Futterqualität einhergeht. Die Vorbehalte aus der Landwirtschaft gegen derartige Vernässungen aus Gründen des Klimaschutzes sind daher verständlich und können letztlich nur durch Transferleistungen ausgeräumt werden.

Welche Handlungsoptionen bestehen für die niedersächsischen Moore angesichts der Tatsache, dass nur rund 1 % von ihnen als im Wasserhaushalt weitgehend intakt und damit naturnah eingestuft wird?

Ungenutzte Moor- und sonstige organische Böden sollten weiterhin prioritär renaturiert werden durch Vernässung des oberen Torfhorizonts (Station 1 der Exkursion). Hierfür bieten sich in erster Linie ca. 65.000 ha an, die bereits in öffentlicher Hand liegen, sowie ca. 30.000 ha bestehender Kompensationsflächen. Darüber hinaus sollten diese zwar vorhandenen, aber häufig nicht arrondierten Moorflächen durch Flächenkauf und -tausch (vor allem mit dem Instrument der Flurbereinigung) weiter arrondiert und in öffentliches Eigentum überführt werden, um diese z. T. großflächigen Moorkomplex sichern und hydrologisch entwickeln zu können. Hier steht neben dem aktuellen Thema Klimaschutz vor allem die klassische Aufgabe der Erhaltung und Entwicklung der moortypischen Arten- und Lebensgemeinschaften im Vordergrund.

Eine eindeutige Lösung für land- und forstwirtschaftlich genutzte Moore gibt es aktuell (noch) nicht, u. a. da die geologisch-bodenkundlichen Parameter (v. a. Torfmächtigkeit, physikalische und chemische Qualität des Resttorfs), die hydrologischen (Wasserstände in den Sommermonaten) und biologischen (Flora, Fauna) Bedingungen sowie die sozioökonomisch-landwirtschaftlichen Aspekte in den verschiedenen Moorlandschaften Niedersachsens sehr unterschiedlich ausgeprägt sind. Auf diesen Flächen stehen in erster Linie Klima-Aspekte im Vordergrund. Hier gilt es abzuwägen, welche der derzeit diskutierten Nutzungsarten und -intensitäten (intensive, extensive oder Pflegenutzung von Grünland; Ackernutzung; Nutzungsaufgabe; Paludikultur (Station 2 der Exkursion) auch unter Berücksichtigung der volkswirtschaftlichen Kosten den größten Effekt für den Klimaschutz haben.

2. Die Exkursionsziele

2.1 Leegmoor (J. Blankenburg, H. Brux, R. Buchwald)

Das etwa 450 ha große NSG „Leegmoor“ liegt in der Naturräumlichen Region „Ostfriesisch-Oldenburgische Geest“ und ist Teil der ausgedehnten Moorlandschaft zwischen Oldenburg und Papenburg. Das Hochmoor wurde erstmals am 10.03.1983 als NSG ausgewiesen; die Verordnung wurde am 01.10.2009 in die heute gültige Form überführt (Landkreis Emsland 2009, NLWKN o.J.). Das Naturschutzgebiet überlagert sich mit dem FFH-Gebiet „Leegmoor“ (159) und mit dem EU-Vogelschutzgebiet „Esterweger Dose“ (V14). Das FFH-Gebiet umfasst 461 ha und weist die folgenden Lebensraumtypen auf: Dystrophe Seen (3160), Feuchte Heidegebiete des nordatlantischen Raums mit *Erica tetralix* (4010), Europäische Trockene Heiden (4030), Extensive Mähwiesen der planaren bis submontanen Stufe (6510), Geschädigte Hochmoore (evtl. noch regenerierbar; 7120), Senken mit Torfmoor-Substraten (*Rhynchosporion*; 7150) und Moorwälder (91D0**) (BfN 2024).

Der Nordteil des Schutzgebiets wird von einem industriell abgetorften Hochmoor gebildet (Abb. 1). Im Zuge der Umsetzung des Moorschutzprogramms fanden hier die ersten Versuche zur Wiedervernässung von abgetorften Schwarztorf-Flächen statt. Der südliche Teil ist nicht abgetorft und weist trotz langjähriger Sackungs- und Schrumpfungsprozesse heute noch eine Torfauflage von bis zu 2,50 Meter auf. Eine sehr kleine Teilfläche befindet sich in so genannter „heiliger Haut“ d.h. Oberfläche und Schichtenfolge wurden durch Torfabbau und Grünlandwirtschaft nicht verändert. Dieser Teil hat eine besonders hohe Bedeutung für bodenbrütende Vogelarten (NLWKN o.J.).

Zur Mitte der 1980er-Jahre gab es noch keine Erfahrungen im Umgang mit teilabgetorften Flächen, bei denen nur stark zersetzte Torfe (Schwarztorfe) übrig geblieben waren, sondern nur Erfahrungen mit Weißtorf-Resten (Eggelsmann & Klose 1982). Im Rahmen des Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens (E + E-Vorhaben) „Wiedervernässung abgebauter Schwarztorf-Flächen im Leegmoor/Kreis Emsland“ wurde 1983 der erste großflächige



Abb. 1. Blick vom Aussichtsturm Leegmoor nach Norden (Foto: H. Brux, 21.06.2024).

Versuch begonnen, durch Vernässung und das Einbringen von Diasporen einiger Hochmoorarten die erwünschte Vegetationsentwicklung zu initiieren (Brux et al. 2023a, b). Von 1984 bis 1996 wurden wissenschaftliche Begleituntersuchungen zu Boden, Wasser, Klima, Fauna, Flora und Vegetation durchgeführt (Nick et al. 1993, 2001; Nick 2007). Diese bisherigen Untersuchungen belegen die ersten Erfolge der Maßnahmen.

Um eine Erfolgskontrolle nach einigen Jahrzehnten zu ermöglichen und zugleich mit dem mittlerweile deutlich spürbaren Klimawandel die klimarelevanten Aspekte der Hochmoor-Regeneration zu berücksichtigen, wurde in den Jahren 2018 bis 2021 eine Nachuntersuchung durchgeführt. Über 35 Jahre nach Beginn der ersten Maßnahmen konnten dadurch gebietsbezogene Fragen zum Erfolg der Wiederherstellungsmaßnahmen bearbeitet werden (Brux et al. 2023a, b).

Dabei wurden die folgenden Parameter untersucht (Brux et al. 2023a): Geländehöhen, Wasserstände (incl. Modellierung 1985–2021), Flächengröße überstaute Bereiche, Moorsackungspegel, THG-Emissionen, Klimadaten, lokale Meteorologie, Bodenchemie, Biotop-typen, Dauerquadrate Vegetation, Erfolgskontrolle Ansaaten, Arthropoden (Laufkäfer, Kurzflügelkäfer, Webspinnen).

Ergebnisse (verändert nach Brux et al. 2023a, Blankenburg et al. in Vorb.)

Hydrologie

Im Frühling und Frühsommer lag die reale Verdunstung im Untersuchungszeitraum deutlich hinter der potenziellen zurück. Zu dieser Jahreszeit war das Moor noch von abgestorbenem Pflanzenmaterial bedeckt, das als Verdunstungsschutz wirkt. Ebenso wie das dominierende Pfeifengras (*Molinia caerulea*) können Torfmoose in Trockenperioden die Verdunstung stark reduzieren. Mit der Ausbreitung von Schlenken-Torfmoosen und einer Streuauflage verringerte sich die Verdunstung deutlich. Verglichen mit stark verdunstenden Vegetationstypen wie z.B. Röhricht (ganzjährig überstaute Flächen verdunsten wesentlich mehr Wasser als von Vegetation bewachsene) verbraucht die Hochmoorvegetation im Leegmoor relativ wenig Wasser. Diese Eigenschaft trägt zum nachhaltigen Erfolg der Wiedervernässungsmaßnahme bei, wie die hohe Pufferung der Wasserstände im Leegmoor zeigt.

Auch bei den sehr hohen Niederschlägen im Sommer (98 mm am 13.06.2020) konnte das gesamte Wasser im Gebiet zurückgehalten werden (kein Abfluss am Überlauf im Mittelgraben gemessen; vgl. Abb. 2). Die Wiedervernässung des Leegmoors begann in den ersten Jahren auf den vegetationsfreien Flächen mit großflächigem Überstau, da die Wasserspeicherkapazität der Schwarztorfe gering ist. Zusammen mit dem Anheben der Wasserstände im Mittelgraben konnten die Wasserstände in den nun bewachsenen Flächen angehoben und die Wasserstandsschwankungen reduziert werden. Die Wasserstände schwanken zwischen Winter und Sommer im Mittel um 0,37 m. Im nördlichen Bereich wurden Schwankungen kleiner als 0,30 m gemessen, die sich hochmoortypischen Werten (Joosten 1993) nähern. Die Amplituden der anderen Messstellen erreichen noch Werte bis 0,58 m. Im sehr trockenen Jahr 2018 sanken die Wasserstände im Mittel um 0,55 m ab. Im gesamten NSG Leegmoor sind größere Flächen im Winter und Frühjahr überstaut. Im trockenen Jahr 2018 nahm der Anteil der Überstauflächen von Mai bis September jedoch von 14,0 % auf 3,1 % ab.



Abb. 2. Vernässungspolder mit Rohr zur Regelung Stauhöhe (Foto: H. Brux, 07.09.2021).

Treibhausgase

Zwischen der ersten (1984–1996) und der zweiten Projektphase (1997–2021) nahmen die Freisetzungsraten auf der Projektfläche von $4,2\text{--}5,8\text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ auf $0,2\text{--}1,3\text{ t CO}_2\text{-Äq. ha}^{-1}\text{ a}^{-1}$ ab (Brux et al. 2023a). Die Freisetzungen von Methan und Lachgas blieben dabei unberücksichtigt. Die verbliebenen Torfe sind somit ausreichend durch die Wiedervernässung geschützt. Dies wird auch durch die Ergebnisse des seit 1984 bestehenden Moorsackungspegels bestätigt; dort wurden nach der Wiedervernässung im Zeitraum von 1990 bis 2020 keine Höhenverluste mehr gemessen.

Bodenreaktion und Nährstoffe

Die pH-Werte der Böden betragen im Mittelwert 3,4 (in H_2O) bzw. 2,6 (in CaCl_2). Sie unterscheiden sich nicht maßgeblich von denjenigen der Erstuntersuchung mit pH (H_2O)-Werten von 3,2–3,9 bzw. pH (CaCl_2)-Werten von 2,3–3,0 (Gebhardt & Knabke 1994, vgl. Köster 2016).

Deutliche Veränderungen wurden dagegen in den Wasser- und Nährstoffgehalten festgestellt (Nachtigall & Gianì 2022). So waren die Wassergehalte mit 83 Vol.-% im Unter- und 80 Vol.-% im Oberboden signifikant höher als die von Gebhardt & Knabke (1994) festgestellten (73 Vol.-% bzw. 75 Vol.-%).

Anfang der 1990er-Jahre betragen die PO_4 -Gehalte im Bodenwasser 0,14–0,18 und heute 0,02–0,08 mg pro l. Im Vergleichszeitraum wurden $0,19\text{--}0,14\text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ festgestellt, während in der jüngeren Studie im Mittel kein Nitrat nachweisbar war. Auch die NH_4^+ -Gehalte waren mit $2,4\text{ kg NH}_4^+\text{-N ha}^{-1}$ im Oberboden signifikant geringer, verglichen mit naturnahen Verhältnissen (Nachtigall & Gianì 2022), aber weiterhin auf hohem Niveau. Die heute vergleichsweise höheren NH_4^+ -Gehalte im Unterboden sind auf die veränderten Wasser-Verhältnisse und deren Einfluss auf die N-Dynamik und damit auch auf die NO_3^- -Dynamik zurückzuführen.

Die unverändert geringen pH-Werte, die mit denjenigen naturnaher Moore vergleichbar sind (Bourbonniere 2009), belegen einen nach wie vor guten Aziditätsstatus für das Leegmoor. Die heute vergleichsweise höheren und mit anderen hydrologischen Daten übereinstimmenden Wassergehalte in den Böden zeigen die deutlich verbesserten Wasserverhältnisse an. Verbesserungen sind auch bezüglich der Nährstoffsituation feststellbar; die Gehalte an PO_4^{3-} , NH_4^+ (im Oberboden) und NO_3^- sind heute geringer als 1990–1993. Es überwiegen Nährstoff-Entzüge gegenüber -Nachlieferungen, die sich aus Mineralisierung und erheblichen atmosphärischen Nährstoffeinträgen ergeben. Die verbesserten Nährstoffverhältnisse in den Böden sind im Wesentlichen auf eine Translokation in die Biomasse zurückzuführen, die im Untersuchungszeitraum erheblich zugenommen hat (Nachtigall & Giani 2022).

Fauna

Im vernässten Leegmoor hat sich eine Reihe nässe- und feuchteliebender Laufkäferarten (*Carabidae*) oligo- bis mesotropher Moore in stabilen Populationen angesiedelt, z. B. *Pterostichus rhaeticus* (Rhaetischer Grabläufer), *P. diligens* (Ried-Grabläufer), *Carabus clatratus* (Ufer-Laufkäfer). Diese Arten gehören zum typischen Inventar natürlicher/naturnaher Moore der Region. Spezifische Hochmoorarten, wie das in Niedersachsen vom Aussterben bedrohte (Assmann et al. 2003) *Agonum ericeti* (Hochmoor-Glanzflachläufer), konnten im Projektgebiet bisher nicht nachgewiesen werden. Die Vorkommen der etablierten hygrophilen Arten konzentrieren sich auf nasse, besonnte Torfmoosrasen, feuchte, bodenbeschattete Pfeifengras-Bestände, Feuchtheide-Gesellschaften und wechselfeuchte Pfeifengras-Wollgras-Gesellschaften.

Die Bedingungen zur Ansiedlung spezifischer Hochmoorarten sind im Leegmoor trotz insgesamt hoher Vernässungsgrade bisher nicht gegeben. Die für spezifische Hochmoorarten als Lebensraum bedeutsamen, von *Erica tetralix* dominierten Feuchtheidestadien mit Torfmoosen sind nur an wenigen Stellen kleinflächig entwickelt. Fraglich ist, ob und ggf. in welchen Zeiträumen derart ökologisch isolierte Moorhabitats überhaupt von flugunfähigen, ausbreitungsschwachen Arten wie *Agonum ericeti* erreicht werden können. Hier setzt das noch bis 2026 laufende Projekt „InsMoor“ im NSG Totes Moor (Region Hannover) an, in dem in einem experimentellen Ansatz insektenfreundliche Habitatelemente mit geeigneter Struktur auf stark degradierten Hochmoor-Standorten geschaffen werden sollen. Die Artenzahl der Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) nahm 1985–1989 zu und stabilisierte sich zunehmend; 2019–2021 wurden darüber hinaus nur wenige neue eurytope Arten festgestellt. Von 13 Arten der Moorspezialisten und -präferenten sind 10 gefährdet; ihre Arten- und Individuenzahlen stiegen insbesondere in den Projektflächen. Die Zusammensetzung der epigäischen Web-spinnenfauna (*Araneae*) weist mit 159 Arten aus 19 Familien, davon 33 Arten der Roten Liste Niedersachsen (Finch 2004), deutliche Parallelen zu derjenigen in wachsenden, dystrophen Mooren auf. Stenotope, an naturnahe, nährstoffarme Moore gebundene Spinnenarten fehlen allerdings.

Hochmoor-Vegetation

Im Jahr 1984 erfolgten im Projektgebiet auf ca. 9 ha flächige Ansaaten von *Eriophorum vaginatum* (Scheidiges Wollgras), *E. angustifolium* (Schmalblättriges W.), *Erica tetralix* (Glocken-Heide), *Calluna vulgaris* (Besen-Heide), *Rhynchospora alba* (Weißes Schnabelried) und *R. fusca* (Braunes S.), jeweils mit Saatgut und reifen Fruchtständen aus benachbarten Hochmooren. In den ersten Untersuchungsjahren entwickelte sich die Vegetation auf

Ansaatflächen schneller in Richtung Zielarten als auf Flächen ohne Ansaaten. Die Vegetationsdecke war nach 5–10 Jahren weitgehend geschlossen; hierzu hat in den ersten Jahren v. a. *E. vaginatum* beigetragen. Im Jahr 1996 waren viele ehemals große Bulte des Scheidigen Wollgrases vergreist, auf ihnen wuchs *Molinia caerulea*. Gleichzeitig wurden vielfach Keim- und Jungpflanzen von *E. vaginatum* festgestellt. Nach der Folge-Untersuchung war diese typische Hochmoor-Art bis 2020 in der Hälfte des Projektgebiets vertreten (vgl. Köster 2016). *Eriophorum vaginatum* bietet Schutzstellen für die Keimung und Etablierung von Torfmoosen, allerdings auch für unerwünschte Arten wie *Betula pubescens* (Moor-Birke), *M. caerulea* und mittlerweile auch *Prunus serotina* (Spätblühende Traubensirbe). Für 77 Dauerquadrate (DQ) liegen zwischen 1984 und 2021 Vergleichsdaten vor. Das Auftreten von Pflanzenartengruppen in den DQ zeigt Abbildung 3.

Die beiden Wollgras-Arten wurden 1984 in 32 % der DQ angepflanzt, 1988 waren sie in 88 % vertreten, 2019 in 100 % (Abb. 4). Zwergsträucher (v. a. *Erica tetralix* und *Calluna vulgaris*) waren zunächst in 63 % der DQ vorhanden, ihr Anteil sank bis 2002 auf 23 % und stieg daraufhin bis 2019 auf 38 %. Das Pfeifengras war 1992 in 92 % und 2019 in 100 % aller DQ vertreten. Gehölze wurden 1994 nur in 3 % der DQ nachgewiesen; nach dem ersten Höhepunkt 1996 (17 %) blieb ihr Anteil bis 2005 mit ca. 10 % stabil, um dann bis 2019 auf 82 % (v. a. *Betula pubescens*) zu steigen. Der gut erkennbare Rückgang der Gehölze nach 1988 bzw. 1997 erklärt sich durch die 1989 und 1996 im Projektgebiet durchgeführten Entkusselungsmaßnahmen. Schlenken-Torfmoose wurden 1984 in viele DQ eingebracht und traten dort in 24 % auf, ihr Anteil stieg kontinuierlich bis 2019 auf 97 %.

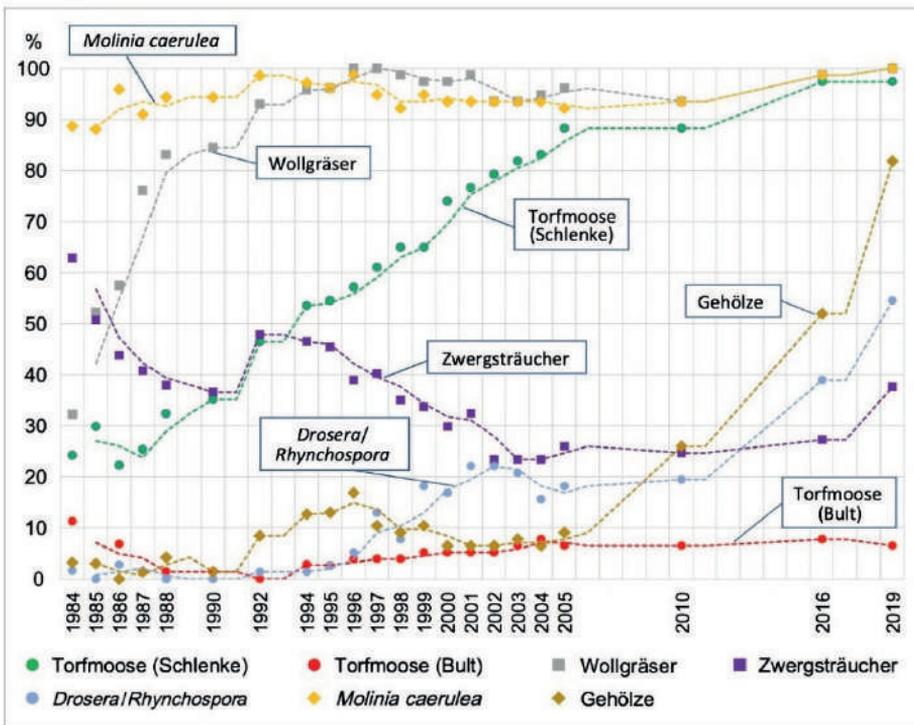


Abb. 3. Anteil der Dauerquadrate mit Arten ausgewählter Pflanzenartengruppen 1984–2019 (aus Brux et al. 2023a).



Abb. 4. *Eriophorum angustifolium*, *Sphagnum cuspidatum* (links) und *E. vaginatum* (rechts) als erste Polderbesiedler (Fotos: H. Brux, 24.09.2021).

Aus der Gruppe der Bult-Torfmoose wurden 1984 diverse Arten über Plaggen eingebracht, wobei *Sphagnum magellanicum* in sechs DQ angepflanzt wurde (11,3 % der DQ). Sie verschwanden zunächst weitgehend, um dann wieder bis 2019 auf 6,5 % der DQ zuzunehmen. Weitere Bult-Torfmoose (Eintragungspfad unbekannt) wurden v. a. im Bereich von Heideflächen festgestellt und 2021 in neuen DQ dokumentiert. Die Entwicklung der Bult-Torfmoose verlief sehr langsam, es dominieren nach wie vor Schlenken-Torfmoose; dies wurde auch von Lemmer & Graf (2016) für viele Renaturierungsflächen festgestellt. Die häufigste, fast überall im NSG Leegmoor etablierte Art ist *Sphagnum cuspidatum*, die auch auf Wasserflächen flottiert oder den Wasserkörper (fast) vollständig ausfüllt. Bei Trockenfallen solcher Flächen kann sich ein Torfmoosrasen ausbilden und die Etablierung weiterer Arten begünstigen.

Aktuell sind im Leegmoor u. a. die folgenden Pflanzenarten zu finden:

Gefäßpflanzen: *Vaccinium oxycoccus*, *Andromeda polifolia*, *Rhynchospora alba*, *Erica tetralix*, *Calluna vulgaris*, *Eriophorum angustifolium* et *vaginatum*, *Empetrum nigrum*

Torfmoose: *Sphagnum magellanicum*, *rubellum*, *papillosum*, *fimbriatum*, *fallax*, *cuspidatum*, *molle*, *tenellum*

Darüber hinaus ist das NSG und FFH-Gebiet ein sehr wertvolles Brut- und Rastgebiet für die Avifauna, u. a. mit: Lachmöwe, Schwarzhalstaucher, verschiedenen Wasservogel-Arten, Kranich, Rotschenkel, Bekassine, Großer Brachvogel, Braunkehlchen, Wiesenpieper, Rohrammer.

Torfbildung

Die besten Entwicklungen von Schlenken-Torfmoosen und Torfen waren an Stellen zu beobachten, wo das Wasser in Zeiten des höchsten Überstaus ca. 10–30 cm über der Oberfläche stand und im Sommer durch die Verdunstung eine moderate Absenkung des Wasserstands erfolgte. Die trockenen Sommer 2018/2019 und 2022 zeigten, wie gut das System solche Perioden abpuffern kann. Am Ende der langen sommerlichen Trockenperiode waren die Torfmoose an der Oberfläche teilweise trocken, darunter feucht (bis nass) und lebend. Offenbar haben die geringen Niederschläge nicht zur tieferen Austrocknung der Torfe geführt. In Schlenken wurden Profile untersucht, die Torfmoose, Akrotelm (periodisch aerobe Torfschicht) und die oberste Schwarztorf-Schicht umfassten. Hier fanden sich unter der lebenden Torfmoos-Vegetationsdecke schwach humifizierte, neu gebildete Weißtorfe mit



Abb. 5. Bodenprofil mit schwach humifiziertem, neu gebildetem Weißtorf unter lebender Torfmoos-Vegetationsdecke auf der zu Beginn der Renaturierung 1984 vorhandenen Schwarztorf-Fläche (Foto: H. Brux, 09.12.2021).

ca. 2–10 cm Mächtigkeit, die heute auf der zu Beginn der Renaturierung 1984 vorhandenen Schwarztorf-Fläche aufliegen (Abb. 5). Schwach humifizierte jüngere Weißtorfe und die lebende Torfmoos-Vegetationsdecke können Niederschläge ähnlich einem Schwamm aufnehmen (Joosten 1993).

Damit steht ein entsprechender Wasservorrat für die Pflanzen zur Verfügung und stärkt die Resilienz gegenüber Trockenperioden. Dies stellt eine gute Voraussetzung für eine weitere Einbringung von Bult-Torfmoosen dar, die 2021 im Rahmen des Projekts Hotspot 23 (BfN 2022) auf geeigneten Flächen erfolgte. Solche Schlenkenmoos-Torfe finden wir in niedersächsischen Hochmooren als geringmächtige Schichten an der Moorbasis (z.B. Amt für Bodenforschung 1957); sie lassen erwarten, dass sich hier später Bult-Torfmoose ansiedeln werden. Die Wassergehalte in dieser Schicht waren durchweg hoch. Offenbar entwickelt sich ein Akrotelm, das die Aktivität torfbildender aerobischer Mikroorganismen zulässt und das Wachstum der Torfmoose erlaubt. Damit ist davon auszugehen, dass die für das Wachstum von Torfmoosen erforderlichen akrotelmatischen Bedingungen (Eigner 2003) zumindest in einigen Bereichen gegeben sind.

Fazit

Ziel des vor 40 Jahren begonnenen E + E-Vorhabens „Leegmoor“ war es, erstmals unter den ungünstigen Rahmenbedingungen eines teilabgetorfte Moors mit einer Restschicht aus stark zersetztem Hochmoortorf (Schwarztorf) durch Vernässungsmaßnahmen und Ausbringen hochmoortypischer Pflanzen die Renaturierung einzuleiten. Kernfrage der Nachuntersuchung war, ob das Entwicklungsziel der Hochmoor-Regeneration mit einer offenen Hochmoorfläche im Leegmoor beibehalten werden kann. Das Einbringen von Diasporen hat die Wiederbesiedlung mit hochmoortypischen Arten beschleunigt. Diese Methode ist sinnvoll, wenn im

Gebiet entsprechende Arten kaum vorhanden sind und mit einer Einwanderung über benachbarte Flächen nicht zu rechnen ist. Über Plaggen können auch wirbellose Tiere eingebracht werden, was für wenig mobile Arten entscheidend sein kann. Ohne anfänglichen Überstau ist eine erfolgreiche Vernässung nicht möglich, wobei große offene Wasserflächen zu vermeiden sind. Mit Überstau von ca. 0,3 m im Winter und Frühjahr kann ausreichend Wasser in der Fläche bis in den Sommer gehalten werden. Höhere Wasserstände behindern die Ansiedlung von Torfmoosen. In Bereichen mit Schlenken-Torfmoosen reichen Überstauhöhen von 0,1–0,2 m aus. In Bereichen mit Torfmoos-Decken treten deutlich geringere Schwankungen der Wasserstände auf. Bei einer Decke aus Torfmoosen von 0,1 m (neues Akrotelm) und mehr können auch trockene Sommer wie 2018/2019 oder 2022 gepuffert werden. Dauerhaft ganzjährig überstaute Flächen sind nicht für die Ansiedlung hochmoortypischer Vegetation geeignet. Große Amplituden der Wasserstände gilt es zu dämpfen, da sie *Molinia caerulea* fördern. Seit 1961 gab es in der Region des Leegmoors nur zwei Jahre (1976, 2018) mit einer negativen Klimatischen Wasserbilanz; eine Zunahme dieser Extreme durch den Klimawandel ist aber möglich (vgl. Brux et al. 2023a). Für die Hochmoor-Renaturierung ist entscheidend, dass die Flächen durch die Vegetation und das wachsende Akrotelm eine ausreichende Resilienz (hydrologische Pufferkapazität) entwickeln, um zukünftig häufiger zu erwartende Trockenphasen zu überleben. Dies kann Jahrzehnte dauern!



Abb. 6. Management – Mulchen der Polderdämme (Foto: H. Brux, 10.08.2021).

Die Böden sind stabil sauer und weisen bei verbesserter Wasserversorgung hin zu nassen Verhältnissen abnehmende Gehalte pflanzenverfügbarer Nährstoffe auf. Weitere Ergebnisse der Nachuntersuchung im Leegmoor zeigen, dass und wie sich solche Flächen wieder vernässen und beleben lassen. Durch die bisherigen Vernässungen lässt sich der Torfkörper erhalten. Es findet eine Akkumulation von Kohlenstoff statt; allerdings ist mit Methan-Freisetzungen in überstauten Bereichen und mit einer Verschlechterung der Nährstoffsituation bei unverändert anhaltenden atmosphärischen Nährstoffeinträgen zu rechnen. Da Methan-Emissionen auch stark von der Bodentemperatur abhängen, beeinträchtigt ein Überstau im Winter die Treibhausgasbilanz deutlich weniger als ein Überstau im Sommer (Herbst et al. 2013). Insgesamt sind die Ergebnisse der Nachuntersuchung, die auch in den „Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen“ (Graf et al. 2022) berücksichtigt wurden, ermutigend. Auch bei moderatem weiterem Temperaturanstieg dürften die klimatischen Bedingungen für die Hochmoor-Regeneration in Nordwestdeutschland grundsätzlich ausreichen. Das Entwicklungsziel der Hochmoor-Wiederherstellung mit einer offenen Hochmoorfläche kann beibehalten werden – es erfordert aber auch künftig ein Monitoring abiotischer und biotischer Parameter und ein zielgerichtetes Management (vgl. Abb. 6). Weiterhin: so wie Entstehung und Wachstum natürlicher Moore Jahrhunderte und -tausende gedauert haben, so wird auch eine Regeneration (i.e.S.) von Hochmooren sehr lange Zeiträume benötigen.

Die Exkursion wird geführt von J. Blankenburg (Bremen), H. Brux (Oldenburg), R. Buchwald (Oldenburg), A. Grobe (Hannover) und H. Wreesmann (Friesoythe).

2.2 Torfmoos-Paludikultur Hankhausen (R. Buchwald, J. Packmor)

Unter Paludikultur (von lateinisch palus = Sumpf und cultura = Bewirtschaftung) versteht man die kommerzielle Nutzung einer vernässten Moorfläche mit Anbau eines Standort-spezifischen Produkts. Traditionell ist in diesem Zusammenhang der Anbau von Schilf-Röhrichten für Reet-Dächer bekannt; inzwischen ist aber auch die Kultivierung anderer Pflanzenarten wie Rohrkolben (*Typha* spp.), Großseggen (*Magnocarices*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) und Schwarzerle (*Alnus glutinosa*) auf Niedermoor sowie von Torfmoosen (*Sphagnum* spp.) auf Hochmoor in Erprobung (Heinrich-Böll-Stiftung 2023).

Nach Abschiebung der oberen Bodenschicht aus vorheriger Grünlandnutzung werden die Flächen vernässt und die betreffende Kulturpflanze eingebracht. Durch ganzjährig hohe Wasserstände sollen jedoch – zusätzlich zu deren Anbau – verschiedene Ökosystem-Dienstleistungen wie Neubildung/Wachstum der Torfschicht, die Speicherung klimarelevanter Gase, der Hochwasserschutz, die Temperierung des lokalen/regionalen Klimas sowie die Entwicklung der moortypischen Flora und Fauna erreicht werden. Im Gegensatz zur Paludikultur auf Niedermoor gibt es bei der Torfmoos-Paludikultur auf Hochmoor bereits eine Vielzahl von Daten, Erkenntnissen und Erfahrungen, die am Beispiel der Torfmoos-Paludikultur im Hochmoor Hankhauser Moor (Landkreis Ammerland; Abb. 7) beispielhaft gezeigt werden sollen.

Ziel der vieljährigen Projekte der Universität Greifswald (gemeinsam mit diversen Partnern) sind Anbau, Kultivierung und Verwertung ausgewählter Torfmoos-Arten, die als Alternative zu gering zersetztem Weißtorf in gartenbaulichen Substraten verwendet werden sollen (Gaudig et al. 2014, Greifswald Moor Centrum 2014). Der weltweit hohe Torfverbrauch von 30 Mio. Kubikmeter Weißtorf wird in der Regel durch industriellen Torfabbau gedeckt, der zur Zerstörung der Pflanzen- und Tierwelt, der belebten oberen Torfhorizonte (Akrotelm) und zur Freisetzung von THGs führt (Couwenberg et al. 2008, Couwenberg & Joosten 2001, Tiemeyer et al. 2016). Da die Vorräte an zur Verfügung stehenden Weißtorf-Flächen in Mittel- und Westeuropa weitgehend erschöpft sind, wird seit Jahren in zunehmendem Maße Torf in den baltischen Staaten und in Russland abgebaut. Deutschland importiert als derzeit europaweit größter Substratproduzent und -nutzer etwa 1,8 Mio. Kubikmeter Torf für den Erwerbs- und privaten Gartenbau. Durch großflächigen Anbau von Torfmoosen ist es Ziel Deutschlands wie Niedersachsens, diese derzeit enormen Torf-Importe deutlich zu reduzieren und zugleich die intensive Forschung an Alternativen zum Torf als Gartenbau-Substrat zu unterstützen.

Paludikultur erfolgt bei ganzjährig hohen Wasserständen bis zur Torfoberfläche oder darüber hinaus, bei gleichzeitiger Bewirtschaftung der Moore (vgl. Gaudig et al. 2023, Nordt 2023). Auf Hochmoorflächen ist nur der Anbau von Hochmoor-Arten sinnvoll, da die teils hohen Nährstoffansprüche von für Paludikultur relevanten Niedermoor-Pflanzenarten ohne zusätzliche Düngung langfristig nicht bedient werden können. Torfmoos ist die vielversprechendste Pflanzengattung für die nachhaltige Hochmoor-Bewirtschaftung, da die erzeugte Biomasse in großen Mengen im Gartenbau Anwendung finden kann. Flächenmäßig von geringerer Bedeutung ist der Anbau von Sonnentau, der auch als "Beiprodukt" von Torfmoos-Paludikultur geerntet werden kann.

Der Anbau von Torfmoos-Biomasse in Paludikultur auf wiedervernässten Hochmooren und die Verwendung von Torfmoos-Biomasse als hervorragender Torfersatz können einen wichtigen Beitrag für die Erreichung der Klimaschutzziele leisten (Institut für Botanik Greifswald 2011, 2012). Die Entwicklung und Erforschung von Torfmoos-Paludikultur



Abb. 7. Übersicht der Feldversuchsfläche zur Torfmoos-Paludikultur im Hankhauser Moor mit Bezeichnung der einzelnen Versuchsflächen (F) und Filterbecken (FB). Kartenquelle Google Satellite (2023) in QGIS; Abbildung aus Gaudig et al. 2023.

erfolgt seit 20 Jahren, auch mit Unterstützung des BMEL und der FNR (Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe). Inzwischen existieren ca. 20 Hektar Netto-Torfmoos-Anbaufläche in Niedersachsen. Um eine großflächige Umsetzung zu erreichen und eine echte Alternative für Landwirte zu schaffen sowie dadurch die Rohstofflieferung von nachwachsender Torfmoos-Biomasse in zertifizierter hoher Qualität für die Substrat-Industrie und den Gartenbau sicherzustellen, ist die Weiterführung sowie Ausweitung der vorhandenen Pilotflächen als Modell- und Demonstrationsobjekte von zentraler Bedeutung. Hierdurch können betriebliche Prozesse technisch und ökonomisch optimiert sowie Organisation und Vernetzung einer Verwertungskette aufgebaut werden; weiterhin kann durch Akzeptanzbildung bei Bewirtschaftern, Flächeneigentümern, Verwaltungen, Verbänden, der Öffentlichkeit sowie weiteren beteiligten Personen und Institutionen u. a. als Multiplikatoren die regionale Implementierung erleichtert werden (Gaudig et al. 2014, 2023).

In Niedersachsen laufen unter der Leitung der Universität Greifswald seit mittlerweile 20 Jahren Versuche zur Torfmoos-Paludikultur. Das Pilotprojekt „TORFMOOS“ wurde in den Jahren 2004 bis 2007 durch das Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV, Berlin) gefördert. In einer Etablierungsphase von drei Jahren wurden Torfmoose auf einer vernässten Torfabbaufäche (1.200 m²) in der Esterweger Dose bei Ramsloh (Landkreis Cloppenburg) aufgebracht und abschließend eine Produktion von drei t Trockenmasse pro ha und Jahr erzielt.

Ebenfalls durch das BMELV wurde im Zeitraum 2010 bis 2014 das Projekt „MOOS-GRÜN“ unterstützt, bei dem in 2011 vier ha Hochmoor-Grünland im Hankhauser Moor in Torfmoos-Anbauflächen transformiert wurden. Ziele des Projekts waren in erster Linie eine flächige Etablierung der Torfmoose, die Untersuchung der Biodiversität (Moose, Gefäßpflanzen, Spinnen), der THG-Flüsse auf/in den Produktionsflächen, Fahrdämmen und Bewässerungsgräben und der möglichen wachstumshemmenden Faktoren (Kulturschäden) sowie eine Evaluierung der technischen Machbarkeit und der Wirtschaftlichkeit.

Im Projekt „MOOSWEIT“ (Laufzeit 2016–2019; gefördert durch das Niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz (Nds. Umwelt), Europäischer Fond für Regionale Entwicklung (EFRE) und das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL)) wurde die Kulturfläche im Hankhauser Moor auf insgesamt 14 ha erweitert. Darüber hinaus wurden die Libellen zur Ermittlung der Biodiversität einbezogen und die THG-Bilanz einer gesamten Kultur-Rotation vom Anbau bis hin zur Ernte angestrebt. Daneben standen die regelmäßige Untersuchung der Hydrologie, der Nährstoffbilanzen, der Wuchsfähigkeit der eingebrachten und weiteren Torfmoose sowie detaillierte Berechnungen zur Wirtschaftlichkeit (incl. notwendigen Förderung) im Fokus des Projekts.

Das Folgeprojekt „OptiMOOS“ (Laufzeit 2019–2022; gefördert durch das niedersächsische Umweltministerium und das europäische Programm EFRE) hatte vorrangig das Ziel, eine „best practice“-Methode für die Umsetzung der Torfmoos-Paludikultur und diverse Tests zur Verbesserung der THG-Bilanz zu entwickeln. Weiterhin ging es darum, das geerntete Substrat für eine erfolgreiche Vermarktung zu optimieren. Aufgrund zu hoher Nährstoffgehalte des für die Bewässerung der Produktionsflächen aus dem Vorfluter zugeleiteten Wassers wurden zwei vorgeschaltete Klärbecken eingerichtet, die mit Röhricht-Beständen (*Typha latifolia*, *Phragmites australis*) bepflanzt wurden.

Das aktuelle Projekt „MOOSland“ ist im Herbst 2023 gestartet mit einer Laufzeit bis 2032 und wird gefördert durch das BMEL. Die übergeordneten Ziele sind der Test der im Vorgängerprojekt OptiMOOS entwickelten „best practice“-Methode, die großflächige Implementierung von Torfmoos-Paludikultur und die Einführung von Torfmoos-Biomasse in Gartenbaubetriebe. Im Zentrum des Projektes steht die bestehende Torfmoos-Paludikulturfläche im Hankhauser Moor, sowie eine weitere Torfmoos-Paludikulturfläche im Barver Moor (Landkreis Diepholz). Beide Flächen sollen nach der erwähnten „best practice“-Methode um insgesamt etwa 7,4 ha erweitert werden; darüber hinaus finden Untersuchungen zu Treibhausgas-Bilanzen, Biodiversität, Hydrologie, Nährstoffen und Ökonomie statt sowie soziokulturelle und agrarstrukturelle Forschungen zum landwirtschaftlichen Transformationsprozess hin zur Torfmoos-Paludikultur.

Ergebnisse des Projekts OptiMOOS (2019-2022; siehe Gaudig et al. 2023)

Flora

Bei den im Projekt OptiMOOS fortgeführten Langzeituntersuchungen der Pflanzendiversität wurden auf allen Teilflächen (inklusive der Gräben und Filterbecken, exklusive der Fahrdämme) insgesamt 84 Pflanzenarten nachgewiesen, davon 16 Moosarten (sieben *Sphagnum*-Arten) und 64 Gefäßpflanzenarten. Auf der ältesten Teilfläche F1 (Wachstum seit 2011; vgl. Abb. 6) wurde mit 48 Pflanzenarten die höchste Artenzahl nachgewiesen (57 % der Gesamtartenzahl). In der ebenfalls in 2011 eingerichteten, aber in 2016 abgeernteten Teilfläche F2-2 (Süd) wurden 34 Arten und in der in 2016 eingerichteten Teilfläche F4 16 Arten nachgewiesen (41 bzw. 19 % der Gesamtartenzahl). Von den in den Gräben nachgewiesenen

17 Arten kommen einige ausschließlich dort vor, andere zudem auch in den Filterbecken, weshalb die offenen Wasserflächen der untersuchten Torfmooskultur als biodiversitätsfördernd betrachtet werden können.

Die nachgewiesenen Pflanzenarten können einem breiten Spektrum an Lebensraumtypen zugeordnet werden, die überwiegend den (hoch)moortypischen Charakter, die Nutzungsgeschichte sowie die aktuelle Nutzung der Versuchsflächen widerspiegeln (Abb. 8). Von den 45 Moorarten kamen auch hochmoortypische Moos- und Gefäßpflanzenarten auf den Versuchsflächen vor, von denen elf Arten einen Schutzstatus (Rote Liste Deutschland) innehaben. Vermutlich wurden sie mit dem Torfmoos-„Saatgut“ ausgebracht oder siedelten sich spontan an.

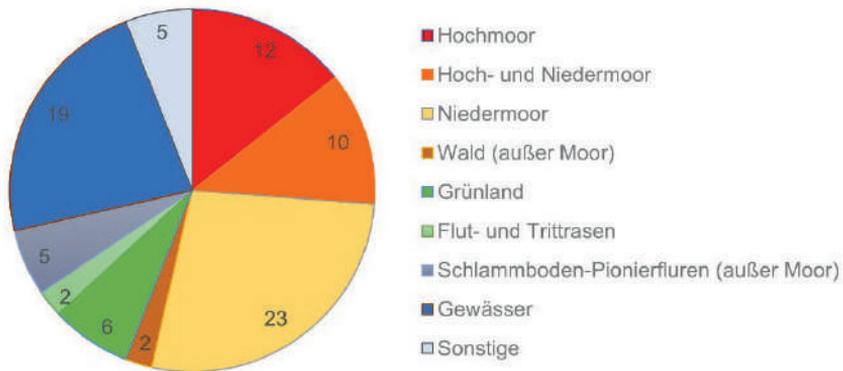


Abb. 8. Anzahl Pflanzenarten (Gefäßpflanzen und Moose) pro Lebensraumtyp auf der gesamten Fläche der Torfmoos-Paludikultur im OptiMOOS-Projektzeitraum; Abbildung verändert nach Gaudig et al. (2023).

In der aktuellen Flora kommen unter anderem die folgenden Arten vor:

Moose: *Aulacomnium palustre*, *Polytrichum strictum*, *Riccia fluitans*, *Ricciocarpus natans*, *Calliergion stramineum*, *Warnstorfia fluitans*; sowie die folgenden *Sphagnum*-Arten: *cuspidatum*, *fallax*, *fimbriatum*, *magellanicum* s.l., *palustre*, *papillosum*, *rubellum*.

Gefäßpflanzen: *Callitriche palustris*, *Drosera intermedia* et *rotundifolia*, *Erica tetralix*, *Galium palustre*, *Hydrocotyle vulgaris*, *Lemna trisulca*, *Oenanthe aquatica*, *Peucedanum palustre*, *Potentilla palustris*, *Ranunculus flammula*, *Utricularia vulgaris*, *Vaccinium oxycoccus*, *Viola palustris*; *Carex pseudocyperus* et *canescens*, *Catabrosa aquatica*, *Eriophorum vaginatum*, *Juncus articulatus* et *subnodulosus* et *bulbosus* et *ranarius*, *Rhynchospora alba*, *Typha angustifolia* et *latifolia*.

Libellen

Seit 2017 wird auf den Produktionsflächen der Torfmooskultur Hankhausen in einem langfristig angelegten Monitoring begleitend die Diversität der Libellenfauna untersucht. Ziel ist es, die Eignung dieses Sekundärbiotops als Lebensraum für Libellen zu evaluieren und Änderungen in Abhängigkeit von der Kulturdauer zu erfassen. Dabei wird insbesondere der Etablierungserfolg von Arten mit unterschiedlicher Habitatpräferenz berücksichtigt und die Artenzusammensetzung der Kulturflächen mit derjenigen von naturnahen, renaturierten sowie degradierten Hochmooren verglichen.

Im Zeitraum von 2017 bis 2022 wurde im Untersuchungsgebiet mit insgesamt 27 Libellenarten eine hohe Artenvielfalt mit zum Teil großen Populationen nachgewiesen (33 % der in Deutschland und 39 % der in Niedersachsen/Bremen bodenständigen Arten). Vierundzwanzig Arten wurden dabei in der Torfmoos-Anbaufläche nachgewiesen, von denen für 22 Arten ein Reproduktionsnachweis erbracht werden konnte. Bei der Erfassung der Exuvien (letzte Larvenhäute) zeigt sich eine deutliche Dominanz der Heidelibellen *Sympetrum vulgatum*, *S. striolatum* und *S. danae* sowie von *Libellula quadrimaculata*. Als Imagines wurden besonders häufig auch die Kleinlibellen *Ischnura elegans*, *Ceriagrion tenellum*, *Coenagrion puella* und *Ischnura pumilio* nachgewiesen, die ebenfalls alle in der Torfmooskultur sicher bodenständig sind. Die Filterbecken bereichern das Arteninventar um drei weitere Arten, die bisher nicht in der Anbaufläche nachgewiesen wurden (*Brachytron pratense*, *Chalcolestes viridis*, *Lestes virens*).

Ein großer Anteil der nachgewiesenen Libellenarten sind als moortypisch einzustufen (zehn, davon acht sicher bodenständig), von denen sechs Arten als gefährdet, stark gefährdet oder vom Aussterben bedroht in der Roten Liste Niedersachsen/Bremen (Baumann et al. 2021) und/oder der Roten Liste Deutschlands (Ott et al. 2015) geführt werden (Tab. 1). Besonders hervorzuheben sind die im westlichen Tiefland Niedersachsens als stark gefährdet geltenden Arten *Aeshna juncea* (Torf-Mosaikjungfer) und *Aeshna subarctica* (Hochmoor-Mosaikjungfer; deutschlandweit vom Aussterben bedroht), die beide in der Kulturlfläche bodenständig sind. Insgesamt betrachtet steigt der Anteil der Bodenständigkeitsnachweise moortypischer Arten auf den Torfmoos-Produktionsflächen im zeitlichen Verlauf von der Flächeneinrichtung bis zur Etablierung des Torfmoosrasens deutlich an, was beispielhaft an der in 2016 eingerichteten Teilfläche F4 nachgewiesen werden kann (Abb. 9).

Tabelle 1. Im Untersuchungszeitraum nachgewiesene Arten der Roten Liste Deutschlands (RL D; Ott et al. 2015) sowie Niedersachsens/Bremens (RL N/B; Baumann et al. 2021); grün unterlegt: moortypische Arten; V: Arten der Vorwarnliste, 1: vom Aussterben bedroht, 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, *: nicht gefährdet.

		RL D	RL N/B (TW)
<i>Aeshna juncea</i>	Torf-Mosaikjungfer	V	2
<i>Aeshna subarctica</i>	Hochmoor-Mosaikjungfer	1	2
<i>Brachytron pratense</i>	Früher Schilfjäger	*	V
<i>Ceriagrion tenellum</i>	Zarte Rubinjungfer	V	*
<i>Ischnura pumilio</i>	Kleine Pechlibelle	V	3
<i>Leucorrhinia pectoralis</i>	Große Moosjungfer	3	*
<i>Leucorrhinia rubicunda</i>	Nordische Moosjungfer	3	3
<i>Somatochlora metallica</i>	Glänzende Smaragdlibelle	*	V
<i>Sympetrum danae</i>	Schwarze Heidelibelle	*	V

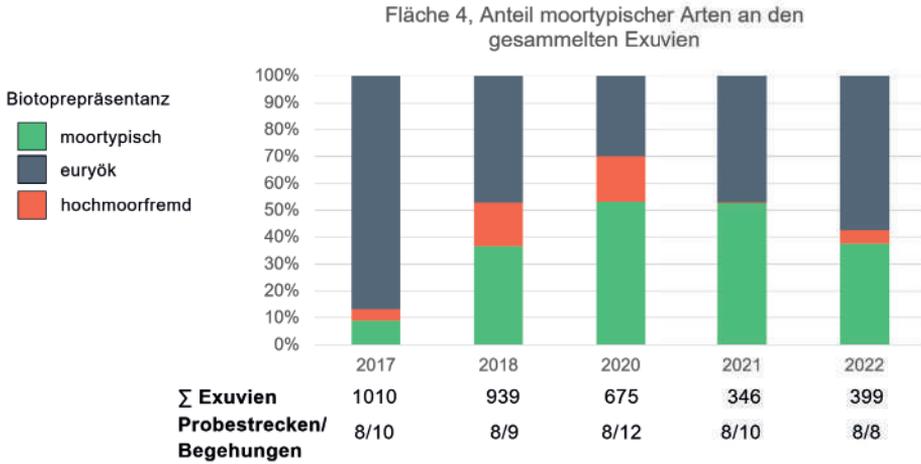


Abb. 9. Anteil (in %) der Exuvien nach Biotoprepräsentanz in Teilfläche F4 (Torfmoos-Paludikultur Hankhauser Moor, Landkreis Ammerland) in allen Untersuchungsjahren. Für 2019 liegen keine vergleichbaren Daten vor. Die untersuchten Probestrecken haben jeweils eine Länge von 50 m.

Bei einem Vergleich der Libellenfauna der Torfmoos-Paludikultur Hankhauser Moor mit Moorgewässern im nordwestlichen Niedersachsen (Tab. 2) zeigt sich, dass die Anzahl moortypischer Arten in Hankhausen auf einem ähnlich hohen Niveau ist. Allerdings fehlen in der Torfmooskultur einige seltene moortypische Arten; andere sind nur als Einzelfunde anzutreffen, was sich wahrscheinlich durch die vorherrschende Habitatstruktur begründen lässt.

Tabelle 2. Artenkennzahlen verschiedener Moore im Nordwesten Niedersachsens und der Torfmoos-Paludikulturfläche im Hankhauser Moor (mit und ohne Filterbecken) im Vergleich (Untersuchungsjahr in Klammern; Bodenständigkeit durch Exuvien-Nachweis belegt; Rote Liste Niedersachsen/Bremen, Tiefland West (Baumann et al. 2021)). Tabelle verändert nach Gaudig et al. 2023.

Anzahl Arten	Bockhorner Moor (2020)	Neudorfer Moor (2020)	Stapeler Moor zentral (2020)	Stapeler Moor Süd (2020)	Spolsener Moor (2020)	Dänikhorster Moor (2020)	Fintlandsmoor (2020)	Leegmoor (2021)	Restmoor Dreesberg (2022)	Hankhausen	
										Produktionsfläche (2017–2022)	Gesamtsystem (2017–2022)
Gesamt	20	27	17	17	20	21	19	16	18	24	27
moortypisch	10	11	9	9	11	9	8	9	10	9	10
bodenständig (Reprod.)	13	20	11	8	13	12	11	9	7	22	22
RL (NDS/B, Tiefl. West)	6	9	6	5	7	4	4	5	6	6	7

Perspektiven der Torfmoos-Paludikultur

In den wesentlichen Fragen des Klima-, Arten- und Biotopschutzes wie speziell (u. a.) der Nährstoffökologie, der Hydrologie, der Torfstruktur und der technischen Einrichtung der Produktionsflächen sind die Erkenntnisse und Erfahrungen zur Torfmoos-Paludikultur weit fortgeschritten (Bleisinger 2012, Daun et al. 2023, Gaudig et al. 2023, Nordt 2023). Offen sind indessen noch die Fragen, inwieweit eine Paludikultur für den Betreiber (Landwirt, Kommune u. ä.) rentabel ist, welche finanzielle Unterstützung durch das Land Niedersachsen möglich sein wird und welche Perspektiven Produktion und Vermarktung des auf diese Weise produzierten Torfs zur Substitution des industriell abgebauten Torfs in Mitteleuropa haben werden. Diese Fragen sollen bei der Exkursion in Hankhausen diskutiert werden.

Literatur

- Amt für Bodenforschung (1957): Boden- und Moorkarte des Emslandes, Esterweger Dose. Übersicht der Bohrprofile, – Beiheft: Darstellung der Schichtfolgen. – Amt für Bodenforschung. Hannover.
- Assmann, T., Dormann, W., Främbis, H., Gürlich, S., Handke, K., Huk, T., Sprick, P. & Terlutter, H. (2003): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Sandlaufkäfer und Laufkäfer (*Coleoptera: Cicindelidae* et *Carabidae*). – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 23(2): 70–95.
- Baumann, K., Kastner, F., Borkenstein, A., Burkart, W., Jödicke, R. & Quante, U. (2021): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Libellen mit Gesamtartenverzeichnis, 3. Fass. – Stand 31.12.2020. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 40(1): 3–37.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2022): Vielfalt in Geest und Moor – Landschaft im Wandel der Zeiten. – URL: <https://biologischevielfalt.bfn.de/bundesprogramm/projekte/projektbeschreibungen/hotspot-23.html> [Zugriff am 26.03.2022].
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2024): Leegmoor. Natura 2000 – Gebiete in Deutschland. – URL: <https://www.bfn.de/natura-2000-gebiet/leegmoor> [Zugriff am 26.03.2022].
- Blankenburg, J., Brux, H. et al. (in Vorb.): Wissenschaftliche Nachuntersuchung des E + E-Vorhabens „Leegmoor“ (1984–1996) – Universität Bremen 01.12.2018–31.12.2021. Abschlussbericht (Förderkennzeichen: 3518892005).
- Bleisinger, S. (2012): Ermittlung und Darstellung von aktuellen Treibhausgasemissionen im Naturschutzgebiet „Leegmoor“ – Estimation and mapping of current greenhouse gas emissions in the nature protection area „Leegmoor“. – Masterarbeit. Fakultät Forstwissenschaften und Waldökologie. Universität Göttingen. Göttingen: 80 pp.
- Bourbonniere, R.A. (2009): Review of water chemistry research in natural and disturbed peatlands. – Can. Water Resour. J. 34: 393–414.
- Brux, H., Blankenburg, J., Främbis, H. ... Schikora, H.-B. (2023a): Entwicklung der Hochmoorregeneration auf industriell abgebauten Schwarztorfflächen im Verlauf von 35 Jahren. – Natur u. Landschaft 98(3): 114–123.
- Brux, H., Blankenburg, J., Främbis, H. ... Schikora, H.-B. (2023b): Entwicklung der Hochmoorregeneration auf industriell abgebauten Schwarztorfflächen im Verlauf von 35 Jahren – Zusatzmaterial. Niedersächsische Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen. Göttingen: 28 pp. <https://doi.org/10.23689/figeo-5707>.
- Couwenberg, J., Augustin, J., Michaelis, D., Wichtmann, W. & Joosten, H. (2008): Entwicklung von Grundsätzen für eine Bewertung von Niedermooren hinsichtlich ihrer Klimarelevanz. – Studie im Auftrag des Ministeriums für Landwirtschaft und Naturschutz M-V. DUENE e.V. Greifswald: 33 pp.
- Couwenberg, J. & Joosten, H. (2001): Das Beispiel Deutschland. – In: Succow M. & Joosten H. (Hrsg.): Landschaftsökologische Moorkunde: 409–411. Schweizerbart. Stuttgart.
- 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. STOTEN 877, 162943. doi: 10.1016/j.scitotenv. 2023.162943
- Eggelsmann, R. & Klose, E. (1982): Regenerationsversuch auf industriell abgetorfem Hochmoor im Lichtenmoor – erste hydrologische Ergebnisse. – TELMA 12: 189–205.

- Eigner, J. (2003): Möglichkeiten und Grenzen der Renaturierung von Hochmooren. – Laufener Seminarbeitr. 1/03. Bayer. Akad. Naturschutz u. Landschaftspfl. Laufen/Salzach: 23–36.
- Finch, O.-D. (2004): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Webspinnen (*Araneae*) mit Gesamtartenverzeichnis. – Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 24(5): 1–20.
- Gaudig, G., Brötzmann, D., Brust, K. ... Joosten, H. (2023): Torfmoos-Kultivierung optimieren – Wassermanagement, Klimabilanz, Biodiversität, Produktentwicklung (OptiMOOS). – Abschlussbericht des Verbundprojektes, Greifswald: 125 pp.
- Gaudig, G., Oehmke, C., Abel, S. & Schröder, C. (2014): Moornutzung neu gedacht: Paludikultur bringt zahlreiche Vorteile. – ANLiegen Natur 36(2): 67–74.
- Gebhardt, H. & Knabke, C. (1994): Erprobungs- und Entwicklungsvorhaben „Leegmoor“. Endbericht Teilprojekt Ökophysiologisch-bodenkundliche Untersuchungen. – Manuskript. Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. Oldenburg: 37 pp.+Anhang.
- Graf, M., Höper, H. & Hauck-Bramsiepe, K. (Hrsg.) (2022): Handlungsempfehlungen zur Renaturierung von Hochmooren in Niedersachsen. – GeoBerichte 45: 1–117.
- Greifswald Moor Centrum (o. J.): Paludikultur auf Hochmoor. – URL: https://www.moorwissen.de/files/doc/paludikultur/hintergrund/steckbriefe_standorte/Flyer%20Hochmoor.pdf [Zugriff am 26.03.2022].
- Heinrich-Böll-Stiftung (Hrsg.) (2023): Mooratlas. Daten und Fakten zu nassen Klimaschützern. – Berlin.
- Herbst, M., Friborg, T., Schelde, K., Jensen, R., Ringgaard, R., Vasquez, V., Thomsen, A.G. & Soegaard, H. (2013): Climate and site management as driving factors for the atmospheric greenhouse gas exchange of a restored wetland. – Biogeosciences 10: 39–52.
- Höper, H. (2015): Treibhausgasemissionen aus Mooren und Möglichkeiten der Verringerung. – TELMA Beih. 5: 133–157.
- Höper, H. (2024): Landesweite Treibhausgasemissionen aus Mooren und weiteren kohlenstoffreichen Böden sowie aus der Torfproduktion und -gewinnung in Niedersachsen. – Geofakten 45: 17 S., 1 Abb., 8 Tab., 4 Anh.; Hannover (LBEG).
- Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Universität Greifswald (Hrsg.) (2011): Paludikultur. Perspektiven für Mensch und Moor. – Greifswald.
- Institut für Botanik und Landschaftsökologie, Universität Greifswald (Hrsg.) (2012): Paludiculture. Sustainable productive utilisation of rewetted peatlands. – Greifswald.
- Joosten, H. (1993): Denken wie ein Hochmoor: Hydrologische Selbstregulation von Hochmooren und deren Bedeutung für Wiedervernässung und Restauration. – TELMA 23: 95–115.
- Köster, H. (2016): Vegetationsentwicklung und Stickstoffeintrag im Leegmoor (Emsland). 33 Jahre nach der Wiedervernässung. Masterarbeit im Studiengang Landschaftswissenschaften. – Leibniz Universität Hannover, Hannover: 52 pp.
- Lemmer, M. & Graf, M. (2016): Wie erfolgreich verläuft die Renaturierung abgebauter Hochmoore? Sphagnum-Vorkommen auf 19 wiedervernässten Flächen in Niedersachsen. – TELMA 46: 109–124.
- Lkr. Emsland (2009): Verordnung über das Naturschutzgebiet „Leegmoor“ in der Gemeinde Surwold, Samtgemeinde Nordhümmling, Lkr. Emsland. – Amtsblatt LK EL 2009(30): 356–358 (vom 30.12.2009).
- Nachtigall, S. & Giani, L. (2022): Almost 40 years after raised bog restoration on black peat: How did nutrient levels in soil and water change? – Mires and Peat 28(03): 17.
- Nick, K.-J., Blankenburg, J. et al. (1993): Beiträge zur Wiedervernässung abgebauter Schwarztorf-
torfflächen: Ergebnisse eines Erprobungs- und Entwicklungsvorhabens im Leegmoor, Lkr. Emsland. – Naturschutz Landschaftspfl. Niedersachs. 29: 1–127.
- Nick, K.-J., Löpmeier, F.-J. Schiff, H., Blankenburg, J., Gebhardt, H., Knabke, C., Weber, H.E., Främbs, H. & Mossakowski, D. (2001): Moorregeneration im Leegmoor/Emsland nach Schwarztorfabbau und Wiedervernässung: Ergebnisse aus dem E + E-Vorhaben 80901001 des Bundesamtes für Naturschutz. – Angewandte Landschaftsökologie 38: 1–204.
- Nick K.-J. (2007): Das Leegmoor, ein seit 20 Jahren regenerierendes, ehemaliges Hochmoor. – Jahrbuch des Emsländischen Heimatbundes 53: 241–260.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küste- und Naturschutz) (o. J.): Naturschutzgebiet „Leegmoor“ – URL: <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutzgebiete/naturschutzgebiet-leegmoor-45627.html> [Zugriff am 26.03.2022].
- Nordt, A. (2023): Paludikultur. – In: Heinrich-Böll-Stiftung (Hrsg.): Mooratlas. Daten und Fakten zu nassen Klimaschützern: 36–37. Berlin.

- Ott, J., Conze, K.-J., Günther, A., Lohr, M., Mauersberger, R., Roland, H.-J. & Suhling, F. (2015): Rote Liste und Gesamtartenliste der Libellen Deutschlands mit Analyse der Verantwortlichkeit, dritte Fassung, Stand Anfang 2012 (*Odonata*). – Libellula Supplement 14: 395–422.
- Tiemeyer, B., Albiac Borraz, E. ... Zeitz, J. (2016): High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils. – Glob. Change Biol. 22: 4.134.
- Umweltministerium Niedersachsen (2024): Niedersächsische Moorlandschaften. MoorIS – Ein Moor-Informationssystem für Niedersachsen. Hannover.

Exkursion 3

Die Salzwiesen der Festlandsküste Niedersachsens

Michael Kleyer¹ & Rüdiger von Lemm²

¹*Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, Universität Oldenburg, 26111 Oldenburg;*

²*Nationalpark-Erlebnisstation Sehestedt, 26349 Jade-Sehestedt*

E-Mail: michael.kleyer@uni-oldenburg.de, info@nationalparkstation-sehestedt.de

Zusammenfassung

Die Salzwiesen der Festlandsküste sind in weiten Teilen auf Landgewinnungsmaßnahmen zurückzuführen. Das unterscheidet sie von den Salzwiesen der ostfriesischen Inseln. Ein wesentlicher Impuls für die seit Jahrhunderten andauernden Landgewinnungen waren die Landverluste durch Sturmfluten im Mittelalter, die unter anderem die Nieder- und Hochmoore im Gebiet des heutigen Jadebusens ausräumten. Am Sehestedter Außendeichsmoor kann heute noch beobachtet werden, wie diese Ausräumungen vonstattengingen. Direkt benachbart gibt ein Salzwiesenpfad Einblicke in die Zonierung und Artengemeinschaften der Festlandssalzwiesen am Jadebusen. Salzwiesen erbringen wesentliche Ökosystemfunktionen insbesondere für den Küstenschutz, sind jedoch durch den Meeresspiegelanstieg stark bedroht. Hohe Seedeiche blockieren eine landseitige Migration, so dass die Salzwiesen „ertrinken“ könnten, wenn nicht neuer Lebensraum durch Ausdeichung alter Sommerdeiche geschaffen wird. Ein solches Projekt kann am Langwarder Groden besichtigt werden.

1. Das Sehestedter Außendeichsmoor als Zeuge der Landschaftsgeschichte am Jadebusen

Die Böden der nordwestdeutschen Festlandsküste sind durch die Transgressions- und Regressionsphasen der Nordsee im Holozön geprägt. Während der letzten Eiszeit lag der Meeresspiegel etwa 130 m tiefer und die Küstenlinie etwa 300 km weiter nördlich. Dementsprechend lag auch das Gebiet des heutigen Jadebusens etwa 10 bis 13 m tiefer als heute (Behre 2008). Als dann der Meeresspiegel nach Abschmelzen der Gletscher wieder anstieg, verschlechterten sich die Abflussverhältnisse der Flüsse und die norddeutsche Küstenlandschaft vermoorte großflächig, vor allem am Geestrand, von wo kontinuierlich Grundwasser in die nun entstehenden Marschen eindrang (Behre 2005). In der Nähe der landeinwärts migrierenden Küstenlinie kam es dagegen zu mächtigen tonigen Sedimentauflagen durch Überflutungen, vor allem um 5800 v. Chr., als der Ur-Jadebusen geformt wurde. Ab 3000 v. Chr. ging der Meeresspiegelanstieg zurück und Transgressionsphasen wechselten sich mit Regressionsphasen ab. Während Transgressionsphasen zu Sedimentauflagen durch Überflutungen führten, vermoorten die ausgesüßten Marschen bei Regressionsphasen. Zwischen 400 und 150 v. Chr. lagerten sich vor dem Moor durch die Tide stärkere Schlickschichten ab. Der Aufwuchs reichte bis ca. 30 cm über das mittlere Tidehochwasser und schützte so das landeinwärts gelegene Gebiet des heutigen Jadebusens vor Überflutungen. Dort bildeten sich ausgedehnte Hochmoore auf den Niedermoortorfen, die bei nachfolgenden

Transgressionsphasen wieder überschlickt wurden. Ab etwa Christi Geburt wurde das damals sturmflutfreie Gebiet zunächst mit Flachsiedlungen besiedelt. Als dann allerdings wieder Sturmfluten einsetzen, mussten die Siedlungsstellen zu Wurten (Nordfriesland: Warften) erhöht werden, die wir auf der Exkursion sehen können.

Ihre jetzige Form erhielt die Küste jedoch ab dem Mittelalter durch den Menschen, insbesondere durch Landgewinnungsmaßnahmen und Deichbau. Im Hochmittelalter begannen die Bewohner, die Siedlungen, Äcker und Wiesen mit Deichen zu verbinden, um sie vor Sturmfluten zu schützen. Deiche verhinderten zwar die kleineren Überflutungen, stauten jedoch auch das herandringende Wasser auf und verstärkten so die erosive Kraft höherer Sturmfluten. Eine Reihe von schweren Sturmfluten (1. Marcellusflut, Clemensflut, 2. Marcellusflut „Große Mandränke“, Antoniflut) im 13., 14. und 16. Jahrhundert überwandten die Deiche, wobei hinter dem natürlichen Wall ein Großteil der Hochmoortorfe ausgeräumt wurde und der Jadebusen mit seiner charakteristischen Form entstand.

Die flachen, zweimal täglich überfluteten Wattflächen, die nach der Ausräumung der Moore entstanden, bestanden aus kalkreichen und phosphorreichen Sand-, Schluff- und Tonböden, die aus landwirtschaftlicher Perspektive hervorragendes Ackerland darstellen. Zur Landgewinnung mussten die Wattflächen mit Faschinen bzw. Lahnungen versehen werden, die den Sedimentaufwuchs förderten, um sich anschließend zu Salzwiesen zu entwickeln. Zwischen den Lahnungsfeldern wurden tiefe, lineare, senkrecht zur Küstenlinie verlaufende Gräben, d. h. Entwässerungsgräben angelegt, mit denen ablaufendes Hochwasser abgeführt wird. In den vom Seegang beruhigten Lahnungsfeldern setzen sich tonig-schluffige Sedimente ab. Sobald die Flächen genügend Sediment eingefangen und hoch genug aufgewachsen waren, konnten sie eingedeicht werden, um dann auszusüßen und ackerbaulich genutzt zu werden. Vor dem neuen Deich wurden weitere Lahnungen angelegt und weitere Salzwiesen entwickelt. Die Praxis des Lahnungsbaus zur Salzwiesenentwicklung wird an einigen Stellen bis heute fortgesetzt, vor allem in Schleswig-Holstein. Die Bedeichungsgeschichte des Jadebusens zeigt, dass die großen Landverluste bis zur Antoniflut im Jahr 1511 in nachfolgenden Jahrhunderten Schritt für Schritt wieder rückgängig gemacht wurden. Auf der Ostseite des Jadebusens wurde die frühere Verbindung zur Weser bedeicht und 1643 geschlossen (Behre 2008). Lediglich der Südostrand des Jadebusens wies zunächst keinen Deich auf, denn hier bildete ein großer Rest der ehemaligen Hochmoorlandschaft eine Barriere. Bei Sturmfluten schwamm das Hochmoor auf und schützte so das Hinterland. Erst 1721 begann durch den dänischen Admiral Sehested die Eindeichung des Jadebusens auch an dieser Stelle. Dabei wurden nicht zunächst die Wattflächen zu Salzwiesen erhöht und dann bedeicht, sondern der Deich über das Moor geführt (Behre 2008). Der Deichbau erwies sich als außerordentlich schwierig, weil die Erdmassen für den Deich, der eine Höhe von 6,60 m haben sollte, immer wieder im Hochmoor versackten. Ein Teil des Moores blieb außendeichs übrig. Die Höfe, die auf diesem Teil lagen, schwammen bei Sturmfluten mit dem Hochmoor auf und wurden deshalb durch die Sturmfluten nicht zerstört. Allerdings konnten sie sich nach der Sturmflut an anderer Stelle wiederfinden (Behre 2005). Die dauernde Erosion der Moorkante führte bis heute zur immer weiter fortschreitenden Verkleinerung des Außendeichsmoores, so dass nur noch knapp 10 Hektar übrig sind. Heute kann man am Sehestedter Außendeichsmoor sehen, wie der Prozess der Ausräumung der „Sietlandmoore“ durch die Sturmfluten des Mittelalters vonstattengegangen ist.

Wenn Salzwasser mit hoher spezifischer Dichte Hochmoortorf umflutet, der mit Regenwasser von niedriger spezifischer Dichte gefüllt ist, dann reißt der Hochmoortorf an seiner unteren Grenze zum Niedermoor ab, klappt auf und schwimmt auf. Große Hochmoor-

blöcke schwimmen dann mit der Sturmflut weg. Das Sehestedter Außendeichsmoor ist europaweit der einzige Ort, wo große, aufgeschwommene und übereinandergeworfene Torfblöcke, die „Dargen“, zu sehen sind (Abb. 1). Sie sind Zeugen des Ausräumens der Küstenmoore durch die See, der nur an dieser Stelle heute noch stattfindet (z. B. bei den Sturmfluten im November 2006, 2007 und 2009), aber einst einen Großteil der Küste geformt hat.



Abb. 1. Torfblöcke (Dargen) am Rand des Sehestedter Außendeichsmoors (Foto: M. Kleyer, 2021).

Die Vegetation des Sehestedter Außendeichsmoores

Das Moor grenzt direkt an den Seedeich an. Seewärts bildet es ein Kliff, an dem die Hochmoortorf -Dargen abgebrochen und übereinander getürmt werden (Abb. 1). Daran schließt sich auf der Südwestseite ein Stillgewässer an und davor liegen Salzwiesen, deren regelmäßige Entwässerungsstrukturen auf anthropogene Entstehung hinweisen. Zur Vegetation des Moores liegen einige Studien vor, die größtenteils schon älteren Datums sind z. B. (Tüxen 1974, Meyer & Rahmel 1996). Dazu kommen unveröffentlichte Gutachten zur Pflege- und Entwicklungsplanung. Diese sind dann in jüngeren Publikationen zusammengefasst und z. T. ergänzt worden (Behre 2005, Isermann & Kiehl 2014). Demnach ist das Moor kein wachsendes Moor mehr, sondern ist in den letzten Jahrzehnten immer mehr abgetrocknet. Es sind noch typische Arten der Hochmoorvegetation vorhanden (*Drosera rotundifolia*, *D. intermedia*, *Narthecium ossifragum*, *Vaccinium oxycoccus*, *Rhynchospora alba*), jedoch sind insbesondere die moorbildenden *Sphagnum*-Arten in Zahl und Ausdehnung zurückgegangen (Behre 2005). Dafür haben sich *Erica tetralix*, *Calluna vulgaris*, *Andromeda polifolia*, *Empetrum nigrum* und vor allem *Molinia caerulea* ausgebreitet. Eine Folge der Austrocknung und der Aufgabe der Beweidung ist das Eindringen von Gehölzen, insbesondere von *Myrica gale*, *Frangula alnus*, *Rubus* spp., *Sorbus aucuparia* und *Betula pubescens* (Meyer & Rahmel 1992, Behre 2005, Isermann & Kiehl 2014). Um die Gehölz-

entwicklung zurückzudrängen, finden Entkusselungsmaßnahmen statt. Außerdem finden sich Grünlandbestände sowie Schilfröhricht- und Landreitgras-Bestände (Isermann & Kiehl 2014). Eine aktuelle, wenn auch nur punktuelle Bestandsaufnahme von Flora und Fauna im Schwimmenden Moor erfolgte beim GEO-Tag der Artenvielfalt 2020 (Wiggering et al. 2022). Dabei wurden die Torfmoose bedingt durch die trockenen Sommer 2018 und 2019 in einem schlechten Zustand und in geringen Mengen vorgefunden. Vor allem die torfbildenden Arten wie *Sphagnum magellanicum* und *Sphagnum rubellum* waren deutlich zurückgegangen. Bemerkenswerte faunistische Funde waren 10 Fledermausarten und mit zwölf Heuschreckenarten alle in Niedersachsen für Moor und Heide typischen Heuschrecken, darunter eine stark gefährdete Art.

In einem bryologisch betrachtet deutlich besseren Zustand wurde das Moor bei einer Exkursion der Nationalparkverwaltung mit Expert:innen im Frühjahr 2022 vorgefunden (Schulze 2022). Dabei wurde auch *Sphagnum subnitens* erstmals für das Gebiet nachgewiesen. Besonders interessant ist der Kliffbereich, an dem sich Salzwiesenpflanzen und terrestrische Arten mischen. Bei Sturmfluten wird Salzwasser und Salzwassergischt mehrere Meter weit in das Moor hineingetragen und wirkt dabei auf Grund des Kalk-, Stickstoff- und Phosphorgehaltes des Seewassers eutrophierend. Der Salzeintrag führt zum Absterben der Hochmoorarten, während Grünlandarten weniger empfindlich sind (Behre 2005). So ist der Hochmoortorf im Kliffbereich und die Dargen auf Grund von Trockenheit von *Molinia caerulea*, *Rumex acetosella*, *Potentilla anserina* und *Calamagrostis epigejos* besiedelt. Diese mischen sich mit Arten der oberen Salzwiese, unter anderem *Atriplex prostrata*, *A. littoralis*, *Artemisia maritima*, *Armeria maritima*, *Festuca rubra* und *Elymus athericus*.

Da das Außendeichsmoor nur noch einen sehr kleinen Rest eines ehemaligen sehr großen Hochmoores darstellt, europaweit einmalig und zur Ruhezone des Nationalparks gehört, können das Moor und die Dargen selbst nicht betreten werden. Eine Beobachtungstation am Klifftrand bietet aber die Möglichkeit, die Dargen in nächster Nähe zu sehen.

2. Salzwiesen an der niedersächsischen Festlandsküste der Nordsee

Salzwiesen sind natürliche (sofern unbeweidet) oder halbnatürliche (sofern beweidet oder gemäht) Lebensräume im Übergang zwischen marinen und terrestrischen Ökosystemen auf sandigen bis tonigen Substraten. Ein Großteil der Salzwiesen der Festlandsküste sind anthropogen aus Landgewinnungsmaßnahmen, also nicht natürlich, entstanden. Sie unterscheiden von den Salzwiesen auf den Inseln durch das häufig linear angelegte Grabensystem zur Entwässerung und durch tonigere Böden mit entsprechend höherer Kationenaustauschkapazität.

Die aus Landgewinnungsmaßnahmen entstandenen „Vorland-Salzwiesen“ machen ca. die Hälfte aller Salzwiesen des Wattenmeeres aus (Esselink et al. 2017). Insgesamt nehmen im Wattenmeer untere, obere Salzwiesen und brackische Marsch ca. 31.350 ha ein, davon in deutschen tidalen Einzugsgebieten 18.425 ha (Baptist et al. 2019), was verglichen mit Wäldern oder Grasländern eine sehr kleine Fläche ist. Die Fläche der Vorland- und Insel-Salzwiesen hat seit 1995 im Wattenmeer zugenommen, lediglich auf niedersächsischem Gebiet gab es eine Abnahme der Vorland-Salzwiesen (Esselink et al. 2017). Eine Auswertung der letzten Biotopkartierung steht allerdings noch aus. Neben Landgewinnungsmaßnahmen durch Lahnungsbau liegt ein Grund für die Zunahme in der Eindeichung von ehemaligen Watt- und Salzwiesenflächen in den letzten Jahrhunderten. Dadurch haben die Tide-Einzugsgebiete in der Fläche abgenommen, so dass weniger Wasser in das übriggebliebene

Wattenmeer einströmen konnte. Dadurch verringerte sich der Tidenwasserdurchsatz drastisch, so dass größere Flächen versanden und verlanden konnten (Flemming & Davis Jr. 1994). Dies ist insbesondere in den Seegatten zwischen den Barriereinseln zu sehen, die auf historischen Karten wesentlich breiter waren, während die Inseln kleiner waren. Bis die Sedimentbilanz nach einer Eindeichung zu einem neuen regionalen Gleichgewicht kommt, kann es sehr lange dauern.

Mit der Einrichtung der entlang der deutschen Nordseeküste nahezu flächendeckenden Nationalparke Niedersächsisches, Hamburgisches und Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer seit 1986 ist heute ein Großteil der Küstenvegetation mit einem hohen Schutzstatus versehen. Dieser sieht für die Ruhezone Prozessschutz vor, also vor allem den Ausschluss landwirtschaftlicher Nutzung und Entwässerung. Allerdings war die Küstenvegetation über Jahrhunderte beweidet oder gemäht worden und die Vegetation ein Ausdruck dieser Nutzung. Seit Einrichtung der Nationalparke an der Nordseeküste und der damit verbundenen Aufgabe der Beweidung verändert sich die Vegetation mit einem Nachlauf von 15 bis 20 Jahren (Bakker 2014). Die von Beweidung geprägte artenreichen oberen Salzweiden haben sich unter „Prozessschutz“ zu natürlichen, aber sehr artenarmen Queckenfluren entwickelt, während die unteren Salzwiesen sich von sehr artenarmen zu vielfach artenreicheren Gemeinschaften entwickelt haben.

Die Flächen des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer sind Teil des europäischen Schutzgebietssystems Natura 2000 und gehören zum FFH-Gebiet 001. In den FFH-Gebieten findet zur Klassifizierung und Bewertung der Lebensräume das Konzept der Lebensraumtypen Anwendung (von Drachenfels 2015). Dabei werden die Salzwiesenbereiche dem Lebensraumtyp 1330 „Atlantische Salzwiesen“ und die Pionierstadien den Lebensraumtypen 1310 „Pioniervegetation mit *Salicornia*“ und 1320 „Schlickgrasbestände“ zugeordnet. Die Lebensraumtypen werden in einem Rhythmus von 12 Jahren flächendeckend erfasst und in einem Abstand von sechs Jahren durch repräsentative Transekte beschrieben. Die regelmäßigen Berichtspflichten an die EU ermöglichen einen Überblick über Veränderungen und bedeuten gleichzeitig die Verpflichtung zur einer Herstellung guter Erhaltungszustände hier der Salzwiesensysteme im Hinblick auf Strukturen und Artenvielfalt und eine Reduktion der Gefährdungen. Trotz der Durchführung großflächiger Renaturierungsprojekte befinden sich nach dem nationalen FFH-Bericht 2019 insbesondere die Festlands-Salzwiesen hinsichtlich der Strukturen und Funktionen in einem ungünstig-unzureichenden Erhaltungszustand (NLWKN 2023).

Vegetationseinheiten der Salzwiesen

In Abhängigkeit von Sedimenttyp, Überflutungshäufigkeit, Grundwasserstand, Salzgehalt und Nährstoffverfügbarkeit gliedern sich natürliche Salzwiesen in verschiedene Gemeinschaften. Nahe der mittleren Niptiden-Hochwasserlinie liegt die Grenze zwischen vegetationslosen Wattflächen und der Salzwiese (Balke et al. 2016), welche zugleich die Grenze zwischen marinen und terrestrischen Lebensräumen und die administrative Grenze für kommunalisiertes Land darstellt. Tabelle 1 zeigt die Abfolge der Lebensräume der Salzwiese von der Grenze zu den offenen Wattflächen landeinwärts. Die Code-Nummern beziehen sich auf den vegetationskundlich fundierten Schlüssel des European Union Nature Information System (EUNIS) und das Trilateral Monitoring and Assessment Programme (TMAP). Letzteres wird im gemeinsamen Monitoring-Programm der Niederlande, Deutschland und Dänemark für das Wattenmeer benutzt (Petersen et al. 2014). Salzwiesen-Lebensräume, die eher für die Inseln oder Ästuar typisch sind oder Übergänge zum terrestrischen Grünland

darstellen, bleiben unberücksichtigt. Für eine synsystematische Darstellung der Küstenvegetation sei auf die jüngst erschienene Synopsis zu Salzwiesen und verwandten Gesellschaften verwiesen (Hobohm et al. 2022). Eine sehr lesenswerte Darstellung zur Ökologie von Salzwiesen findet sich bei Bakker (2014).

Tabelle 1. Lebensräume der Salzwiesenserie und typische Arten. Die Angaben zur Gefährdung und Seltenheit der Arten basiert auf www.floraweb.de. EUNIS: European Union Nature Information System (<https://eunis.eea.europa.eu/>); TMAP: Trilateral Monitoring and Assessment Programme (www.waddensea-worldheritage.org/trilateral-monitoring-and-assessment-programme-tmap); RL: Rote Liste.

Lebensräume/ EUNIS Name	EUNIS code / TMAP code	Biotoptypen / Pflanzengesellschaften	Anteil RL 1+2+3 [%]	Anteil RL R+V [%]	Extrem selten und selten [%]	mäßiger Rückgang [%]	starker Rückgang [%]
Coastal saltmarshes and saline reedbeds; Salzwiesen	A2.5 / S	Küstensalzwiesen					
Pioneer saltmarshes; Pionierzone (<i>Spartina anglica</i>), <i>Salicornia</i> spp., <i>Suaeda maritima</i>)	A2.55 / S.1.1+S.1.2	Watt-Quellerflur (<i>Salicornietum strictae</i>), Schlickgraswatt (<i>Spartinetum anglicae</i>)	20	20	10		
Lower saltmarshes; Untere Salzwiesen (<i>Puccinellia maritima</i> , <i>Atriplex portulacoides</i> , <i>Cochlearia anglica</i> , <i>Tripolium pannonicum</i> (<i>Aster tripolium</i>), <i>Spergularia media</i> , <i>S. salina</i> , <i>Triglochin maritima</i> , <i>Limonium vulgare</i> , <i>Plantago maritima</i> , seltener auf Sand auch: <i>Parapholis strigosa</i> , <i>Atriplex pedunculata</i>)	A2.54 / S.2	Untere Salzwiese (<i>Puccinellietum maritimae</i> , Dominanzbestände von <i>Tripolium pannonicum</i> , Untere Salzwiese mit <i>Spartina anglica</i> , <i>Halimionetum portulacoidis</i>)	15	15	15	15	
Mid-upper saltmarshes; Mittlere bis obere Salzwiese (<i>Festuca rubra litoralis</i> , <i>Artemisia maritima</i>)	A2.539 / S.3.5	Rotschwengel-Salzwiese, Strandbeifuß-Salzwiese					
Atlantic upper shore communities; Obere Salzwiese (<i>Artemisia maritima</i> , <i>Armeria maritima</i> , <i>Juncus gerardii</i> , <i>Glaux maritima</i> , <i>Festuca rubra litoralis</i> , <i>Elymus athericus</i> , <i>Juncus maritimus</i> , <i>Trifolium fragiferum</i> . Außerdem überwiegend nur auf den Inseln und Halligen: <i>Plantago coronopus</i> , <i>Sagina maritima</i> , <i>Carex extensa</i> , <i>C. distans</i> , <i>Ononis spinosa</i> , <i>Hordeum secalinum</i> , <i>Cochlearia danica</i> , <i>Odontites vulgaris</i> , <i>Elymus repens maritimum</i>)	A2.51 / S.3	Obere Salzwiese <i>Armerion</i> -Gesellschaften <i>Armerio-Festucetum</i> Auf den Inseln im Übergang zu den Dünen: <i>Caricetum extensae</i> <i>Ononido-Caricetum distantis</i>					

Lebensräume/ EUNIS Name	EUNIS code / TMAP code	Biotoptypen / Pflanzengesellschaften	Anteil RL 1+2+3 [%]	Anteil RL R+V [%]	Extrem selten und selten [%]	mäßiger Rückgang [%]	starker Rückgang [%]
Atlantic saltmarsh and drift rough grass communities; Obere Salzweiese (<i>Elymus athericus</i> - und <i>E. repens maritimum</i> -Dominanz)	A2.511 / S.3.7	Queckenfluren der Salzmarsch					
Atlantic <i>Juncus maritimus</i> beds; Obere Salzweiden (<i>Juncus maritimus</i> (dominant) and +/- <i>Festuca rubra</i> , <i>Juncus gerardi</i> , <i>Elymus athericus</i>)	A2.531A / S.3.6	Obere Salzweiden <i>Juncetum maritimi</i>					
Atlantic <i>Juncus gerardii</i> saltmeadows; Obere Salzweiden (<i>Juncus gerardi</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Glaux maritima</i> + Arten S.3)	A2.5311 / S.3.2	Salzbinsen-Salzweiese <i>Juncetum gerardi</i>	19	14	14	19	10
Atlantic sea lavender meadows; Obere Salzweiden (<i>Limonium vulgare</i> (dominant), <i>Juncus gerardii</i> , <i>Glaux maritima</i> + Arten S.3)	A2.5317 / S.3.1	Obere Salzweiese mit Strandflieder					
Atlantic thrift swards; Obere Salzweiden (<i>Armeria maritima</i> , <i>Festuca rubra</i> , <i>Juncus gerardii</i> + Arten S.3)	A2.5314		35	24	12	41	12
Atlantic <i>Carex extensa</i> saltmeadows; Obere Salzweiden Überwiegend auf den Inseln, selten am Deichfuß am Festland: (<i>Carex distans</i> , <i>Odontites vulgaris</i> , <i>Centaurium pulchellum</i> , <i>Glaux maritima</i> , <i>Juncus maritimus</i> , <i>Agrostis stolonifera</i> , <i>Parapholis strigosa</i>)	A2.5316 / S.3.8	Obere Salzweiese des Brackübergangs	43	29	14	29	29
Atlantic saltmarsh driftline annual communities; Obere Salzweiese (Flutmarken) (<i>Atriplex prostrata</i> , <i>A. littoralis</i> , <i>Tripleurospermum maritimum</i>)	A2.512 / S.3.9	Strand- und Spießmeldenflur (Spülsäume)				30	

Die Pionierzone bildet die erste Vegetationszone, die an die marinen, offenen Wattflächen des Wattenmeeres anschließt (Abb. 2). Sie besteht vor allem aus den Arten *Spartina anglica*, *Salicornia* spp., *Suaeda maritima*, zu denen sich auch *Limonium vulgare* gesellen kann. Sie werden bei normaler Tide zweimal am Tag ca. 30 bis 40 cm hoch überflutet und bedecken 7800 ha des gesamten Wattenmeeres, davon ca. 4800 ha auf deutschem Gebiet (Baptist et al. 2019).



Abb. 2. Pionierzone mit *Spartina anglica*, *Salicornia* spp. und *Suaeda maritima* bei Hochwasser (links) und Niedrigwasser (rechts) auf der Insel Spiekeroog (Foto: M. Kleyer, 2016).

Bei abnehmender Überflutungshäufigkeit und -höhe, niedrigerem Salzgehalt und tieferem Grundwasserstand (ca. 20 cm Tiefe) folgt die untere Salzwiese, die bei normaler Tide zweimal täglich kurzzeitig für wenige Zentimeter überflutet wird (Abb. 3). Typische Arten sind *Puccinellia maritima*, *Atriplex portulacoides*, *Cochlearia anglica*, *Tripolium pannonicum* (*Aster tripolium*), *Spergularia media*, *S. salina*, *Triglochin maritima*, *Limonium vulgare* und *Plantago maritima*.



Abb 3. Natürliche untere Salzwiese auf der Insel Mellum (Foto: M. Kleyer, 2007).

Bis in die 1980er Jahre waren die Salzwiesen begehrte Weideflächen. Mit der Einrichtung der Nationalparke musste die Nutzung der meisten Salzweiden aufgegeben werden. In Schleswig-Holstein wird ein Streifen vor dem Deich auch heute noch intensiv beweidet, um den Deichschutz sicherzustellen, während dies in Niedersachsen nicht geschieht. Intensive Schafbeweidung führt auf Standorten der unteren Salzwiese zur Förderung niedriger, dichter, artenarmer Bestände des Andelgrases (A2.546 / S.2.1 in Tab. 1). Eine extensivere Beweidung fördert diversere Bestände mit z. B. *Tripolium pannonicum*. Setzt die Beweidung aus, wandeln sich die Andelgrasbestände je nach Nährstoffgehalt und Bodenart zu Keilmeldenbeständen (A2.545 / S.2.4 in Tab. 1), in denen Andelgras aber mit geringer Deckung weiterhin vorkommt. Abbildung 4 zeigt den Gegensatz zwischen unterer Salzweide und Salzwiese.



Abb. 4. Untere Salzweide (links, vor allem *Puccinellia maritima*) und daneben eine ausgezäunte untere Salzwiese (rechts, vor allem *Atriplex portulacoides*) bei Westerhever in Schleswig-Holstein (Foto: M. Kleyer, 2009).

Landeinwärts folgen die Gemeinschaften der oberen Salzwiese bei ca. 40 cm Grundwassertiefe. Diese Zone wird an der Nordsee meistens nur bei Springtiden und Sturmfluten überflutet. Dazu gehören ein schmaler *Festuca rubra* – *Artemisia maritima* Gürtel (A2.539 / S.3.5 in Tab. 1), dann die breite Quecken-Zone, in der *Elymus athericus* und *E. repens maritimum* oft mosaikartig verzahnt dominant vorkommen (A2.511 / S.3.7 in Tab. 1).

Durch Tritt und Begrasung wird die Dominanz der Quecken gebrochen. Dadurch können sich *Festuca rubra* ssp. *littoralis*, *Artemisia maritima*, *Juncus gerardi*, *Limonium vulgare* und *Armeria maritima* ausbreiten und die Diversität in der oberen Salzwiesenzone erhöhen, auch mit gefährdeten Arten (Tab. 1, Abb. 5). Je nach Tongehalt, Grundwasserhöhe und Beweidungsintensität können unterschiedliche Arten aspektbildend werden (Tab. 1). Wird die

Beweidung beendet, werden auf den Salzwiesen der Nordsee die Quecken nach 10–20 Jahren Sukzession wieder dominant (Bakker 2014). In den anthropogenen Vorland-Salzwiesen bleiben die Gruppen auch bei Aufgabe der Beweidung noch lange erhalten, können jedoch über die Zeit durch Aufschlickung ihre Entwässerungsfunktion langsam verändern oder verlieren (Esselink et al. 2017). Dann entwickelt sich ein natürliches Prielsystem, obwohl die Gruppen sichtbar bleiben.



Abb. 5. Monodominante *Elymus athericus* Salzwiese (links) und artenreiche *Festuca rubra*-*Artemisia maritima*-*Juncus gerardi* Salzweide auf Spiekeroog (rechts) (Foto: M. Kleyer, 2021).

Ökologie

Der Meeressalzgehalt nimmt von der Nordsee (ca. 3,3 %) landeinwärts entlang der Ästuarer der Flüsse Ems, Jade, Weser und Eider ab. Bei Salzgehalten von weniger als ca. 1,5 % ändert sich die Salzwiesenvegetation zu Brackwasserröhrichten. Damit einher geht eine drastische Zunahme der Produktivität von ca. 6 t ha⁻¹ bei Festlands-Salzwiesen auf bis zu mehr als 13 t ha⁻¹ Trockenmasse bei Brackwasserröhrichten bei ansonsten nahezu gleichen Umweltbedingungen (Minden & Kleyer unveröffentlicht). Dies verdeutlicht, wieviel pflanzliche Energie für die Aufrechterhaltung des osmotischen Gleichgewichts in Gegenwart von Salz investiert werden muss und für den Aufbau von Biomasse fehlt. Andererseits liegt die Produktivität von Insel-Salzwiesen auf den wesentlich sandigeren Böden von Mellum bei nur 3 t ha⁻¹ (Minden & Kleyer 2011), was wiederum die Bedeutung der Kationenaustauschkapazität verdeutlicht.

Während Klassifizierungen von Salzwiesen-Lebensräumen den Eindruck erwecken, dass sich Pionierzonen, untere und obere Salzwiese als Gesellschaften deutlich voneinander abgrenzen, zeigen die Artenverbreitungsmodelle, dass es sich doch eher um ein Kontinuum handelt (Abb. 6). *Spartina anglica* und *Elymus athericus*, beides perenne Arten mit ausgedehntem Rhizom, markieren die beiden Enden des Gradienten. Beide Arten sind dort mehr oder weniger dominant. Transplantationsuntersuchungen haben gezeigt, dass die Artenverbreitung am unteren Ende des Salz-Gradienten stressbedingt sind (Überflutungshöhe und -dauer, Sauerstoffmangel im Boden, Salinität), während am oberen Ende Konkurrenz die Vorkommen limitieren (Pielou & Routledge 1976, Scholten et al. 1987, Pennings & Callaway 1992, Pennings et al. 2005, Morris 2006). Die höchste Artenvielfalt findet sich in der Mitte des Gradienten. Warum das so ist, ist noch Gegenstand der Forschung.

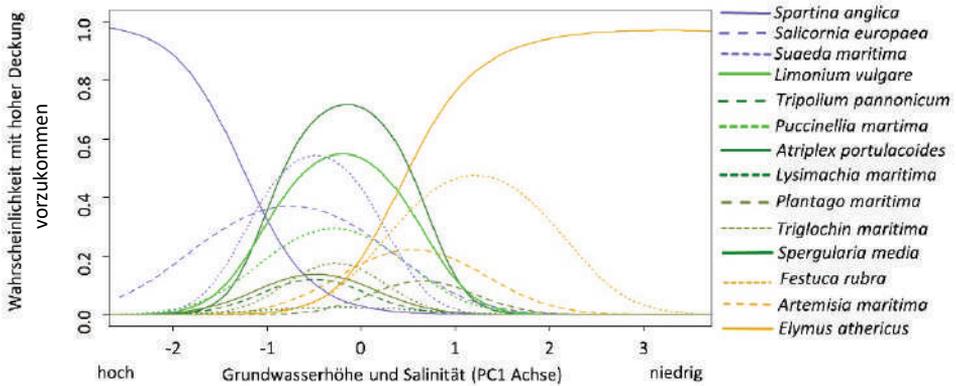


Abb. 6. Artenverbreitungsmodelle auf einen aggregierten Gradienten (1. Hauptkomponentenachse) von Grundwasserhöhe und Salinität (200 Plots entlang der niedersächsischen Nordseeküste; Bauer et al. 2021).

Spartina anglica, eine mehrjährige C4-Pflanze, ist bekannt für aktive Salzausscheidung (Rozema et al. 1991), Toleranz gegenüber Stauässe (zwischen 25 und 35 % luftgefüllter Raum in Wurzelabschnitten und einen Luftfilm auf den Blättern, um auch bei Überflutung die Luftversorgung des Aerenchym zu gewährleisten (Winkel et al. 2011) sowie eine hohe Resistenz gegenüber hydraulischen Strömungskräften durch steife, aufrechte Stängel und Blätter (Puijalon et al. 2011, Schoutens et al. 2019). *Salicornia* spp. und *Suaeda maritima* weisen auch Toleranzmerkmale gegenüber Salzgehalt auf, wie Sukkulenz und Synthese von kompatiblen Soluten, und produzieren eine große Anzahl kleiner Samen, die leicht über Wasser transportiert werden können (Löhmus et al. 2020). Als einjährige Pflanzen müssen sie jedoch jedes Jahr aus Sämlingen wachsen, während sich *Spartina anglica* aus ihrem Rhizomnetzwerk regenerieren kann.

Limonium vulgare kommt von der Pionierzone bis zur unteren und mittleren Salzwiese vor, sowie auch in beweideten oberen Salzwiesen. *Limonium vulgare* hat besonders kräftige Wurzeln mit einem hohem Verankerungseffekt, sodass die Art der Strömung an der Wattkante standhalten kann, wo der größte Teil der Wellenenergie zerstreut wird (Möller & Spencer 2002). Andere mehrjährige Arten der unteren Salzwiesen, wie *Tripolium pannonicum*, *Plantago maritima*, *Puccinellia maritima* und *Triglochin maritima*, sind funktionell ähnlich (Bauer et al. 2021) und passen sich an die Salinität durch Salzausscheidung, Sukkulenz, kompatible Solute, Drüsen (*Limonium vulgare*) oder salzspeichernde Trichome (*Atriplex portulacoides*), Salzspeicherung und Blattabszision an.

Für *Elymus athericus* sind dagegen keine aktiven Mechanismen zur Regulierung des osmotischen Stresses durch Salz bekannt. Dafür haben Blätter, Stängel und Wurzel ein sehr hohes C/N-Verhältnis, was wahrscheinlich auf Verholzung der Zellwände zurückzuführen ist. Zersetzungsexperimente zeigten, dass sich die Streu von *E. athericus* langsamer zersetzt als die aller anderen Salzwiesenarten, obwohl die Umgebung für die Zersetzung auf der oberen Salzwiese günstiger ist als auf der unteren Salzwiese und der Pionierzone (Minden & Kleyer 2015). Dadurch kann sich in den dichten Beständen von *E. athericus* über die Jahre eine tiefe Streuschicht ansammeln, die das Wachstum anderer Arten unterdrückt (Kuijper et al. 2005).

Ökosystemleistungen

Salzwiesen erzeugen wesentliche Ökosystemleistungen (Barbier et al. 2011, De Battisti et al. 2020). Eine der wichtigsten ist der Sturmflutschutz. An und über ihnen brechen sich die Wellen bei Sturmfluten. Jeder einzelne Halm stellt eine kleine Barriere für die Wasserbewegung dar und zerstreut einen kleinen Teil der Wellenenergie (Marjoribanks et al. 2019). Bei Sturmfluten können Salzwiesen die Wellenenergie und -höhe dämpfen (Möller & Spencer 2002, Schuerch et al. 2014, Maza et al. 2015, Marjoribanks et al. 2019, Zhu et al. 2019). Fehlen die Salzwiesen als natürliche Pufferflächen, müssen Schardeiche ca. 1 m höher sein als Deiche mit bestehendem Salzwiesen-Vorland. Allerdings bewirken Wellen und Wasserströmung auch eine Scher- und Schleppkraft und können die Salzwiesenkante erodieren. Es gibt Hinweise darauf, dass eine höhere Artendiversität durch „facilitation“ die Salzwiesenkante zum Watt hin stabilisiert oder die Rekolonisierung von erodierten Flächen fördert (Bertness und Leonard 1997).

Salzwiesen sequestrieren ca. 10–25 kg m⁻² an organischem Kohlenstoff im Boden (Kleyer unveröff.), aber diese Werte sind moderat im Vergleich mit terrestrischen Niedermooren. Aktuelles Ziel der Renaturierung von Salzwiesen ist es, die Festlegung von Kohlenstoff in den Böden der Salzwiesen zu fördern (Blue carbon; Rupprecht et al. 2023). Dies kann etwa über eine Reduzierung der Bodendurchlüftung durch längere Zeiten der Überstauung oder größere Eintragstiefen durch die verstärkte Ausbreitung tiefwurzelnder Pflanzen, wie z. B. Schlickgras (*Spartina anglica*) erreicht werden (Martens et al. 2021). Der Salzgehalt des Bodenwassers verhindert dabei eine Freisetzung von Methan (Giani & Dittrich 2002).

Eine weitere Ökosystemleistung ist die Ausfilterung von Sediment aus dem Meerwasser einschließlich der darin vorhandenen Nährstoffe. Die Größenordnung beträgt etwa 4 mm a⁻¹ Aufwuchs (Mittelwert von über 330 plots an der deutschen Nordseeküste, (Bass et al. 2022)) mit hoher lokaler Variation zwischen 18 mm Auftrag und 10 mm Abtrag. Dies führt zum Aufwuchs der Salzwiesen und kann damit einen beobachteten Meeresspiegelanstieg in der Nordsee von ca. 4 mm a⁻¹ (Zeitperiode 1993–2009) kompensieren (Wahl et al. 2013, Huthnance et al. 2016).

Neben der oben beschriebenen Lebensraumfunktion für Pflanzen haben die Salzwiesen eine bedeutende Habitatfunktion für Tiere, insbesondere für Küstenvögel (Bakker 2014), auf die hier aber nicht eingegangen werden soll. Eine ausführliche Bestandsaufnahme von Flora und Fauna auf den Inseln im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer findet sich bei Niedringhaus et al. (1997).

Zukünftige Gefährdung der Festlandssalzwiesen

Zukünftig werden Festlandssalzwiesen vor allem durch den Meeresspiegelanstieg bedroht (Fox-Kemper et al. 2021). Da die Festlandsküste der Nordsee von 8–9 m hohen und bis zu 100 m breiten Seedeichen begrenzt wird, können die Festlandssalzwiesen und Wattflächen nicht mehr landeinwärts migrieren („coastal squeeze“), wie sie es während des holozänen Meeresspiegelanstieges vor der Eindeichung getan haben. Das zukünftige Überleben des gesamten Wattenmeer-Ökosystem in seiner derzeitigen Form mit großen intertidalen Wattflächen, Salzwiesen und vorgelagerten Barriereinseln hängt davon ab, ob der Meeresspiegelanstieg durch Sedimenteintrag und -aufwuchs kompensiert wird (Oost et al. 2017). Circa 10 % des Sediments kamen als feinkörnige Schwemmstoffe aus den großen Flüssen, jedoch führen Erfolge in der Gewässerreinigung und Staudämme wahrscheinlich zur Ver-ringerung des fluviatilen Eintrages. Der größte Teil des Sediments wird bei Sturmflut-

Brandung mit hoher Wellenenergie aus dem supratidalen Bereich vor der Barriereketten und aus den Ebb-Deltas um die Seegatten bis zur 10–15 m Tiefenlinie aufgewirbelt und mit dem Flutstrom in das Wattenmeer transportiert. Aus tieferen Bereichen der Nordsee wird kaum Sediment in Bewegung gesetzt, abgesehen von einer von Norden kommenden Strömung, welche die nördliche Küste von Schleswig-Holstein betrifft (Oost et al. 2017). Das vertikale Anwachsen des Wattenmeeres und der Salzwiesen hängt also davon ab, dass das dafür notwendige Sediment aus der supratidalen Zone vor den Inseln, den Ebb-Deltas und den Stränden erodiert wird, bei starker Brandung in der Wassersäule suspendiert bleibt und dann über die Seegatten in das Wattenmeer eingetragen wird.

Die kritische Grenze, ab der die Beschleunigung des Meeresspiegelanstieg höher ist als die Rate der Aufsedimentierung, ist unbekannt (Lodder et al. 2019). Wird die kritische Grenze überschritten, würde das Wattenmeer permanent überflutet sein. Modellierungen haben gezeigt, dass der Meeresspiegelanstieg unterhalb einer kritischen Grenze auf lange Sicht von einem Anstieg der Sedimentation begleitet wird, allerdings mit einer zeitlichen Verzögerung von Jahrzehnten bis Jahrhunderten, die umso größer ist, je mehr sich der Meeresspiegelanstieg der kritischen Grenze annähert (Lodder et al. 2019). Allerdings würde selbst eine „temporäre“ Überflutung von einigen Dekaden den Artenbestand des Wattenmeeres und der Salzwiesen erheblich gefährden, ganz abgesehen von den Zugvögeln, die von den arktischen Brutgebieten zu den Überwinterungsgebieten in Südeuropa und Afrika fliegen und das Wattenmeer als Nahrungs- und Rastplatz benötigen (Bakker 2014).

Salzwiesenentwicklung vor und hinter dem Deich

Es gibt in einigen Teilen der niedersächsischen Küste vor dem Hauptdeich niedrige Sommerdeiche, welche geringere Überflutungen verhindern und damit ausgesüßtes Grünland zwischen Sommer- und Hauptdeich fördern. Diese Sommerdeiche können partiell entfernt werden und das Grünland zu Salzwiesen und Wattflächen entwickelt werden. Bei einem Teil der Renaturierungsprojekte, die in den letzten Jahrzehnten im Nationalpark umgesetzt wurden, kam diese Strategie zum Einsatz. Sie wurde beim Lütetsburger Sommerpolder im Norderland, beim Sommerpolder auf Langeoog, in der Hauener Hooge in der Leybucht und bei Cappel und Dorum-Neufeld an der Wurster Küste sowie am Langwarder Groden in Butjadingen angewandt (Rupprecht et al. 2023). Das Projekt im Langwarder Groden wurde im Zuge einer Kompensationsmaßnahme für Eingriffe beim Bau des Jade-Weser-Ports und Deichverstärkungen am August- und Cäciliengroden durchgeführt. Der Langwarder Groden wurde im Jahr 1933 durch Bau eines Sommerdeiches geschaffen, mit dem die damaligen Salzwiesen der täglichen Überflutung entzogen wurden, dann aussüßten und als Grünland nutzbar wurden. Ein Teilabschnitt des Sommerdeiches wurde im Jahr 2014 an der Butjadinger Küste bei Fedderwardersiel wieder entfernt. Die Böden der dahinterliegenden Grünlandflächen waren vorher zur Verstärkung des Hauptdeiches bis auf ± 0 m über NN abgebaut worden. Ein vorher schon vorhandenes Sieltief wurde auf 12 bis 15 m verbreitert und führt Seewasser bei Hochwasser in die Fläche hinein und bei Niedrigwasser wieder hinaus. Danach wurde mit Material aus dem entfernten Abschnitt des Vordeiches, dem Aushub für das Sieltief und anderem Material eine neue Geländeoberfläche mit Höhen zwischen + 1,40 bis + 1,80 m über NN hergestellt. Da das mittlere Tidenhochwasser bei ca. + 1,74 m über NN liegt, konnten sich offene Wattflächen und Salzwiesen-Gemeinschaften bilden. Hier kann begangen und beobachtet werden, wie sich die Salzwiesenentwicklung auf neu angelegten Wattflächen vollzieht. Die Sukzession von Wattflächen zu Salzwiesen durch Aufsedimentierung wird in

dem Projekt als natürlicher Prozess gesehen, der nicht beeinflusst werden soll. Ein großer Abschnitt des Vordeiches besteht noch, kann begangen werden und zeigt einen Ausblick auf die seewärtigen Salzwiesen sowie die Wattflächen des Hohen Weges.

Wenn bei fortschreitender Meeresspiegelerhöhung die Ausdeichungsmöglichkeiten von Sommerdeichen erschöpft sind, können Salzwiesen landeinwärts vom Deich in besonders tiefliegenden Gebieten entwickelt werden. Damit sind Gebiete von -1 bis -2 m Geländehöhe gemeint, die auch heute schon nur genutzt werden können, wenn sie dauerhaft durch Pumpen entwässert werden. Für eine Salzwiesenentwicklung müsste der Hauptdeich an geeigneten Stellen mit Toren geöffnet werden, so dass bei normaler Tide ein kontrollierter Ein- und Ausstrom von Seewasser ermöglicht wird, während die Tore bei Sturmfluten verschlossen bleiben, um den Küstenschutz zu gewährleisten. Dann kann das dahinterliegende tiefliegende Grünland versalzen und durch den Eintrag von Sediment eine Geländeerhöhung ermöglicht werden. Mit versalztem Grünland ist nicht notwendigerweise ein Verlust landwirtschaftlicher Erträge verbunden. Die Landwirtschaft hat früher die Salzwiesen gerne genutzt, da die Überflutungen durch Seewasser mit Eintrag von Kalk der Versauerung entgegengewirkt und die Nährstoffgehalte im Boden erhöht hat, insbesondere Phosphor. Außerdem synthetisieren die Arten der unteren Salzwiese Proline und andere stickstoffreiche Proteine als osmotisch wirksame Inhaltsstoffe. Deshalb ist das Futter der Salzweiden besonders stickstoffreich. Würde man eine (moderate) landwirtschaftliche Nutzung ermöglichen, so würde sich vermutlich keine Änderung bzw. eine Verbesserung der Ökosystemleistungsbilanz ergeben, da (i) eine Nutzung weiterhin möglich ist, (ii) die Düngung verringert werden könnte, (iii) die Kosten für die Entwässerung wegfallen, und (iv) die Klimagefährdung durch Methan-Emission wegfallen, da auf versalzten Böden kein Methan produziert wird (Giani & Dittrich 2002).



Abb. 7. Bohlenweg am Langwarder Groden mit dem verbreiterten Priel und in Entwicklung begriffenen Salzwiesen und Wattflächen (Foto: M. Kleyer, 2022).

Literatur

- Bakker, J.P. (2014): Ecology of salt marshes - 40 years of research in the Wadden Sea. – Wadden Academy, Leeuwarden, The Netherlands.
- Balke, T., Stock, M., Jensen, K., Bouma, T.J. & Kleyer, M. (2016): A global analysis of the seaward salt marsh extent: The importance of tidal range. – *Water Resour. Res.* 52: 3775–3786.
- Baptist, M.J., van der Wal, J.T., Folmer, E.O., Gräwe, U. & Elschot, K. (2019): An ecotope map of the trilateral Wadden Sea. – *J. Sea Res.* 152: 101761.
- Barbier, E.B., Hacker, S.D., Kennedy, C., Koch, E.W., Stier, A.C. & Silliman, B.R. (2011): The value of estuarine and coastal ecosystem services. – *Ecol. Monogr.* 81: 169–193.
- Bass, J., Granse, D., Hache, I., Jensen, K., Karius, V., Minden, V., Stock, M., Suchrow, S. & Kleyer, M. (2022): Plant traits affect vertical accretion of salt marshes. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 276: 108010.
- Bauer, B., Kleyer, M., Albach, D.C. ... Hillebrand, H. (2021): Functional trait dimensions of trophic metacommunities. – *Ecography* 44:1486–1500.
- Behre, K.-E. (2005): Das Moor von Sehestedt. Landschaftsgeschichte am östlichen Jadebusen. – Oldenburger Landesverein für Geschichte, Natur und Heimatkunde e.V.
- Behre, K.-E. (2008): Landschaftsgeschichte Norddeutschlands. – Wachholtz, Neumünster, Germany.
- Bertness, M.D. & Leonard, G.H. (1997): The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. – *Ecology* 78:1976–1989.
- De Battisti, D., Fowler, M.S., Jenkins, S.R., Skov, M.W., Bouma, T.J., Neyland, P.J. & Griffin, J.N. (2020): Multiple trait dimensions mediate stress gradient effects on plant biomass allocation, with implications for coastal ecosystem services. – *J. Ecol.* 108: 1227–1240.
- Esselink, P., van Duin, W.E., Bunje, J. ... Stock, M. (2017): Salt marshes. – Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- Flemming, B. & Davis, R. Jr. (1994): Holocene evolution, morphodynamics and sedimentology of the Spiekeroog barrier island system(southern North Sea). – *Senckenbergiana maritima*. Frankfurt/Main 24: 117–155.
- Fox-Kemper, B., Hewitt, H.T., Xiao, C. ... Zhou, B. (Eds.) (202): *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* – Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Giani, L. & Dittrich, K. (2002): Methane dynamics of saltmarsh soils built up from marine and peat material at the German North Sea coast. – In: Broll, G., Merbach, W. & Pfeiffer, E.-M. (Eds.): *Wetlands in Central Europe: Soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions: 197–215.* Springer Science & Business Media.
- Hobohm, C., Dierssen, K. & Härdtle, W. (2022): Salzwiesen und verwandte Gesellschaften (A). – *Synop. Pflanzenges. Dtschl.* 13: 1–99.
- Huthnance, J., Weisse, R., Wahl, T. ... Woodworth, P. (2016): Recent Change – North Sea. – In: Quante M. & Colijn, F. (Eds.): *North Sea Region Climate Change Assessment: 85–136.* Springer International Publishing, Cham.
- Isermann, M. & Kiehl, K. (2014): Küstenvegetation des Jadebusens und der Außenjade. – In: Brodauf, A., Akkermann, R., Brunken, H., Michaelsen, M., Moritz, V. & von Essen, L.-M. (Eds.): *Die Jade. Flusslandschaft am Jadebusen.* – Oldenburger Landesverein für Geschichte, Natur- und Heimatkunde e.V.
- Lodder, Q.J., Wang, Z.B., Elias, E.P.L., van der Spek, A.J.F., de Loeff, H. & Townend, I.H. (2019): Future response of the Wadden Sea tidal basins to relative sea-level rise – An aggregated modelling approach. – *Water* 11: 2198.
- Marjoribanks, T.I., Lague, D., Hardy, R.J., Boothroyd, R.J., Leroux, J., Mony, C. & Puijalon, S. (2019): Flexural rigidity and shoot reconfiguration determine wake length behind saltmarsh vegetation patches. – *J. Geophys. Res.: Earth Surface* 124: 2176–2196.
- Martens, M., Müller, P., Gösele, C., Jensen, K. & Schuchardt, B. (2021): Blue Carbon im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Grundlagen für eine Prüfung und Bewertung möglicher Maßnahmen zur Förderung der Kohlenstofffixierung in Salzwiesen. – Studie i.A. der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, erstellt von Bioconsult Schuchardt & Scholle GbR Bremen und der Arbeitsgruppe Angewandte Pflanzenökologie der Universität Hamburg.

- Maza, M., Lara, J.L., Losada, I.J., Ondiviela, B., Trinogga, J. & Bouma, T.J. (2015): Large-scale 3-D experiments of wave and current interaction with real vegetation. Part 2: Experimental analysis. – *Coast. Eng.* 106: 73–86.
- Meyer, S. & Rahmel, U. (1992): Ökologische Bestandserfassung und Erstellung eines Pflege- und Entwicklungskonzeptes für das Sehestedter Außendeichsmoor und benachbarter Grünflächen. – Gutachten im Nationalparkamt Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven.
- Meyer, S. & Rahmel, U. (1996): Das Sehestedter Außendeichsmoor - Reverenz an ein sterbendes Moor. – Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 11: 235–244.
- Minden, V. & Kleyer, M. (2015): Ecosystem multifunctionality of coastal marshes is determined by key plant traits. – *J. Veg. Sci.* 26: 651–662.
- Möller, I. & Spencer, T. (2002): Wave dissipation over macro-tidal saltmarshes: Effects of marsh edge typology and vegetation change. – *J. Coast. Res.* 36: 506–521.
- Morris, J.T. (2006): Competition among marsh macrophytes by means of geomorphological displacement in the intertidal zone. – *Estuarine, Coastal and Shelf Sci.* 69: 395–402.
- Niedringhaus, R., Haeseler, V. & Janiesch, P. (Hrsg.) (2008): Die Flora und Fauna der Ostfriesischen Inseln - Artenverzeichnisse und Auswertungen zur Biodiversität. – Schriftenr. Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer 11: 1–470
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2023): Zielkonzept FFH-Lebensraumtypen in Niedersachsen – Landesweites Konzept zur Bewahrung bzw. Wiederherstellung günstiger Erhaltungszustände. – *Inform.d. Naturschutz Niedersachs.* 3/2023.
- Oost, A.P., Winter, C., Vos, P., Bungenstock, F., Schrijvershof, R., Rübke, B., Bartholdy, J., Hofstede, J., Wurpts, A. & Wehrmann, A. (2017): Geomorphology. – In: Klopper, S. (Ed.): *Wadden Sea Quality Status Report 2017*: 33p. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- Pennings, S.C. & Callaway, R.M. (1992): Salt marsh plant zonation: The relative importance of competition and physical factors. – *Ecology* 73: 681–690.
- Pennings, S.C., Grant, M.-B. & Bertness, M.D. (2005): Plant zonation in low-latitude salt marshes: disentangling the roles of flooding, salinity and competition. – *J. Ecol.* 93:159–167.
- Petersen, J., Kers, B. & Stock, M. (2014): TMAP Typology of Coastal Vegetation in the Wadden Sea Area. Version 1.0.4. – Common Wadden Sea Secretariat: Trilateral Salt Marsh and Dunes Expert Group, Wilhelmshaven.
- Pielou, E.C. & Routledge, R.D. (1976): Salt marsh vegetation: Latitudinal gradients in the zonation patterns. – *Oecologia* 24: 311–321.
- Rupprecht, F., Reichert, G., Merling, B. & Oltmanns, B. (2023): Renaturierung von Salzwiesen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. – *Berichte aus dem Nationalpark und der Biosphärenregion Niedersächsisches Wattenmeer 2023–03.*
- Scholten, M., Blaauw, P.A., Stroetenga, M. & Rozema, J. (1987): The impact of competitive interactions on the growth and distribution of plant species in salt marshes. – In: Huijskes, A.H.L., Blom, C.W.P.M. & Rozema, J. (Eds.): *Vegetation between land and sea* Dr. W. Junk, Dordrecht, The Netherlands. Pages 270–283.
- Schuerch, M., Dolch, T., Reise, K. & Vafeidis, A.T. (2014): Unravelling interactions between salt marsh evolution and sedimentary processes in the Wadden Sea (southeastern North Sea). – *Prog. Physical Geography: Earth and Environment* 38: 691–715.
- Schulze, K. (2022): Moose im Außendeichsmoor erholen sich nach Dürre Jahren. – *Watt Neues, Newsletter des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer.*
- Tüxen, J. (1974): Das Sehestedter Außendeichsmoor - ein regenerierendes Hochmoor. – *Telma* 4: 119–128.
- von Drachenfels, O. (2015): Hinweise zur Definition und Kartierung der Lebensraumtypen von Anh. I der FFH-Richtlinie in Niedersachsen Anhang: Hinweise und Tabellen zur Bewertung des Erhaltungszustands der FFH-Lebensraumtypen in Niedersachsen. Stand: März 2012 (Korrektur März 2013: S. 113, 114; Februar 2014; Februar 2015: S. 49, 72).
- Wahl, T., Haigh, I.D., Woodworth, P.L., Albrecht, F., Dillingh, D., Jensen, J., Nicholls, R.J., Weisse, R. & Wöppelmann, G. (2013): Observed mean sea level changes around the North Sea coastline from 1800 to present. – *Earth-Science Rev.* 124: 51–67.

- Wiggering, B., Lemm, R. v. & Carius, F. (2022): GEO-Tag der Natur 2020 im Schwimmenden Moor in Sehestedt: Ergebnisdokumentation der Arterfassung im Außendeichsmoor, in Salzwiesen und auf Wattflächen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. – Berichte aus dem Nationalpark und der Biosphärenregion Niedersächsisches Wattenmeer: 2023–01.
- Winkel, A., Colmer, T.D. & Pedersen, O.L.E. (2011): Leaf gas films of *Spartina anglica* enhance rhizome and root oxygen during tidal submergence. – *Plant Cell Environ.* 34: 2083–2092.
- Zhu, Z., Yang, Z. & Bouma, T.J. (2019): Biomechanical properties of marsh vegetation in space and time: effects of salinity, inundation and seasonality. – *Ann. Bot.* 125: 277–290.

Exkursion 4

Wangerooge – Typische Lebensräume einer ostfriesischen Barriereinsel

Holger Freund¹*, Markus Prinz¹ & Mathias Heckroth²

¹*Arbeitsgruppe Geoökologie, Institut für Chemie und Biologie des Meeres, Fak. V.,
Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Schleusenstraße 1, 26382 Wilhelmshaven;*

²*Mellumrat e. V., Zum Jadebusen 179, 26316 Varel-Dangast*

**Korrespondierender Autor, E-Mail: holger.freund@uol.de*

Zusammenfassung

Auf einer Wanderung über die ostfriesische Insel Wangerooge werden an verschiedenen Stationen die wichtigsten Lebensräume einer Barriereinsel, Strand, Dünenkomplexe sowie eingedeichte und uneingedeichte Salzwiesen und ihre typische Vegetation vorgestellt. Barriereinseln sind dynamische natürliche Lebensräume mit an die harschen Lebensbedingungen angepassten Spezialistengemeinschaften, sie sind aber auch ein Kulturlandschaftsraum mit unterschiedlichsten Nutzungen und Eingriffen, die von Küstenschutzmaßnahmen, über Eindeichungen, Beweidung bis hin zum Tourismus reichen. Besonderheiten der Insel Wangerooge, wie die typische Bombentrichtervegetation oder spezielle Herausforderungen am Beispiel der Ausbreitung von Neophyten und daraus resultierenden Pflegemaßnahmen werden thematisiert und vorgestellt. Die Küstenregion ist zudem eine zentrale Drehscheibe des ostatlantischen Vogelzugs und ein wichtiger Brut- und Rastplatz für eine Vielzahl von Vögeln. Vogelbeobachtungen und spezielle Aspekte des Wiesenvogelschutzes, vor allem in eingedeichten ehemaligen Salzwiesenbereichen, runden die Exkursion ab.

1. Grundlagen

1.1 Naturräumliche Lage

Die Exkursion 4 führt nach Wangerooge, eine der sieben bewohnten Ostfriesischen Inseln, die perlschnurartig der eigentlichen Festlandküste vorgelagert sind. Generell lässt sich das zwischen der offenen Nordsee und dem eiszeitlich geprägten Festlandbereich gelegene Gebiet in drei Großlandschaften gliedern: i. die Barriereinseln, ii. das Rückseitenwatt und iii. die eingedeichte Marschlandschaft. Wangerooge selber wird durch Meeresdurchbrüche im Westen und Osten begrenzt und umfasst die Landschaftseinheiten des Strands, der Dünen und der Salzwiesen, die den Übergang in das südlich angrenzende Rückseitenwatt bilden (detaillierte Ausführungen folgen im weiteren Artikel).

1.2 Klima

Wangerooge gehört in den Bereich eines relativ kühlen, ozeanisch geprägten Klimas. Die Sommer sind mit mittleren Temperaturen um die 13 °C relativ kühl, hierbei werden die maximalen Temperaturen im Juli und August mit durchschnittlichen Werten um die 20 °C

erreicht (mittlere Temperatur August 17,7 °C, Januar/Februar 3,0 °C). Die Jahresmitteltemperatur liegt in der Regel bei ca. 10 °C. Die niederschlagreichsten Monate sind der August und September mit einer Regenmenge von ca. 100 mm, wobei die mittlere jährliche Niederschlagsmenge bei ca. 1.000 mm pro Jahr liegt (Referenzperiode 1991–2020, Deutscher Wetterdienst).

1.3 Geologie der Insel

Das gesamte nordwestdeutsche Küstengebiet ist geologisch gesehen eine der jüngsten und dynamischsten Landschaften überhaupt und geht auf das Wechselspiel von hydrodynamischen, morphodynamischen und biologischen Prozessen nach dem Ende der letzten Kaltzeit zurück. Ältere kaltzeitliche Ablagerungen im Untergrund von Wangerooge werden von Sindowski (1969) beschrieben. In größeren Tiefen von ca. 60 m Tiefe liegen elsterzeitliche glazifluviale Vorschütsande, die von einer Beckenablagerung der gleichen Kaltzeit, dem sogenannten Lauenburger Ton, in einem 1–2 km breiten Streifen in NW-SE-Richtung vom Badestrand in Richtung Blaue Balje überlagert werden. Saalekaltzeitliche Sedimente sind dagegen in nur geringer Mächtigkeit im Inseluntergrund vertreten, wobei der saalezeitliche Geschiebelehm komplett erodiert ist und nur im südlichen Watt vor Wangerooge noch größere Flächen einnimmt. Ablagerungen der Eem-Warmzeit in Form flächenhaft verteilter brackisch-mariner Sande überdecken die saalezeitlichen Sedimente, die dann wiederum von geringmächtigen weichselzeitlichen Flugsanden überlagert sind. Generell weist das pleistozäne Relief unter der Insel Wangerooge nur ein relativ ebenes Relief mit geringen Höhenunterschieden auf. Dies deutet nach Streif (1994) darauf hin, dass der Untergrund Wangerooges von einer sich von Westen nach Osten verlagernden Gezeitenrinne durchwandert und hierbei intensiv erodiert wurde. Zum Höhepunkt der weichselzeitlichen Kaltzeit erreichte der Meeresspiegel der Nordsee mit einem Niveau von ca. -120 bis -130 m seinen tiefsten Stand.

Mit der allmählich einsetzenden klimatischen Verbesserung im Weichsel-Spätglazial und dem damit verbundenen Abschmelzen der großen Inlandvereisungen, stieg der Meeresspiegel von seinem Tiefstand im Weichsel-Hochglazial an und erreichte um ca. 8000 J. v. h. das Gebiet der Ostfriesischen Inseln, lag aber noch bei ca. -24 m unter NHN (Streif 1994). Dies konnte durch Radiokohlenstoffdatierungen von Muschelschalen belegt werden, die in Brackwassersedimenten entsprechender Tiefenlage vor Wangerooge erbohrt und datiert werden konnten (Hanisch 1980). Die Überflutung der kaltzeitlich angelegten Landschaft orientierte sich sowohl am vorgeprägten eiszeitlichen Relief als auch an den hydrodynamischen Randbedingungen, also an den damals vorherrschenden Tide- und Strömungsbedingungen. So finden sich unter den Inseln Borkum, Juist, Norderney, Baltrum, Langeoog und Spiekeroog jeweils pleistozäne Hochlagen, so dass davon auszugehen ist, dass diese Inseln vermutlich ein sogenanntes initiales Geestkernstadium durchlaufen haben. Die heutigen Inseln zeigen in ihrem Aufbau jedoch keine Verbindung mehr zum pleistozänen Relief bzw. Untergrund und sind allein durch marine Morphodynamik und Windumlagerungen gesteuert, so wie von Barckhausen (1969) in der Platen-Hypothese beschrieben.

Naturräumlich liegen auf Wangerooge seewärts verschiedene, mehr oder weniger vegetationslose Strandablagerungen (Abb. 1), die ausgehend von den sublitoralen Vorstrandriffen unterschiedlich häufig überflutet und in inselparallel verlaufende Strandpriele und -riffe gegliedert sind. Mit steigendem Meeresspiegel und einer Zunahme stärkerer Sturmereignisse ist Wangerooge in jüngerer Zeit durch häufigere und tiefgreifende



Abb. 1. Trockener und nasser Strand auf Wangerooge (Foto: H. Freund, 2009).

Stranderosion und -erniedrigung betroffen. Dieses Sanddefizit wird im Moment durch Auffüllungen mit Sandmaterial vom Ostende der Insel kompensiert, mithin auch ein intensiver Eingriff in einen sensiblen und wertvollen Lebensraum einer Barriereinsel.

Mithin die jüngsten geologischen Einheiten sind die sich an den Strand anschließenden Dünenkomplexe, die aus verwehtem Sand und dem Zusammenspiel von Wind und Vegetation aufgeweht worden sind. Je nach Alter und Lage lassen sich unterschiedliche Dünenkomplexe erkennen, die sich durch Bodenbildung, Entkalkung, Entsalzung und Vegetationszusammensetzung deutlich voneinander unterscheiden. Im Übergang zum Rückseitenwatt liegen die ausgedehnten Salzwiesenbestände der Ostfriesischen Insel. Im Wechselspiel von Vegetation und Überflutungen werden in diesem Bereich vor allem feine Sedimente von Feinsand bis zur Tonfraktion gebunden und akkumuliert. Je nach Überflutungsdauer und -häufigkeit unterscheidet man grob in die Obere und Untere Salzwiese mit entsprechend unterschiedlichen Anteilen und Vorkommen von fakultativen und obligaten Halophyten bzw. Glycophyten. In der direkten Übergangszone vom Supralitoral in das Eulitoral liegt die Pionier- oder Verlandungszone des Wattenmeeres, die das Aufwachsen der Wattflächen mit steigendem Meeresspiegel initiiert. Maßgeblich hieran beteiligt sind neben dem Queller (*Salicornia spec.*) auch verschiedene Mikroalgen (v. a. Kieselalgen) und Bakterien, die die abgelagerten Sedimente fixieren und so die Sedimentation beschleunigen bzw. steuern.

1.4 Allgemeines zur Insel Wangerooge

Wangerooge ist die östlichste der bewohnten Ostfriesischen Inseln und Teil des sich vom Dollart bis Cuxhaven erstreckenden Nationalparks „Niedersächsisches Wattenmeer“. Die Insel erstreckt sich über eine Länge von ca. 8,5 km vom westlichen Harlegat bis zur Blauen Balje im Osten. Mit einer Fläche von ca. 8,5 km² ist Wangerooge, nach Baltrum die zweitkleinste Insel der Inselkette, die der Festlandsküste vorgelagert ist.

Alle im Wattenmeer lebenden Pflanzen und Tiere sind an dynamische Lebensbedingungen angepasst, z. B. extreme Schwankungen der Salz- und Sauerstoffgehalte sowie der Temperaturen des Meerwassers und des Bodens, aber auch Sedimentumlagerungen und das Tidegeschehen. Das Wattenmeer hat unter anderem eine besonders große Bedeutung als „Kinderstube“ für einige Fischarten wie Scholle und Hering, für Seehunde und als Brut-, Nahrungs- und Rastgebiet für Millionen von Vögeln.

Seit 1986 ist das niedersächsische Wattenmeer als Nationalpark geschützt. 1992 wurde es von der UNESCO zum Biosphärenreservat erklärt. Im Jahr 2009 erfolgte die Anerkennung des deutsch-niederländisch-dänischen Wattenmeeres als UNESCO-Weltnaturerbe. Damit wird der internationalen Bedeutung dieses Lebensraumes Rechnung getragen.

Im Laufe der Jahrtausende hat sich die Gestalt der Nordseeküste und der vorgelagerten Inseln immer wieder verändert. Die Ostfriesischen Inseln entstanden nicht wie die Inseln an der schleswig-holsteinischen Küste aus Überresten eines durch Sturmfluten zerschlagenen Festlandes, sondern aus Sandbänken, die schließlich nicht mehr überflutet wurden. Durch Wind und Wellen wurde Sand zu ersten Dünen aufgeweht. Erste Pionierpflanzen wie die Strandquecke und der Strandhafer konnten sich ansiedeln und den Sand festhalten. Im Schutze der Dünen lagerte sich - bedingt durch Ebbe und Flut - toniges Sediment (Schlick) ab, das nach und nach von Salzwiesenpflanzen besiedelt wurde. Winde aus vorherrschend nordwestlichen Richtungen sowie eine parallel zur Küste verlaufende Tidenströmung verursachten eine Wanderung der Inseln in südöstliche Richtung.

Auch die Form und Gestalt der Insel Wangerooge hat sich in den vergangenen Jahrhunderten durch Sturmfluten und starke Strömungen mehrfach verändert. Während der Errichtung des preußischen Marinehafens Wilhelmshaven an der Jade begann man 1874 mit dem Bau von Dämmen, Buhnen und Deichen, um die Lage und Gestalt der Insel zu sichern und das Verdriften der Wangerooger Sandmassen in das Jadedefahrtwasser zu verhindern. Das östlich anschließende Buhnenbauwerk Minsener Oog schirmt die ostfriesischen Inseln zur Tiefwasserrinne der Jade ab, um deren übermäßige Versandung zu verhindern.

Wangerooge wurde urkundlich erstmalig im Jahre 1327 erwähnt, hat aber wahrscheinlich schon um die Zeitenwende existiert und war wohl bereits ab 400 n. Chr. bewohnt. An der Insel Wangerooge lässt sich die Wanderung der ostfriesischen Inseln beispielhaft nachvollziehen. Das Wahrzeichen der Insel, der im Jahre 1597 erbaute Westturm, hat zu Zeiten seiner Erbauung noch in der Inselmitte gelegen und war für die Schifffahrt mit seinen drei Spitzen ein bekanntes Seezeichen. Er diente den Insulanern sowohl als Kirche als auch als Eiskeller und sturmflutsicherer Raum. Als der Turm 1914 gesprengt wurde, hatte sich die Insel bereits mehrere Kilometer nach Südosten verlagert. Seine Fundamente standen daher bereits im Wasser der Nordsee und sind heute als Bestandteil einer Buhne noch immer zu sehen. Der neue Westturm wurde 1932/33 nach den Plänen des alten Turmes wiederaufgebaut und dient seitdem als Jugendherberge. Seit 1804 ist die Insel ein Seebad. Autoverkehr ist nicht zugelassen. Wangerooge ist von Harlesiel aus mit der Fähre oder dem Flugzeug zu erreichen.

Die ehemaligen Erwerbszweige Fischfang, Viehzucht und Handelsschifffahrt spielen heutzutage keine Rolle mehr. Die Inselgemeinde lebt fast ausschließlich vom Fremdenverkehr und hat sich zu einer Ferien- und Urlaubsinsel entwickelt.

2. Die Exkursionsziele im Einzelnen

Die Exkursionsroute auf der Ostfriesischen Insel Wangerooge führt in zwei Schleifen einmal mehr oder weniger um und über die gesamte Insel, so dass alle wichtigen Lebensräume einer Barriereinsel und die Besonderheiten Wangerooges entdeckt werden können. Teil A der Exkursionsroute führt direkt vom Anleger entlang des westlichen Dünenzugs, am Westturm vorbei durch den Westtinnengroden und das Heidegebiet zum Ortskern. Teilnehmer die zunächst Teil B der Exkursion ablaufen, fahren vom Schiffsanleger mit der Bahn durch den Westaußengroden in den Ort. Von dort verläuft die Exkursionsroute entlang des östlichen Dünenzugs zum Strand, zum Osttinnengroden und an den Rand der Salzwiese, um abschließend über einen Teilbereich der östlichen Dünen wieder in den Ortskern zu führen. Hier werden die Gruppen getauscht, so dass der jeweils der noch fehlende Teil der Exkursionsroute erkundet werden kann. Wichtige Exkursionspunkte sind in Abbildung 2 gekennzeichnet (point of interest). Die jeweilige Bezeichnung findet sich in den entsprechenden Abschnitten der nachfolgenden Beschreibungen.



Abb. 2. Exkursionsroute auf der Insel Wangerooge.

A1 / A2	Inselgeologie und Küstenschutz	B1	Tourismus
A3	Weststation Mellumrat e.V.	B2	Orchideenwiese
A4	Osttinnengroden	B3	Salzwiese
A5	<i>Schoenus nigricans</i>	B4	Oststation Mellumrat e.V.
A6	Heidegebiet, <i>Crassula helmsii</i>	B5	Düne
A7	<i>Campylopus introflexus</i>	B6	Strand
		B7	Düne

2.1 Lebensräume auf der Insel

Hafen und Westaußengroden

Die Steindämme des Hafens auf Wangerooge sind Hochwasserrastplatz für Steinwälzer und Meerstrandläufer. Aus kurzer Distanz lassen sich die Vögel bei Hochwasser ungestört beobachten. Vom Hafen aus führt die Inselbahn durch die weiträumige Salzwiese des Westaußengrodens (Abb. 2 und 14). Die Fahrt mit dem Zug vom Anleger zum Ort ist ein empfehlenswertes Erlebnis. Vom Zug aus lassen sich sowohl Brut- als auch Gastvögel aus nächster Nähe in weitgehend ungestörter Natur erleben. Zur Brutzeit sind hier Austernfischer, Rotschenkel, Löffler (Abb. 3) und Möwen sehr gut zu entdecken. Während der Hauptzugzeiten ist der Westaußengroden vor allem bei Hochwasser ein wichtiger Rastplatz für Pfuhschnepfen, Brachvögel und Kiebitzregenpfeifer. Im Winter hingegen halten sich dort vor allem Ringelgänse und Enten auf, darunter Spieß-, Pfeif- und Stockenten.



Abb. 3. Limikolenschwarm im Westaußengroden auf Wangerooge (links) (Foto: M. Heckroth, 2021). Löffler im Westaußengroden auf Wangerooge (rechts) (Foto: J. Ulber, 2021).

Der Fußweg vom Hafen entlang des westlichen Dünenzugs zum Westturm, der heute als Jugendherberge genutzt wird, dokumentiert an vielen Stellen die Dynamik und Veränderungen einer ostfriesischen Barriereinsel und den damit verbundenen Küstenschutzbaumaßnahmen, sowohl in Form fester Küstenschutzbauwerke auf der Seeseite (A2) als auch eines weichen Küstenschutzes in Form von Schutzdünen. Der künstlich erschaffene Schutzdünenzug (A1) zeigt sehr deutlich die Anwehung und sedimentbindende Kraft von Dünengräsern (hier vor allem Strandhafer *Ammophila arenaria*), die dafür sorgen, dass sich die Düne dauerhaft stabilisiert und aufwächst, so dass der dahinterliegende Fahrweg von Sand freigehalten werden muss, um eine Wanderung der Düne nach Osten zu unterbinden. Abbildung 4 dokumentiert hierbei, wie sich die Insel bereits aus nordwestlicher Richtung nach Südosten verschoben hat. Die Veränderung lassen sich vor allem am Westturm festlegen. In alten Karten ist das 1597 gegründete Dorf noch in der damaligen Inselmitte verzeichnet und von einem Dünenzug mit seewärts angrenzenden breiten Strandflächen umgeben. Der sogenannte Hohe Turm (heute Westturm) ist damals als Seezeichen in unmittelbarer Nähe des Ortes verzeichnet. 1854/55 ging das Dorf in einer Sturmflut unter, der Hohe Turm blieb freistehend am Strand zurück (Streif 1994). Die Turmfundamente sind heute noch im Bereich der 1874 erbauten Bühne B sichtbar (Abb. 4), Reste des alten Turmes wurden 1914 endgültig beseitigt. In Anlehnung an den alten Westturm wurde 1932/33, das heutige Gebäude errichtet.

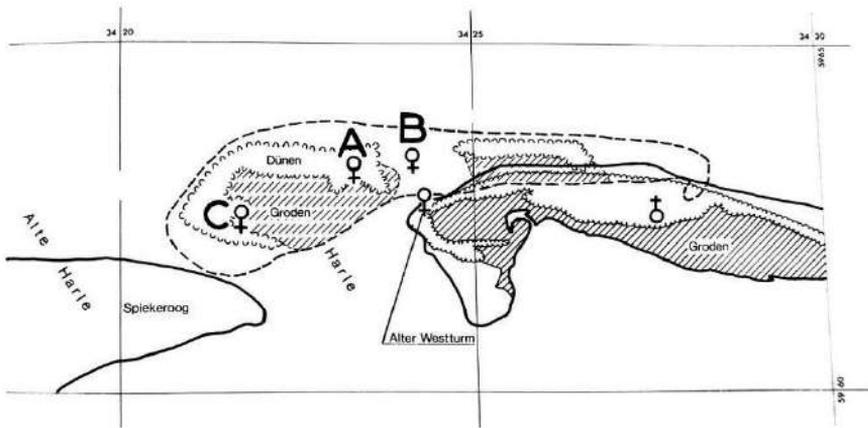


Abb. 4. Rekonstruktionen zur Lage der Nikolaikirche nach **A** Homeier (1973), **B** Jürgens (1977) bzw. **C** Lüders (1977). Eingetragen ist auch die Lage des ehemaligen „Hohen Turms“ des Inseldorfs aus dem 16. Jahrhundert, dessen Fundament in Buhne B eingebaut ist (aus Streif 1994).

Eine botanische Besonderheit bietet der Fußweg Richtung Westturm ebenfalls, denn hier gibt es das größte Vorkommen der Stranddistel (*Eryngium maritimum*) auf Wangerooge (A1, Abb. 5). Im Spätsommer blühen hier eine Vielzahl von Stranddisteln und profitieren als kalkliebende Art vom frisch aufgeweichten Sand. Sie ist mit ihren bis zu 2 m tiefen Wurzeln fest im Sediment verankert und verdankt daher auch ihren Namen „Meerwortel“ oder „Marwortel“. Früher wurde die Art von Buchenau in seiner Flora von Ostfriesland als gesellig und häufig auf allen ostfriesischen Inseln beschrieben, heute sind sie dagegen eher selten geworden, was wohl auch darauf zurückzuführen ist, dass sie als attraktive Pflanze früher häufig für Dekorationszwecke gepflückt bzw. ausgegraben wurde (s. a. Menke 2022).



Abb. 5. Stranddistel (*Eryngium maritimum*) am Westende der Insel Wangerooge. (Foto: V. Strassner, 2021).

Der Ost- und Westinnengroden

Als Innengroden werden die durch Eindeichung vom Meer abgetrennten Salzwiesen bezeichnet. Beide Innengroden entwickelten sich zu Feuchtwiesen von besonderer Bedeutung als Bruthabitat für Wiesenvögel und Rastgebiet für Wasser- und Watvögel. Die Flächen werden von Rindern extensiv beweidet, um den offenen Wiesencharakter für Wiesenvögel zu erhalten. Besonders beeindruckend sind im Frühjahr die Balzflüge der Kiebitze und Uferschnepfen. Mit 29 Brutpaaren (BP) Uferschnepfe und 155 BP Kiebitz in 2023 ist Wangerooe ein wichtiges Brutgebiet für Wiesenvögel in Niedersachsen.

Das Gebiet der ehemaligen Salzwiese des heutigen Westinnengroden, wurde schon 1912 eingedeicht und so für die damalige Landwirtschaft auf der Insel zur Verfügung gestellt. Ehemals wurden die Bereiche zur Heugewinnung genutzt, heute werden sie mit Rindern beweidet, die saisonal vom Festland auf die Insel gebracht werden. Eine für die Ostfriesischen Inseln einmalige Nutzungsweise. Der Ostinnengroden umfasst eine Fläche von ca. 100 ha und wurde zwischen 1923–1925 eingedeicht. Wie auch im Westinnengroden erfolgte zunächst eine Nutzung zur Heugewinnung, bevor sich eine extensive Nutzung durch Rinder anschloss. In beiden Gebieten befinden sich eine Vielzahl von Kleingewässern. Die runden, oft mit Wasser gefüllten Vertiefungen im Gelände sind Bombentrichter, die am 25. April 1945, also kurz vor Ende des Zweiten Weltkrieges, während eines Bombenangriffs auf die Insel Wangerooe entstanden. Heute sind dies wertvolle Süßwasserbiotope insbesondere für viele Libellenarten und Kreuzkröten (*Epidalea calamita*) und entsprechende Süßwasservegetation.

Charakterarten des Feuchtgrünlandes sind vor allem Flatter-Binse (*Juncus effusus*) und Braun-Segge (*Carex nigra*), die in beiden Grodenbereichen am häufigsten auftreten.

Teil des Ostinnengrodens ist die sogenannte „Orchideenwiese“ mit zehntausenden Orchideen, vor allem dem Gefleckten Knabenkraut (*Dactylorhiza maculata*, B2, Abb. 2 und 6). Es ist im Landkreis Friesland, zu dem Wangerooe gehört, das größte Vorkommen dieser Art.



Abb. 6. Orchideenwiese mit Geflecktem Knabenkraut (*Dactylorhiza maculata*) und Großem Klappertopf (*Rhinanthus angustifolius*) (Fotos: M. Heckroth, 2016 (links), H. Freund, 2009 (Mitte, rechts)).

Generell besticht der Ostinnengroden durch seinen Artenreichtum, wobei hier vor allem noch der Große Klappertopf (*Rhinanthus angustifolius*, Abb. 6) oder die Kuckucks-Lichtnelke (*Lychnis flos-cuculi*) zu erwähnen sind. Die Bereiche der Orchideenwiese werden sporadisch beweidet und sind temporär geflutet. Die Mahd erfolgt heutzutage nach der Brutzeit, zusätzlich werden Teilbereiche der Groden in den Wintermonaten überstaut.

Eine floristische Besonderheit bietet sich am Ausgang des Westinnengrodens im Übergang zum östlich anschließenden Heidegebiet. Am Fuß des Deiches befindet sich ein größeres Vorkommen des Schwarzen Kopfrieds (*Schoenus nigricans*, Abb. 7, A5).

Diese schwach salztolerante und kalkholde Art blüht im Juni und Juli und besiedelt normalerweise feuchte und staunasse Niedermoore, die temporär überflutet werden, sowie wechselfeuchte Wiesen und überrieselte Felder. In Niedersachsen ist das Schwarze Kopfried nur noch auf den Ostfriesischen Inseln zu finden, weshalb diesen Vorkommen eine hohe Bedeutung zukommt. Auf den Inseln ist die Art Teil einer ebenfalls bedrohten Gesellschaft dem *Junco baltici-Schoenetum nigricantis*, die vor allem im Bereich feuchter Dünentäler zu finden ist. Für diese Gesellschaft sind vor allem stark schwankende Grundwasserstände bezeichnend, die infolge einer zunehmenden Absenkung des Flurabstandes der inseltypischen Süßwasserlinse auf vielen Inseln zu Problemen führt. Weiterhin kann der Fraß durch Kaninchen zum Problem werden, die die Sprosse der Pflanze fast vollständig abfressen und somit die Nährstoffreserven und die im Spätsommer angelegten Blütenstände dezimiert und die natürliche Verjüngung der Bestände erschwert. Da Wangerooge kaninchenfrei ist und als eine der wenigen Inseln über eine Wasserleitung zum Festland verfügt, sind die oben beschriebenen Probleme für Wangerooge mehr oder weniger auszuschließen.



Abb. 7. Das Schwarze Kopfried (*Schoenus nigricans*) zusammen mit der Seebirse (*Bolboschoenus maritimus*) am Westinnengroden auf Wangerooge (Foto: H. Freund, 2009).

Das Heidegebiet

Das Heidegebiet gehört zu den ältesten Dünenbereichen auf Wangerooge (Abb. 8, A6). Seinen Namen hat es von der hier wachsenden Besenheide (*Calluna vulgaris*). Sie kam um 1875 mit dem Deichbau auf die Insel. Es ist das größte Besenheidegebiet auf den Ostfriesischen Inseln.



Abb. 8. Heidegebiet auf Wangerooge (Foto: J. Ulber, 2016).

Neophyten auf Wangerooge

Auf Wangerooge wurden 2018 insgesamt 37 Neophyten innerhalb der Dünen und des Heidegebietes nachgewiesen (Prinz 2022). Im Zeitraum zwischen 2006 (Kartierung Hahn 2006) und 2018 (Kartierung Reiff 2019) stieg die Anzahl der Neophyten von 26 auf 37 Arten an (Abb. 9). Nach Nehring et al. (2013) werden 11 Arten, wie beispielsweise das Schmalblättrige Greiskraut (*Senecio inaequidens*) oder die Kartoffelrose (*Rosa rugosa*) als potenziell invasiv oder invasiv klassifiziert. Ungefähr die Hälfte aller gefundenen Neophyten, wie beispielsweise der Pflaumenblättrige Weißdorn (*Crataegus persimilis*), das Einjährige Silberblatt (*Lunaria annua*) oder die Bastard-Luzerne (*Medicago x varia*) sind als Zier- bzw. als Kulturpflanzen bekannt. Besonders landschaftsbildprägend sind auf Wangerooge der Japanische Staudenknöterich (*Fallopia japonica*) und die Kartoffelrose (*Rosa rugosa*), wobei letztere weite Teile der Dünenlandschaft westlich und östlich des Inselortes besiedelt hat (Prinz 2022, Petersen & Pott 2005, s. a. Abb. 12).

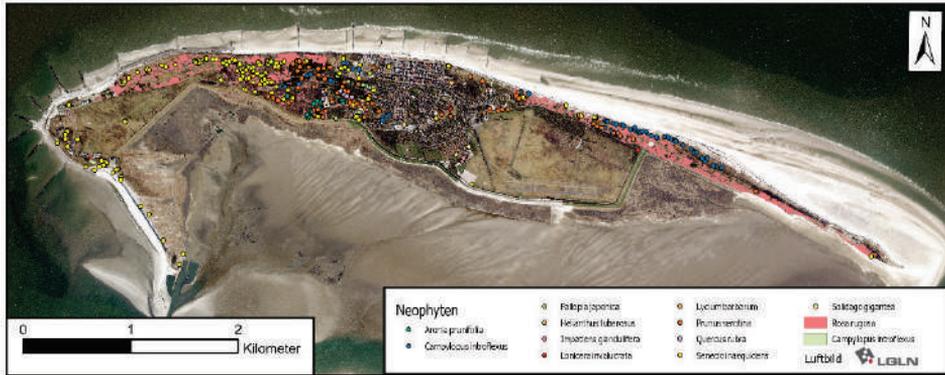


Abb. 9. Neophytenfunde auf Wangerooge (verändert nach Prinz 2022).

Neophyten im Heidegebiet

Das Heidegebiet auf Wangerooge stellt insgesamt eine Besonderheit dar. Normalerweise würde hier, je nach Exposition, ein Mix aus Krähenbeerheiden und Silbergrasfluren vorherrschen. Durch die 1875 eingeführte Besenheide (*Calluna vulgaris*) konnte hier eine Heidelandschaft, vergleichbar mit den Heidegebieten am Festland, entstehen. In diesen für die Ostfriesischen Inseln untypischen Lebensraum dringen vermehrt Neophyten ein, die ohne ein Management diesen Lebensraum nachhaltig verändern würden. Zu diesen Arten gehört: *Rosa rugosa*, die Späte Traubenkirsche (*Prunus serotina*) und die Pflaumenblättrige Apfelbeere (*Aronia prunifolia*), welche regelmäßig durch kleinere oder größere Pflegemaßnahmen in ihrer Ausbreitung eingeschränkt werden.

Besonderes Augenmerk gilt einem besonderen ungebetenem Gast, der in den Eisteichen und Bombentrichern des Heidegebiets leider zu finden ist: dem Nadelkraut. Die aus Australien und Neuseeland stammende Art *Crassula helmsii*, auch Nadelkraut genannt (Abb. 10), wurde 2017 erstmalig auf Wangerooge nachgewiesen (Prinz & Freund 2018). Die Art wächst semi-aquatisch, ist mehrjährig und ist in der Lage innerhalb kürzester Zeit große Dominanzbestände auszubilden. Die ökologischen Ansprüche des Nadelkrautes sind sehr variabel (Dawson & Warman 1987, van der Loop et al. 2018, 2020, Prinz et al. 2019) und die extrem hohe Regenerationsfähigkeit sowie eine hohe Samenproduktion, von bis zu 70.000 Samen/m² erschweren ein wirkungsvolles Management der Art (Denys et al. 2014, D'hondt et al. 2016).



Abb. 10. Nadelkraut (*Crassula helmsii*) (Foto: M. Prinz).

Bei dem Gewässer, in welchem 2017 zum ersten Mal das Nadelkraut (*Crassula helmsii*) auf Wangerooge nachgewiesen wurde, handelt es sich um einen sogenannten Eisteich (Abb. 2, A7). Diese Eisteiche sind auf Wangerooge auch kulturhistorisch von Bedeutung, denn hier wurde im Winter Natureis gewonnen, das dann in sogenannten Eiskellern zum Teil bis in den Herbst gelagert werden konnte. Um die vielen anderen Feuchtlebensräume auf Wangerooge vor der weiteren Ausbreitung des Nadelkrauts in einem frühen Stadium zu schützen und das vorhandene Vorkommen auf Dauer zu beseitigen, entschied man sich, eine umfangreiche Bekämpfungsmaßnahme durchzuführen. Hierbei ist es aber mit dem Ausreißen des Nadelkrauts, das bekanntlich sehr dichte Teppiche bilden kann, leider nicht getan. Der betroffene Eisteich wurde nach Ende der Brutzeit 2019 durch einen Bagger mit Sand verfüllt und die neu entstandene Oberfläche zu einer Düne umgestaltet (Hecker 2019). Im Gegenzug wurden als Ausgleich benachbart vorhandene Bombentrichter für typische Pionierarten von Kleingewässern wie den Strandling (*Litorella uniflora*) oder die Kreuzkröte (*Epidalea calamita*) zu einem nährstoffarmen Gewässer optimiert.



Abb. 11. Bombentrichter im Heidegebiet auf Wangerooge und Bewuchs mit Schmalblättrigem Wollgras (*Eriophorum angustifolium*) (Fotos: M. Heckroth, 2024 (links), H. Freund, 2009 (rechts)).

Die Hoffnung, dass mit dieser einen Maßnahme das Vorkommen des Nadelkrauts (*Crassula helmsii*) auf Wangerooge endgültig verschwunden ist, hat sich leider nicht erfüllt. Schon im Sommer 2021 wurde bei einer Revisionskartierung erneut ein Vorkommen der Art in einem anderen Eisteich entdeckt (Abb. 2, A6; Prinz 2022, Meyer 2024).

Generell sind in den Kleingewässern auf Wangerooge typische Vegetationstypen der Küstendünentäler anzutreffen (Abb. 11), die zum einen dem Schilfrohr-Typ (*Phragmites australis*) oder zum anderen der Hydroserie von Dünentälern zuzuordnen sind, in denen auch eine Vielzahl gefährdeter Pflanzenarten anzutreffen sind (s. a. Tab. 1). Hierzu zählen unter anderem der Gewöhnliche Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*), der Baudots Schild-Wasserhahnenfuß (*Ranunculus peltatus* ssp. *baudotii*, die Krebssschere (*Stratiotes aloides*) oder der Teichfaden (*Zannichellia palustris*). Einige der Gewässer unterliegen bereits einer Verlandung und/oder drohenden Verbuschung durch Weiden (*Salix repens*, *S. aurita*, *S. cinerea* und *S. caprea*) sowie einem Eindringen von Braun-Seggen (*Carex nigra*) aus dem umliegenden Feuchtgrünlandflächen. In Gewässern mit offener Wasserfläche sind auch Schwimmblattpflanzen anzutreffen, wobei hier, neben den bereits weiter oben erwähnten Arten, vor allem Laichkräuter (*Potamogeton natans*, *P. pusillus*) oder auch das Ährige Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) anzutreffen sind (Meyer 2024).

Tabelle 1. Gefährdete Pflanzenarten in den Bombentrichtern auf Wangerooge nach der Roten Liste für den Bereich Küste (NLWKN 2021, aus Meyer 2024).

RL Status	Wissenschaftlicher Name	Deutscher Artname
2	<i>Lycopodiella inundata</i>	Sumpf-Bärlapp
3	<i>Caltha palustris</i>	Sumpfdotterblume
3	<i>Peplis portula</i>	Sumpfqüendel
3	<i>Ranunculus aquatilis</i>	Gewöhnlicher Hahnenfuß
3	<i>Ranunculus peltatus</i> ssp. <i>baudotii</i>	Baudots Schild-Wasserhahnfuß
3	<i>Stratiotes aloides</i>	Krebssschere
3	<i>Zannichellia palustris</i>	Teichfaden
V	<i>Carex flava</i> agg.	Artengruppe der Gelben Segge
V	<i>Centaurium erythraea</i>	Echtes Tausengüldenkraut
V	<i>Erica tetralix</i>	Glockenheide
V	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Schmalblättriges Wollgras
V	<i>Lotus tenuis</i>	Salz-Hornklee
V	<i>Nymphaea alba</i>	Weißer Seerosen
V	<i>Rhinanthus angustifolius</i>	Großer Klappertopf
V	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	Salz-Teichsimse

Die Ostdünen

Anfang des 20. Jahrhunderts glichen die Ostdünen einer flachen Sandplate. Der hier typische Nordwestwind führte zunehmend zu einer Versandung des Jadedfahrwassers nach Wilhelmshaven. Um dies zu verhindern, wurde der natürliche Dünenaufwuchs als Sandfang künstlich beschleunigt. Wichtig für die Dünenbildung ist unter anderem der Strandhafer. Er hält einerseits mit seinem tief in den Boden reichenden und fein verästelten Wurzelwerk den Sand fest, andererseits fangen die oberirdischen Pflanzenteile den Flugsand. So können Dünen in die Höhe wachsen.

Der aus dem Meer stammende Sand ist mit zermahlenden Muschelschalen vermischt. Dadurch sind junge Dünen sehr kalkhaltig und nährstoffreich. Mit zunehmendem Alter der Düne erhöht sich der Humusanteil und es ändert sich der Bewuchs: Moose, Flechten und erste Büsche siedeln sich an. Im weiteren Verlauf entwickelt sich diese sog. Graudüne zu einer Braundüne.

Mitten in den Ostdünen ist einer der besten Beobachtungsplätze für den Vogelzug (Abb. 2, B5 und 6). Von der Jever-Plattform aus lässt sich der spektakuläre Durchzug von Singvögeln und Gänsen beobachten. Die Ostfriesischen Inseln sind für die über dem offenen Meer ziehenden Arten die erste Rastmöglichkeit und bilden in der Orientierung eine starke Leitlinienfunktion. An guten Zugtagen ziehen mehrere Hundert Wiesenpieper, Rauch – und Mehlschwalben, Finken, Meisen oder Drosseln entlang der Dünenkette. Der breite Strand ist ein großer Hochwasserrastplatz für zahlreiche Limikolen.

Dünenvegetation

Die Dünensukzession ist das Zusammenspiel aus Pflanzenbewuchs, denen sich im Laufe der Zeit ändernden Bodenverhältnissen/Standortbedingungen (u. a. Sandversorgung, Salinität, Entkalkung etc.) und den Nährstoffeinträgen aus der Luft. Generell gilt für die Ostfriesischen Inseln ohne Sand und Pflanzen, gäbe es keine Insel.

Von den Spülsäumen am Strand bis zum ersten durchgehenden Dünengürtel bilden sich die sogenannten Primär- oder Embryonaldünen aus. Diese werden von salttoleranten Arten wie der Binsen-Quecke (*Elymus farctus*), dem Meersenf (*Cakile maritima*) oder der Salzmierie (*Honckenya peploides*) aufgebaut und bilden zusammen das *Agropyretum juncei*. Bei zunehmender Aussüßung und Sandakkumulation werden die Pionierarten zunächst vom Strandroggen (*Leymus arenarius*) und letztendlich vom Strandhafer (*Ammophila arenaria*) abgelöst. Diese beiden Arten sind durch ihre herausragende Fähigkeit durch ein umfangreiches, stockwerkartig aufgebautes Wurzelwerk den angewehten Sand zu fixieren, auch entscheidend für den Höhenzuwachs dieses strandnahen Dünenzuges verantwortlich, der maximal Höhen bis über 20 m erreichen kann (Abb. 2, B5 und 7). Die Lebensbedingungen in der sogenannten Sekundär- oder Weißdüne sind noch sehr rau, so dass in der Vegetation der Weißdünen, dem *Elymo-Ammophiletum arenariae* nur wenige Begleitarten, wie beispielsweise die Acker-Gänsedistel (*Sonchus arvensis*), die Dünen-Nachtkerze (*Oenanthe spec.*) oder die Stranddistel (*Eryngium maritimum*; Abb. 5, A1). Die weitere Entwicklung der Dünenvegetation hängt dann u. a. entscheidend vom Nährstoffeintrag, dem Lokalklima/Exposition und Inklination und vom Entkalkungsgrad des Sandes ab. Die Entwicklung von der Weiß- zur Graudüne ist dabei fließend. Zunächst nimmt die Vegetationsdichte zu, wobei die Fixierung des instabilen Sandes nun nicht mehr in der Höhe erfolgt, sondern oberflächennah, zum Beispiel über ein ausgesprochen dichtes Wurzelwerk oder Rhizome (z. B. *Carex arenaria*). Die weniger rauen Standortbedingungen, die fortschreitende Bodenbildung fördert eine Zunahme der Artenzahl und eine Diversifizierung der Vegetationsgemeinschaften. An Südhängen im Übergang zwischen Weiß- und Graudünen kann sich bereits ein Gehölzgürtel mit Sanddorn (*Hippophaë rhamnoides*), Schwarzem Holunder (*Sambucus nigra*) und Kriechweide (*Salix repens* agg.), das *Salici-Hippophaëtum* ausbilden. Im weiteren Verlauf der Sukzession sinkt der pH-Wert mehr oder weniger stetig von pH 7 auf bis zu pH 4 ab, so dass säureliebende Arten gefördert und der kalkholde Sanddorn aus dem Vegetationsbild verschwindet. An den Südhängen und in flacheren Bereichen stellt sich langfristig das *Violo-Corynephorum* mit Arten wie dem Silbergras (*Corynephorus canescens*), dem Doldigen Habichtskraut (*Hieracium umbellatum*) oder dem Wilden Stiefmütterchen (*Viola tricolor*) bzw. dem Hunds-Veilchen (*V. canina*) sowie ein hoher Flechten- und Moosartenreichtum ein. Schreitet die Anreicherung von organischem Material weiter fort, so findet man auf den Nordhängen das *Hieracio-Empetretum* (früher *Polypodio-Empetretum*) mit Arten wie der Krähenbeere (*Empetrum nigrum*) oder dem Tüpfelfarn (*Polypodium vulgare*) zu finden. Diese Braundünengesellschaft bildet mit den Gesellschaften der Graudünen in der Regel ein lockeres

Mosaik aus (Pott 1995a, Petersen & Pott 2005, Ellenberg & Leuschner 2010, Abb. 2, B5 und 7). Innerhalb dieser beschriebenen Sukzession sind auf Wangerooe mehrere Neophyten in der Lage Dominanzbestände auszubilden. Mit einer über 20 Jahren fast gleichbleibender Verbreitung wäre dies zum einen *Rosa rugosa* (Abb. 12) und mit einem rückläufigen Trend des Kaktusmoos (*Campylopus introflexus*; Prinz 2022).



Abb. 12. Dünenbereich mit Eindringen von Kartoffelrose (*Rosa rugosa*) (Foto: H. Freund, 2009).

Die Salzwiesen

Auf der dem Rückseitenwatt zugewandten Seite beherbergen die Barriereinseln und so auch Wangerooe sowohl eulitorale Bereiche, d. h. im Gezeitenrhythmus überflutete Flächen als auch supralitorale Flächen, die nur noch bei höheren Wasserständen überflutet werden. Da die Exkursion während der Brutsaison stattfindet, ist ein Betreten der eu- und supralitoralen Flächen, also der Pionierzone sowie der eigentlichen Salzwiese nicht erlaubt, so dass nur Beobachtungen vom Rand der Salzwiese einen Eindruck ermöglichen.

Der Übergangsbereich von den Wattflächen in die Salzwiese erstreckt sich von ca. 40 cm unterhalb bis zur Mitteltidehochwasserlinie (MThw). Diese Bereiche sind die Domäne vor allem zweier Arten, die hier über die Bildung mehr oder minder lockerer bzw. dichter Bestände die Anlandung mariner Sedimente fördern und somit ein Aufwachsen der Rückseitenwatten bei ansteigendem Meeresspiegel überhaupt erst ermöglichen. Eine dieser Arten ist der Queller (*Salicornia stricta* = *S. procumbens* subsp. *strictissima*), er bildet hier artenarme, einjährige Pioniergesellschaften, in die wenige andere Arten, wie zum Beispiel die Strandsode (*Suaeda maritima*) eingemischt sind. Die andere Art ist eine im letzten Jahrhundert aus England als Schlickfänger eingeführte, ausdauernde Grasart, nämlich das Englische Schlickgras (*Spartina anglica*), die ähnliche Standorte besiedelt wie der einheimische Queller (Petersen & Pott 2005). Ebenfalls auf Wangerooe vertreten ist auch der Gewöhnliche Queller (*S. ramosissima* = *S. europaea*), der auch noch bis in das Supralitoral vordringen kann.

An die Verlandungs- bzw. Pionierzone schließt sich oberhalb der MThw-Linie das Supralitoral oder die eigentliche Salzwiesen an. Die Vegetationszusammensetzung dieses Landschaftsraums orientiert sich im Wesentlichen an den Faktoren Überflutungshäufigkeit und -dauer, wodurch der Salzgehalt im Boden deutliche Unterschiede aufweisen kann. Da die Salzwiesen vermutlich schon in früheren Zeiten einer zumeist extensiven Nutzung unterworfen waren, spielt auch die Beweidung oder Heunutzung natürlicherweise eine Rolle bei der Zusammensetzung der Salzwiesenvegetation. Wenn die Salzwiesenbereiche nicht durch ein künstliches Grüppensystem drainiert sind, zieht sich ein fein verästeltes Prielsystem durch die Salzwiese und führt so zu einem kleinräumig gegliederten Vegetationsmosaik, dessen Bewuchs, aufgrund eines vorhandenen Mikroreliefs, häufig nur durch wenige Zentimeter oder auch nur Millimeter Höhenunterschied bedingt ist.



Abb. 13. Salzwiese im Westaußengroden von Wangerooge (Foto: M. Heckroth, 2007).

Ungefähr in Höhe der MThw-Linie werden die Pioniergesellschaften von der eigentlichen Salzwiese abgelöst, die nur noch seltener vom Salzwasser erreicht wird. Die Überflutungsfrequenz reicht von ca. 250 Überflutungen im Bereich der Unteren Salzwiese bis unter 100 Überflutungen im Bereich der Oberen Salzwiese (Pott 1995b). Bei extensiver Beweidung wird die Untere Salzwiese vom Andelgras (*Puccinellia maritima*) dominiert, da sie ausgesprochen verbissresistent ist. Bei ausbleibender Nutzung durch Weidevieh stellt sich häufig eine Vegetationsgemeinschaft der Unteren Salzwiese ein, die durch die Portulak-Keilmelde (*Atriplex portulacoides*) geprägt ist. Aufgrund ihres klonalen Wachstum nimmt sie schnell große Flächen ein, die sie monodominant besiedelt. Phasen extensiver Beweidung überdauert diese Art häufig an Prielrändern, wo sie vor dem Verbiss von Weidevieh geschützt wachsen kann. Mit den Überflutungen kommt nicht nur Salzwasser auf die Salzwiesen, sondern in der Vegetationsdecke fängt sich auch mitgeführtes Sediment, hier vor allem kleinere Korngrößen

von Ton, über Schluff bis zum Feinsand. Somit erhöht sich sukzessive die Oberfläche der Salzwiesen, so dass sich auch die Überflutungsfrequenz und somit auch der Salzgehalt im Boden verringert. Durch Regen, der den Boden durchsickert, kommt es zu einer Entsalzung der Flächen, was sich in der Vegetationszusammensetzung widerspiegelt. Im Bereich der Oberen Salzwiese, die bei einer Höhe von ca. 35 cm oberhalb des MThw beginnt, wird der Andelrasen (*Puccinellietum maritimae*) bzw. die Salzmeldengesellschaft (*Halimionetum portulacoidis*) von der Bottenbinsen-Gesellschaft (*Juncetum gerardii*) abgelöst. Diese Bereiche, die von der Bottenbinse (*Juncus gerardii*) dominiert sind, werden ebenfalls extensiv beweidet. Im Sommer zeigt sich auf den Flächen ein besonderes Farbenspiel, wenn dort im Zusammenspiel mit Strand-Wegerich (*Plantago maritima*) und Strand-Aster (*Tripolium pannonicum*) der Strandflieder (*Limonium vulgare*, Abb. 13) blüht. Auf etwas höheren, sandigeren und etwas stickstoffreicheren Flächen findet sich eine weitere Vegetationsgemeinschaft der Oberen Salzwiese, die vor allem durch den silbergrauen Farbaspekt des Strandwermuts (*Artemisia maritima*, Abb. 13) bestimmt wird. Häufig begleitet diese Vegetationsgemeinschaft girlandenartig die höher aufgesandeten Prielrücken des vorhandenen natürlichen Be- und Entwässerungsnetzes einer natürlichen Salzwiese.

Bei nachlassender oder ausbleibender Nutzung der Oberen Salzwiese kommt es häufig zu einer Etablierung ausgedehnter, mehr oder minder monodominanter Queckenbestände, die neben der Gewöhnlichen Quecke (*Elymus repens*) vor allem von der Strand-Quecke (*Elymus athericus* = *E. pycnanthus*, *Agropyron littorale*, *A. pungens* ...) sowie einer Vielzahl von Bastarden eingenommen werden. Den Übergang in den nach Norden anschließenden Dünenbereich nehmen dann recht häufig trockene Rasengemeinschaften (*Ononido-Caricetum distantis*) in, in denen zum Beispiel der Dornige Hauhechel (*Ononis spinosa* agg.) einen schönen Blühaspekt liefert.

Die Ostspitze

Das Ostende der Insel ist für die stark vom Aussterben bedrohte Zwergseeschwalbe und den Sandregenpfeifer ein idealer Brutplatz. Küstenschutzmaßnahmen und touristische Nutzung haben zu einem drastischen Rückgang ihrer Brutplätze geführt. Auf Wangerooge lag der Brutbestand der Zwergseeschwalbe in den fünfziger Jahren bei über 100 Paaren und sank seitdem stetig. Ende der 1980er Jahre waren sie als Brutvögel Wangerooges verschwunden. Erst ab 1997 trat die Zwergseeschwalbe mit wenigen Paaren wieder als Brutvogel auf. Um brütende, rastende und nahrungssuchende Vögel nicht zu stören, wird der Bereich alljährlich eingezäunt. Von der Ostspitze blickt man direkt auf Minsener Oog.

3. Die Vogelwelt

Mit 4.500 km² Wattfläche sowie den angrenzenden Salzwiesen und einigen eingedeichten Gebieten ist das Wattenmeer entlang der Nordseeküste Dänemarks (ab Esbjerg), Deutschlands und der Niederlande (bis Den Helder) das größte zusammenhängende Watt und eines der bedeutendsten Feuchtgebiete der Erde. Es liegt als Knotenpunkt auf dem ostatlantischen Zugweg der Wasser- und Watvögel. Etwa 10 bis 12 Millionen Wasser- und Watvögel (Gänse, Enten und vor allem Limikolen wie Regenpfeifer, Strandläufer, Wasserläufer und Schnepfen) suchen alljährlich das Wattenmeer als Nahrungs-, Mauser- und Rastgebiet auf.

Grundlage für diese großen Vogelvorkommen ist einerseits das Watt mit seinem reichhaltigen Nahrungsangebot an Muscheln, Würmern, Schnecken und Krebsen, andererseits sind es die angrenzenden (Salz-) Wiesenflächen als Weidegründe für Gänse und Enten.

Weiterhin sind ausreichend große und ungestörte Rastflächen in der Nähe der Nahrungsgebiete von immenser Bedeutung. Diese Flächen werden von den Vögeln während der Hochwasserzeiten aufgesucht, wenn das Watt vom Meer überflutet ist und somit den meisten Vogelarten über einen Zeitraum von zwei bis drei Stunden für die Nahrungssuche nicht zur Verfügung steht.

Im Frühjahr fressen sich die weiter nach Norden ziehenden Vögel im Wattenmeer die nötigen Fettreserven für den Weg in ihre Brutgebiete an. Auf dem Weg vom Winterquartier in die Brutgebiete legen viele Vögel mehrere tausend Kilometer zurück. Wanderungen dieser Art sind nur zu bewerkstelligen, wenn in gewissen Abständen ergiebige Nahrungsgründe und ungestörte Rastmöglichkeiten zur Verfügung stehen. Die ungestörte Nahrungsaufnahme und Anlagerung von Fettreserven ist nicht nur für den Weiterzug, sondern auch für den Bruterfolg, die Mauser und das Überleben im Winterhalbjahr von entscheidender Bedeutung. Im Herbst nutzen die Tiere nach dem anstrengenden Brutgeschäft wiederum den reich gedeckten Tisch des Wattenmeeres, um sich für den oft viele tausend Kilometer langen Weg in die Winterquartiere zu stärken.

Auf Wangerooge werden jährlich über 200 verschiedene Vogelarten beobachtet. Die häufigsten Arten sind Knutts, Alpenstrandläufer, Goldregenpfeifer, Austernfischer (Abb. 14), Brachvögel, Weißwangengänse, Eiderenten, Pfuhlschnepfen und Ringelgänse. Die Bestände von Enten/Gänse, Limikolen und Möwen/Seeschwalben werden bei den 14-tägigen Wasser- und Watvogelzählungen erfasst und u. a. auch nach jahreszeitlichem Auftreten ausgewertet.

Die Inseln und Küsten des Wattenmeeres sind Brutgebiet für ca. 110 Vogelarten. Auf Wangerooge brüten jedes Jahr ca. 70 Arten, darunter auch viele Singvögel. Auch vom Aussterben bedrohte Arten, wie Rohr- und Kornweihe, Kiebitz, Uferschnepfe, Rotschenkel und Seeschwalben finden hier geeignete Brutmöglichkeiten.



Abb. 14. Austernfischer Altvogel (rechts) mit flüggem Jungvogel (Foto: M. Feldhoff, 2016).

4. Naturschutz und Umweltbildung auf Wangerooge

Die Anfänge des Naturschutzes auf Wangerooge reichen bis zur vorigen Jahrhundertwende zurück. Seit 1935 werden die Schutzgebiete auf der Insel vom Mellumrat betreut. Seit 1936 steht im Westen der Insel die erste Station des Vereins (Abb. 2, A3). Sie wurde 2016 durch eine neue, größere ergänzt. Eine weitere Station des Mellumrates liegt im Osten der Insel (Abb. 2, B4). In den Stationen wohnen und arbeiten ein oder zwei Naturschutzwartinnen oder Naturschutzwarte – naturkundlich interessierte Menschen, die sich freiwillig und ehrenamtlich dem Naturschutz widmen.

Das Land Niedersachsen unterhält mit dem Nationalpark-Haus „Rosenhaus“ auf der Insel eine Informations- und Bildungseinrichtung, die von der Gemeinde Wangerooge, dem NABU und vom Mellumrat e.V. betrieben wird. Jährlich kommen mehr als 35.000 Besucher, für die über 1.300 Veranstaltungen pro Jahr durchgeführt werden. Das reichhaltige Veranstaltungsangebot enthält unter anderem Inselführungen, Wattwanderungen, Ausstellungen, Demonstrationen an Modellen und Vorträge.

Literatur

- Barckhausen, J. (1969): Entstehung und Entwicklung der Insel Langeoog – Beiträge zur Quartärgeologie und Paläogeographie eines ostfriesischen Küstenabschnitts. – Oldenburger Jahrb. 69: 239–281.
- Ellenberg, H. & Leuschner, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen: in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – Ulmer, Stuttgart: 1357 pp.
- Dawson, F.H.H. & Warman, E. (1987): *Crassula helmsii* (T. Kirk) cockayne: Is it an aggressive alien aquatic plant in Britain? – Biol. Conserv. 42: 247–272.
- Dean, C., Day, J., Gozlan, R.E., Green, I., Yates, B. & Diaz, A. (2013): Estimating the minimum salinity level for the control of New Zealand Pygmyweed *Crassula helmsii* in brackish water habitats. – Conserv. Evid. 10: 89–92.
- Denys, L., Packet, J., Jambon, W. & Scheers, K. (2014): Dispersal of the non-native invasive species *Crassula helmsii* (Crassulaceae) may involve seeds and endozoochorous transport by birds. – New J. Bot. 4:104–106.
- D'hondt, B., Denys, L., Jambon, W., De Wilde, R., Adriaens, T., Packet, J. & van Valkenburg, J. (2016): Reproduction of *Crassula helmsii* by seed in Western Europe. – Aquatic Invasion 11: 125–130.
- Dierschke, J., Lottmann, R. & Potel, P. (2008): Vögel beobachten im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. – Verlag der Heinrichshofen-Bücher, Wilhelmshaven: 119 pp.
- Großkopf, G. (1989): Die Vogelwelt von Wangerooge. – Holzberg Verlag, Oldenburg.
- Hahn, D. (2006): Neophyten der Ostfriesischen Inseln. Auflage 1. – Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven.
- Hanisch, J. (1980): Neue Meeresspiegeldaten aus dem Raum Wangerooge. – Eiszeitalter und Gegenwart 30: 221–228
- Hecker, N. (2019): Schutzmaßnahmen für Eisteiche und Kleingewässer auf Wangerooge. – Natur und Umweltschutz 18: 29–30.
- Homeier, H. (1973): Die morphologische Entwicklung im Bereich der Harle und ihre Auswirkungen auf das Westende von Wangerooge. – Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz, XXIV: 15–44.
- Jürgens, H.-J. (1977): Wangerooge – Zeugnisse aus alter Zeit. – 112 pp.
- Lüders, K. (1977): „Wangerooch hett'n hooge toren,“. – Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz, XXVIII:11–38.
- Menke, W. (2022): Die Stranddistel (*Eryngium maritimum* L.) – das Vorkommen bei Schillig. – Natur- und Umweltschutz 21(1): 37–29.
- Meyer, L. (2024): Untersuchungen an Kleingewässern auf Wangerooge zur Überprüfung potenzieller Ansiedlungsmöglichkeiten des invasiven Neophyten *Crassula helmsii*. – Unveröffentlichte Bachelorarbeit Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Chemie und Biologie des Meeres, AG Geoökologie.

- Moning, C. & Weiß, F. (2007): Vögel beobachten in Norddeutschland. – KOSMOS Verlag: Stuttgart: 384 pp.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2021): Arten-referenzliste der Gefäßpflanzen (*Tracheophyta*) für Niedersachsen und Bremen, Stand 19.01.2021.
- Petersen, J. & Pott, R. (2005): Ostfriesische Inseln: Landschaft und Vegetation im Wandel, Band 1. – Schlütersche, 160 pp.
- Pott, R. (1995a): Farbatlas Nordseeküste und Nordseeinseln: ausgewählte Beispiele aus der südlichen Nordsee in geobotanischer Sicht. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 288 pp.
- Pott, R. (1995b): Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. 2. Aufl. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 622 pp.
- Prinz, M. (2022): Invasive und potenziell invasive Neophyten der Ostfriesischen Inseln und der angrenzenden Gebiete. – Dissertation, Universität Oldenburg.
- Prinz, M. & Freund, H. (2018): Ein invasiver Exot auf dem Vormarsch!? Nadelkrautfund auf Wangerooge. – Natur- und Umweltschutz 17: 20–21.
- Prinz, M., Peppler-Lisbach, C., Weidhüner, A. & Freund, H. (2019): *Crassula helmsii* (T. Kirk) Cockayne — Habitat requirements, distribution and vegetation community composition of an alien invasive species on Norderney. – Tuexenia 39: 267–286.
- Reiff, B. (2019): Die Neophyten der ostfriesischen Insel Wangerooge: Ein Vergleich der Jahre 2006 und 2018. – Unveröffentlichte Bachelorarbeit der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Chemie und Biologie des Meeres, Arbeitsgruppe Geoökologie.
- Sindowski, K.-H. (1969): Geologische Entwicklung von Ostfriesland. – 516 pp.
- Streif, H. (1994): Das Ostfriesische Küstengebiet – Nordsee, Inseln, Watten und Marschen. – Sammlung Geologischer Führer 57, 2. Aufl. – Borntraeger, Stuttgart: 376 pp.
- Südbeck, P., Bairlein, F. & R. Lottmann (Hrsg.) (2018): Zugvögel im Wattenmeer. Faszination und Verantwortung. – Brune-Mettcker, Wilhelmshaven.
- van der Loop, J.M.M., de Hoop L., van Kleef, H.H. & Leuven, R.S.E.W. (2018): Effectiveness of eradication measures for the invasive Australian swamp stonecrop *Crassula helmsii*. – Manag. Biol. Invasions 9: 343–355.
- van der Loop, J.M.M., Beringen, R., Leuven, R.S.E.W., van Valkenburg, J.L.C.H., van Kleef, H.H., Verhofstad, M. & Odé, B. (2020): Risk assessment of Australian swamp stonecrop (*Crassula helmsii*) in Europe. – Floron Report 2015.020: 98 pp.
- Zenner, J. (2023): Die Entwicklung der Kleingewässer in den Tertiärdünen der Ostfriesischen Insel Wangerooge im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. – Ein Vergleich über 20 Jahre unter besonderer Berücksichtigung der Flora und Fauna. – Unveröffentlichte Masterarbeit der Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltschutz, AG Landschaftsökologie.

Nachexkursion

Oligotrophe Gewässer und Hudelandschaften im Emstal und angrenzenden Gebieten

Rainer Buchwald¹*, Cord Pepler-Lisbach² & Tobias Böckermann³

¹Schramperweg 84, 26129 Oldenburg;

²Arbeitsgruppe Vegetationsökologie und Naturschutz, Institut für Biologie und
Umweltwissenschaften, Fak. V., Carl von Ossietzky Universität Oldenburg,
Ammerländer Heerstr. 114-118, 26129 Oldenburg;

³Zuschläge 5a, 49716 Meppen

*Korrespondierender Autor, E-Mail: rainer.buchwald@uol.de

Zusammenfassung

Der **Ahlder Pool** im südlichen Emsland gilt als einer der wenigen verbliebenen Heideweier Nordwest-Deutschlands. Bis vor etwa zwei Jahrzehnten war das Gewässer noch weitgehend intakt mit reichen Beständen der Kennarten *Lobelia dortmanna* (Wasser-Lobelie) und *Littorella uniflora* (Strandling), auch wenn der ursprünglich oligotrophe Charakter aufgrund von Immissionen aus Verkehr und Landwirtschaft mittlerweile in einen mesotrophen Zustand übergegangen war.

In den vergangenen acht Jahren hat das Naturschutzgebiet eine dramatische Veränderung erleben müssen. Der pH-Wert des Bodens und des Oberflächenwassers ist deutlich abgefallen in den mäßig bis stark sauren Bereich hinein mit der Folge, dass teils deutliche Veränderungen in den Konzentrationen relevanter Ionen festgestellt wurden. Diese hydro- und bodenchemischen Veränderungen sind wahrscheinlich auf anthropogene Grundwasserabsenkungen in der Umgebung und die starken Niederschlagsdefizite in den Jahren 2018 bis 2020 zurückzuführen. Infolgedessen ist die Population der Wasser-Lobelie seit 2016 erloschen und diejenige des Strandlings stark zurückgegangen zugunsten einer starken Ausbreitung u. a. von Sumpf-Straußgras (*Agrostis canina*), Wassernabel (*Hydrocotyle vulgaris*), Zwiebelbinse (*Juncus bulbosus*) und Vielstengelliger Sumpfbirse (*Eleocharis multicaulis*).

Inwieweit die in den Jahren 2019 und 2020 erfolgten Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen (v. a. Fortführung der Kalkung, weitgehende Abschiebung des Oberbodens, Einrichtung einer Überlauf-Einrichtung) erfolgreich sind, wird sich in den kommenden Jahren endgültig herausstellen. In jedem Fall ist eine umfassende Sichtung und Bewertung von bestehenden und ggf. die Erhebung von zusätzlichen Daten zum Grundwasser (Hydrochemie, Fließrichtung, Lage der Aquifere) und dessen Auswirkungen auf den Ahlder Pool für dringend geboten, um den Heideweier mit den besonders wertvollen Beständen von *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* und *Cladium mariscus* in einen günstigeren Zustand zurück zu versetzen und langfristig zu sichern.

Das NSG **Borkener Paradies** bei Meppen stellt ein herausragendes Beispiel einer historischen Hudelandschaft dar, wie sie in vorindustrieller Zeit weite Teile des Emstales geprägt hat. Das auf einer heute abgetrennten Emsschleife gelegene Gebiet weist unterschiedliche durch die Hudewirtschaft entstandene Vegetationstypen auf, neben mehr oder weniger stark aufgelichteten Hartholzauenwäldern (*Quercus-Ulmetum*) vor allem Mager- und Weiderasen wie Silbergrasrasen (*Spergulo-Corynephorum*), geschlossene Sandmagerrasen (*Diantho-Armerietum*) und artenreiche Weidelgrasweiden (*Lolio-Cynosuretum*). Außerdem finden sich in den Übergängen zwischen Wald und Offenland Gebüsche und Saumgesellschaften. Das Gebiet wird rezent beweidet und weist zahlreiche gefährdete Arten und Vegetationstypen auf.

Das NSG **Versener Heidesee** bei Meppen im Landkreis Emsland wurde zwischen 2000 und 2020 intensiv auf seine Flora und Vegetation untersucht. Es handelt sich um ein nährstoffarmes Sandabbau-gewässer von bundesweiter und europäischer Bedeutung, bedingt durch das Vorkommen von insgesamt 30 gefährdeten Taxa der Farn- und Blütenpflanzen sowie der Armelechteralgen (*Characeae*) (v. a. Arten der *Littorelletea* und der *Charetea*). Hier sind in erster Linie die gesicherten, teils (sehr) großen Populationen von (u. a.) *Baldellia ranunculoides*, *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora*, *Cicendia filiformis* und fünf sehr seltenen Armelechteralgen-Arten zu nennen. Für ausgewählte seltene Arten werden Gefährdungsgrad, aktuelle Häufigkeit, Bestandsentwicklung sowie ihre Vergesellschaftung im Untersuchungsgebiet vorgestellt. Ergänzend werden hydrochemische Daten präsentiert. Abschließend werden bestehende Belastungen und Gefährdungen sowie erforderliche Schutz- und Managementmaßnahmen diskutiert.

1. Grundlagen

1.1 Naturräumliche Lage

Die Exkursionsgebiete der Nachexkursion befinden sich zwischen Salzbergen und Haren im Emstal und angrenzenden Gebieten, in den Landkreisen Grafschaft Bentheim und Emsland (Abb. 1). Das erste, am weitesten südlich gelegene Exkursionsziel (Ahlder Pool) liegt im Nordhorn-Bentheimer Sandgebiet und ist wie das Emstal, in dem das zweite Exkursionsziel (Borkener Paradies) liegt, Teil der naturräumlichen Region Ems-Hunte-Geest und Dümmer Geestniederung (Meisel 1959, von Drachenfels 2010). Der unweit vom Borkener Paradies gelegene Versener Heidesee ist jedoch bereits Bestandteil des westlich anschließenden und in die Niederlande reichenden Bourtanger Moores (Hunte-Leda-Moorniederung, Region Ostfriesisch-Oldenburgische Geest). Nähere Informationen zu Geologie und Böden sind in den jeweiligen Gebietsbeschreibungen zu finden.

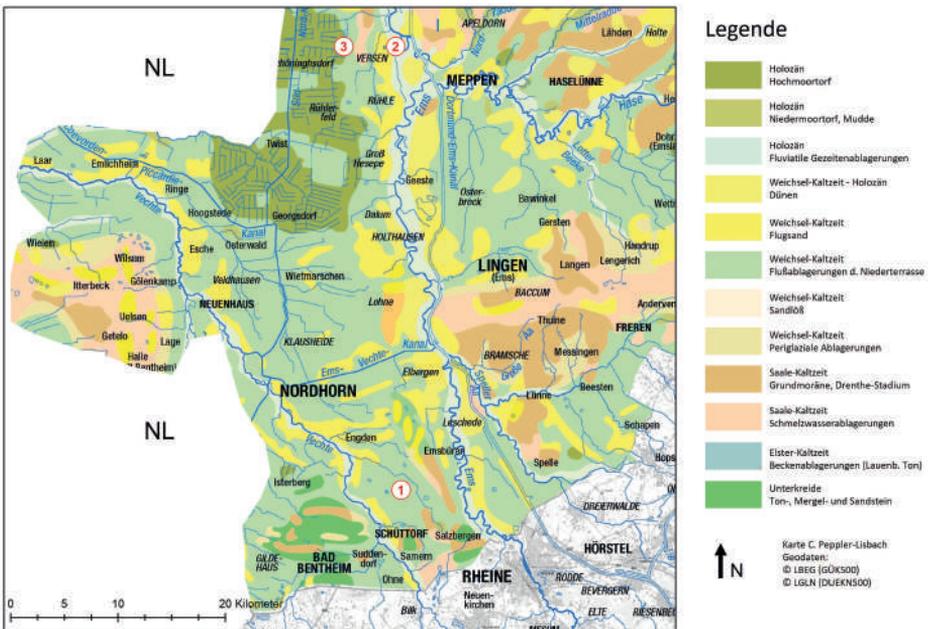


Abb. 1. Nachexkursion (Emsland): Geologische Übersichtskarte mit Lage der Exkursionsziele: 1 Ahlder Pool 2 Borkener Paradies 3 Versener Heidesee.

1.2 Klima

Das Klima des Exkursionsgebietes ist ozeanisch geprägt mit milden Wintern (Januarmittel Meppen: 2,7 °C, Lingen 2,9 °C) und mäßig warmen Sommern (Julimittel Meppen 18,3 °C, Lingen 18,6 °C) bei einer Jahresmitteltemperatur von 10,1 °C (Meppen) bzw. 10,3 °C (Lingen). Die Niederschlagsmengen betragen 775 mm (Meppen) bzw. 771 mm (Lingen, Referenzzeitraum 1991–2020, DWD 2023).

2. Die Exkursionsziele

2.1 Exkursionsziel Ahlder Pool

Einleitung

Oligotrophe Stillgewässer gehören aufgrund von Flächen- und Qualitätsverlusten zu den besonders gefährdeten Biotoptypen Deutschlands und Niedersachsens. Die größte Gefährdung geht von einem direkten Flächenverlust (Überbauung, landwirtschaftliche Nutzung) oder von einer Degradierung durch intensive Freizeitnutzung, Entwässerung, Eutrophierung oder Versauerung aus (von Drachenfels 2012). Infolge von Verlust und Degradierung verringern sich die Zahl und Größe der Populationen ihrer kennzeichnenden Tier- und Pflanzenarten. Verschiedene typische Pflanzenarten oligotropher Gewässer sind deshalb in Anhang II der europäischen FFH-Richtlinie aufgeführt, zum Beispiel *Aldrovanda vesiculosa*, *Luronium natans* oder *Myosotis rehsteineri*. Diese und weitere werden darüber hinaus teilweise auch in den Roten Listen von Deutschland und/oder Niedersachsen/Bremen oder anderen Bundesländern gelistet (Garve 2004, Metzging et al. 2018).



Abb. 2. Wasser-Lobelie (*Lobelia dort-manna*) mit traubigem Blütenstand, der in Mitteleuropa über der Wasseroberfläche herausragt und maximal 40–50 cm Länge erreicht. Die Rosettenblätter sind ganzrandig, länglich bis lineal und an der Spitze löffelartig gebogen mit einer maximalen Länge von etwa 8 cm (Foto: M. Willen).



Abb. 3. Strandling (*Littorella uniflora*). Die Art gehört zur Familie der Wegerichgewächse und ist wie die Wasser-Lobelia ein typischer Amphiphyt mit geringen Wuchshöhen von 3 bis 12 cm. Die Laubblätter stehen in einer Rosette und sind verschiedenartig in einer Land- und einer Wasserform ausgebildet, erkennbar an der linealischen, fast grasartigen Form mit ausgeprägter Spitze. Die Art breitet sich meist über Ausläufer aus und bildet ggf. dichte Rasen; weniger häufig findet eine generative Ausbreitung über die einhäusigen, getrenntgeschlechtlichen Blüten (monözisch, diklin) (Foto: M. Willen).

Zu diesen Kennarten oligotropher Stillgewässer gehören u. a. die im Folgenden behandelten Arten Wasser-Lobelia (*Lobelia dortmanna*) und Strandling (*Littorella uniflora*). Die Wasser-Lobelia (Abb. 2) ist in der Roten Liste Deutschlands (Metzing et al. 2018) und Niedersachsens (Garve 2004) als „vom Aussterben bedroht“ (Kategorie 1) eingestuft. Der Strandling (Abb. 3) wird in beiden Listen als „stark gefährdet“ (Kategorie 2) geführt. Nach Welk (2002) hat Deutschland für diese Art, im Vergleich zu seinem weltweiten Vorkommen, eine mittlere Verantwortung. Beide genannten Arten sind an oligo(bis meso-)trophe, Stillgewässer mit sandigem (anteilig auch torfigem oder kiesigem) Substrat gebunden.

In Anhang I der FFH-Richtlinie ist die oligotrophente Strandlingsvegetation als LRT 3110 „Sehr nährstoff- und basenarme Stillgewässer mit Strandlings-Gesellschaften“ (pflanzensoziologische Klasse: *Littorelletea uniflorae*) geführt. Im FFH-Gebiet „3609-302 Ahlder Pool“ ist darüber hinaus kleinflächig der LRT 7210 „Sümpfe und Röhrichte mit Schneide“ (*Cladium mariscus*) vertreten. Nach dem Kartierschlüssel für Biototypen Niedersachsens (von Drachenfels 2020) kann die kennzeichnende Vegetation des Ahlder Pools den Biototypen „Sonstiges nährstoffarmes Stillgewässer natürlicher Entstehung“ (SON), „Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit flutender Strandlingsvegetation“ (VOL) sowie kleinflächig „Verlandungsbereich nährstoffarmer Stillgewässer mit Schneide“ (VOC) zugeordnet werden.

Es gibt in Niedersachsen aktuell zwei autochthone Standorte der Wasser-Lobelia; dabei handelt es sich um den Wollingster See im Landkreis Cuxhaven und den Trauener Saal im Heidekreis (Soltau-Fallingb.ostel). Zwei weitere Populationen sind in den vergangenen Jahren durch (Wieder-)Ansiedlung entstanden: im Versener Heidesee (Landkreis Emsland) und im Silbersee (Landkreis Cuxhaven). Im Versener Heidesee wurden Individuen ausgebracht, die aus Saatgut der unweit gelegenen niederländischen Gewässerkette Bergvennen gewonnen worden sind. Die adulten Lobelien für den Silbersee stammen aus dem ebenfalls nahe gelegenen Wollingster See (Landkreis Cuxhaven). Außerhalb von Niedersachsen gibt es in

Norddeutschland ein Vorkommen der Wasser-Lobelia in Bremen und eines in Schleswig-Holstein. Im Ahlder Pool wird die Wasser-Lobelia seit acht Jahren (2016–2023) nicht mehr dauerhaft nachgewiesen (s. u.).

Der Strandling weist laut Garve (2007) über 30 Vorkommen in Niedersachsen auf. Die aktuelle Zahl ist nicht bekannt; einerseits verliert die Art das eine oder andere Primärgewässer (bspw. Schwarzes Meer im Landkreis Wittmund) als Lebensraum, andererseits siedelt sie sich gelegentlich auch in Sekundärgewässern wie Sand- oder Kiesgruben an. Im Ahlder Pool hat sich der Bestand der Population in den vergangenen Jahren erheblich reduziert.

Die Gefährdungsursachen für diese beiden Kennarten nährstoffarmer Stillgewässer sind weitgehend bekannt, im Einzelnen jedoch noch nicht endgültig geklärt. Eutrophierung, Versauerung, Feinsedimentation und Wassertrübung spielen mit Sicherheit eine Rolle, wobei die Wasser-Lobelia auf diese Faktoren stärker negativ reagiert als der Strandling. Neben einer Verschlechterung der Keimungs- und Etablierungsbedingungen wird hierdurch auch die Konkurrenz durch Gefäßpflanzen wie Schilf (*Phragmites australis*), Gewöhnliche und Vielstängelige Sumpfbirse (*Eleocharis palustris*, *E. multicaulis*) und Knollen-Birse (*Juncus bulbosus*) sowie durch (meist flutende) Torfmoose (*Sphagnum cuspidatum* u. a.) und Faden-Grünalgen erhöht (Vahle 1990, Arts & Buskens 1998). Folglich sind an den meisten Wuchsorten der Wasser-Lobelia und des Strandlings Pflegemaßnahmen nötig, um – mit Hilfe gelegentlicher Störungen - die ursprünglichen Konkurrenzverhältnisse wiederherzustellen und die Diasporenbank zu aktivieren. So beschreibt Vahle (1990), dass alle seinerzeit bestehenden Lobelien-Heideweiher Deutschlands und Hollands in den vorangegangenen Jahrzehnten abgeschoben wurden und heute offenbar nur noch mithilfe gelegentlicher Abschiebung des Oberbodens bestehen können (vgl. auch Vahle 2019). Im Gegensatz dazu sind solche Pionierstandorte in früheren Jahrhunderten immer wieder neu entstanden und/oder durch menschliche Nutzung (u. a. Beweidung, Waschen von Schafen, Reinigen von Hanf, gezieltes Ablassen des Wassers oder zwischenzeitliche Ackernutzung) offen gehalten worden mit einem regelmäßigen Wechsel von Verlandung und Entschlammung (Runge 1991). Für diese kleinräumigen Nutzungen und Nutzungswechsel gibt es in unserer heutigen intensiv genutzten Kulturlandschaft leider keinen Raum mehr.

Entstehung und frühere Nutzung des Ahlder Pool

Der Ahlder Pool liegt im Bereich der Wasserscheide zwischen den Fließgewässern Ems und Vechte, ca. 3,5 km nordöstlich von Schüttorf und in unmittelbarer Nähe des Autobahnkreuzes A 30 – A 31 (Buchwald et al. 2022).

Es handelt sich um einen sogenannten Heideweiher, der vermutlich bereits während der Saale-Eiszeit entstanden ist. Von Nordbelgien über die Niederlande und Nordwestdeutschland bis Dänemark und Polen waren Heideweiher einst weit verbreitet, wobei es im Emsland sowie in der Grafschaft Bentheim besonders viele Ausprägungen gab. Die meisten dieser in der Regel flachen Stillgewässer entwickelten sich durch Windausblasungen. Auch am Ahlder Pool hat eiszeitlicher Sturm die sandigen und feinen Sedimente bis zu den wasserundurchlässigen, stauenden Bodenschichten verweht, so dass der Ahlder Pool als flache Mulde zurückblieb.

Im gesamten nordwestdeutschen Raum sind in der postglazialen Zeit auf natürlichem Wege zahlreiche Heideweiher durch langsame Verlandungen und Gehölzaufwuchs wieder verschwunden. Dass einige Gewässer diesen natürlichen Prozess überstehen konnten, hat vermutlich mit der historischen landwirtschaftlichen Nutzung zu tun. Schafe und Rinder fraßen die Gehölze, offene Heideflächen entstanden, und alte Weiher waren wieder dem Wind

und der Sonne ausgesetzt, so dass sich die spezifischen, dem Standort angepassten Pflanzen wie z. B. Wasser-Lobelia und Strandling erneut ausbreiten konnten (Buchwald et al. 2022).

Vor 150 Jahren gab es im Emsland ca. 300 solcher Heideweiher oder Flachwasserseen. Vor allem durch die Aufgabe der Heidewirtschaft und die spätere Entwässerung und Kultivierung der Flächen sind jedoch fast alle diese Weiher in den letzten Jahrzehnten vernichtet worden.

In der Gemeinde Emsbüren im Landkreis Emsland befinden sich zwei Relikte dieser früher die Landschaft so prägenden Gewässer. Das „Berger Keienvenn“ und der „Ahlder Pool“ sind seit den 1930er bzw. 1960er Jahren als Naturschutzgebiete ausgewiesen und gehören als FFH-Gebiete auch zum europaweiten Netz Natura 2000.

Die botanischen Besonderheiten des Ahlder Pools wurden bereits 1934 durch Vegetationskundler belegt und beschrieben. In seiner naturwissenschaftlichen Abhandlung aus dem Jahr 1957 (Naturwissenschaftlicher Verein Osnabrück e. V.) stellte Carl Althage die überregionale Bedeutung des Heideweihers heraus und beschrieb die Entwicklung des Gebiets (Althage 1957).

So war der Süden des Ahlder Pools bis in die 1960er Jahre umgeben von einem natürlichen Bruchwald. Die eigentliche Wasser- und Sumpffläche hatte eine Ausdehnung von ca. 6 ha. Die nördlich angrenzende Niederung bestand weiträumig aus Glockenheide-Beständen; sie wurde jedoch bereits in den 50er Jahren kultiviert und als Acker- oder Grünland genutzt.

Der mineralische Untergrund des Gewässers bestand ursprünglich aus reinem Sand. Allerdings waren bereits in den 1950er Jahren erste Verlandungstendenzen zu erkennen und die Tendenz zu einer verstärkten Torfmoos-Ausbreitung und damit einhergehend Vermoorung (Westseite) dokumentiert worden. Die starken Wasserstandsschwankungen im Ahlder Pool führten jedoch immer wieder zu einer Reduzierung der Torfmoos-Decken, so dass sich die typischen Pflanzengesellschaften mit Wasser-Lobelia und Strandling als Charakterarten gut erhalten und zeitweise sogar ausbreiten konnten.

Neben der zunehmenden Torfmoos-Ausbreitung und der stetigen Versauerung des Gewässers nahm auch der Eintrag von Nährstoffen aus Verkehr und Landwirtschaft zu. Eine zunehmende Stickstoffbelastung förderte wiederum die Tendenz zur Versauerung.

Der Landkreis Emsland hat bereits in den 1990er Jahren rund um den Ahlder Pool landwirtschaftliche Flächen aufgekauft und einen Pufferbereich um das Gewässer eingerichtet (Abb. 4). Auf diesen Flächen findet seit über 20 Jahren eine extensive Beweidung mit Schafen oder Rindern statt.



Abb. 4. Zustand des Ahlder Pool im Mai 2011 (links) und im Juni 2012 (rechts) (Fotos: M. Willen).

Bisherige und aktuelle Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen

1960–1980

Der Ahlder Pool wurde bereits 1963 durch den Regierungsbezirk Osnabrück unter Naturschutz gestellt. Im gleichen Jahrzehnt wurden auch die ersten umfangreichen Pflegemaßnahmen in Auftrag gegeben. Unterlagen aus dem Jahr 1964 belegen, dass der Ahlder Pool zu dieser Zeit in den Sommermonaten vollständig trocken fiel und von einer ca. 5 cm dicken Torfmooschicht überzogen war. Schon damals wurde deutlich, dass Torfmoose das Wachstum und die Ausbreitung der oligotraphenten Vegetation negativ beeinflusst oder sogar verhindert. Im Jahr 1968 ist daraufhin auf ca. 3/5 der Teichfläche der Oberboden mit einer Planierraupe abgeschoben und das Bodenmaterial an den Rändern abgeladen worden. Bereiche, auf denen die meisten Individuen der Wasser-Lobelie und des Strandlings festgestellt worden waren, sind von der Maßnahme ausgespart worden (Buchwald et al. 2022).

Durch Freilegung des Weihers bis auf den mineralischen Grund konnten vor allem die Lobelien profitieren. In den folgenden Jahren konnte sich die Art von unter 100 auf über 10.000 Individuen vermehren und ausbreiten.

Einige Jahre später ist in einer weiteren Pflegemaßnahme das organische Material aus dem Naturschutzgebiet abefahren worden. Zeitgleich wurde im Jahr 1978 eine Verwallung im westlichen Uferbereich errichtet, um Nährstoffeinträge aus den landwirtschaftlichen Flächen im Nahbereich des Ahlder Pools zu verhindern.

1980–2000

Ende der 1980er Jahre war wieder ein deutlicher Rückgang der Charakterarten im Gebiet festgestellt worden. Die Ausbreitung des Spieß-Torfmooses (*Sphagnum cuspidatum*) und der Knotenbinse (*Juncus bulbosus*) war nahezu flächendeckend und verdrängte die Bestände von *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora* und *Eleocharis multicaulis* (Vielstängelige Sumpfbirse) vollständig. Flutende Binse (*Isolepis fluitans*) und Sumpf-Johanniskraut (*Hypericum elodes*) waren zu dieser Zeit bereits ganz verschwunden (das Sumpf-Johanniskraut ist jedoch in Randbereichen aktuell wieder gut etabliert).

Daraufhin sind im Jahr 1989 weitere Pflegemaßnahmen durchgeführt worden. Zur Schonung der Restbestände sind die Arbeiten zu diesem Zeitpunkt ohne Maschineneinsatz erfolgt. Mit großen Harken-ähnlichen Geräten wurden die Torfmoose und die restliche organische Auflage aus dem abgetrockneten Weiher entfernt und der mineralische Boden freigelegt.

1994/95 wurden durch den Landkreis Emsland im Rahmen der Flurbereinigung zum Autobahn-Neubau ca. 30 ha landwirtschaftliche Fläche als Pufferzone um das Naturschutzgebiet herum gekauft. Die Flächen werden seitdem als extensive Mähweiden genutzt. Weiterhin ist auf einer Fläche von 2,25 ha erneut die organische Auflage – diesmal maschinell mit einer Raupe – entfernt worden; ausgenommen waren die *Cladium mariscus*-Bestände (Schneide). Weiterhin ist auf der Westseite des Gewässers der vorhandene Gehölzbestand entfernt worden.

Die Erfolgskontrolle im Jahr 1996 ergab, dass sich die Wasser-Lobelie vor allem in denjenigen Bereichen wieder ausbreitete, die bis auf den reinen Sand abgeschoben worden waren. Die Randbereiche im Westen des Gewässers waren noch relativ stark mit organischem Material gemischt. Dort fehlte die Lobelie fast vollständig, während der Rundblättrige Sonnentau (*Drosera rotundifolia*) hohe Individuenzahlen erreichte. Der südliche Abschnitt

des Gewässers wies zu dieser Zeit noch eine 5–10 cm mächtige Torfmooschicht auf; es konnten keine Exemplare der Lobelien oder des Strandlings nachgewiesen werden. Im August 1996 wurden die Pflegearbeiten daher fortgeführt, indem ca. 1 ha von Hand abgeplaggt wurde. Der Torf wurde zunächst an den Randbereichen gelagert und im Oktober auf das angrenzende Grünland verteilt. In diesem Jahr wurden 40.000 Lobelien im Ahlder Pool gezählt.

In den Jahren 1997 und 1999 ist die Vegetationsdecke auf weiteren Teilflächen (ca. 6.000 m²) mit einer Moorraupe abgeschoben und der Mineralboden freigelegt worden.

2000–2020

Zählungen im Jahr 2001 ergaben, dass die Lobelien auf den abgeschobenen Bereichen sehr gut keimen konnten und diese Abschnitte sehr hohe Individuenzahlen aufwiesen. Sobald die Torfmoosdecke sich jedoch wieder ausbreitete, ging der Bestand zurück. Lobelien ließen sich nur noch dort finden, wo die flutende Torfmoos-Decke zumindest lückig war oder kleine Sandrücken aus der Wasserfläche herausragten. Schon damals wurde vermutet, dass der Ahlder Pool noch einen sehr großen Samenspeicher von *Lobelia dortmanna* aufweist, die Pflanzen aber von Torfmoosen verdrängt werden und aufgrund von Lichtmangel und niedrigem pH-Wert nicht hinreichend konkurrenzstark sind.

Für die folgenden Jahre war die Abschiebung weiterer Teilflächen geplant. Das Vorhaben konnte jedoch nicht umgesetzt werden, da der Wasserstand im Gebiet in allen Jahren so hoch war, dass kein Maschineneinsatz möglich war. In den Wintermonaten 2003/04 und 2004/05 wurde die Einebnung des umliegenden Aushubs in Auftrag gegeben. Weiterhin sind Gehölz-Aufwüchse in unmittelbarer Umgebung des Gewässers beseitigt und die Uferzonen an der Ostseite abgeflacht worden.

In den Folgejahren ist der Ahlder Pool in keinem Jahr vollständig abgetrocknet, und der Bestand der Wasser-Lobelie nahm in den meisten Jahren deutlich ab. Um ein kontrolliertes Abtrocknen des Weihers zu gewährleisten, ist im Oktober 2010 ein Regelbauwerk im Süden des Ahlder Pools eingebaut worden. Ein alter Graben, der parallel zur Autobahn A 30 verläuft, wurde an das Bauwerk angeschlossen, so dass überschüssiges Wasser in den Sommermonaten über den eingebauten Mönch abgelassen werden konnte. Weiterhin ist am westlichen Uferbereich des Pools der Oberboden samt Binsen-Beständen abgeplaggt und abgefahren worden. 2013 wurde diese Maßnahme wiederholt, die *Cladium*-Bestände wurden eingezäunt.

In 2014 sind die Torfmoose auf einer kleineren Fläche im nördlichen Bereich des Gewässers mit Hilfe eines Mulchers abgezogen und entsorgt worden. Außerdem wurde das Regelbauwerk erneuert und der Graben auf einer Länge von 400 m neu profiliert. Seit Juli 2015 wird eine regelmäßige Kalkung im Randbereich des Ahlder Pools durchgeführt. Jeweils im Juli und im September jeden Jahres werden mit einem Miststreuer ca. 2t/ha Dolomitkalk-Gemisch (mit 55 % Ca und 45 % Mg) im Randbereich des Ahlder Pools aufgebracht. Ziel ist eine langsame Anhebung des pH-Wertes.

In den folgenden Jahren ab 2018 ist das Gewässer aufgrund der langen Trockenzeiten im Frühjahr und Sommer für immer länger anhaltende Zeiträume trockengefallen (Abb. 5). Durch den geringen Niederschlag hat sich der Zustand des Gewässers weiterhin verschlechtert. Der zur Wasserregulierung eingesetzte Mönch im Südwesten des Gebiets war abgängig und hatte seine Funktionsfähigkeit verloren, so dass Wasser unreguliert ablaufen konnte. Auf dem trocken gefallenen Gewässergrund hat sich daraufhin eine bis zu ca. 10 cm mächtige Schicht aus organischem Material (überwiegend abgestorbene Torfmoose) gebildet. Aus diesem Grund wurden im September 2019 umfangreiche Pflegemaßnahmen in Auftrag gegeben. Der organische Oberboden ist mit einem Bagger auf einem Großteil der Fläche (ca. 3,6 ha) vor-

sichtig abgetragen worden. Am östlichen Rand sind Teilbereiche mit den vier *Cladium*-Beständen ausgespart worden, ebenso ein großer Teil im Nordosten mit den damals größten *Littorella*-Beständen. Weiterhin wurde am vorhandenen Grabenanschluss der abgängige Klappenstau entfernt und durch den Bau einer Verwallung ersetzt. In die Verwallung ist ein regulierbarer Überlauf eingebaut worden. Inwieweit diese genannten Maßnahmen Erfolg haben werden, wird voraussichtlich erst in den kommenden Jahren endgültig zu beurteilen sein.



Abb. 5. Der Zustand des Ahlder Pool im Mai (links) und August (rechts) 2019 war durch frühe und lang anhaltende Trockenphasen gekennzeichnet (Fotos: M. Willen).

Aktueller Zustand

Der aktuelle Zustand (Stand: Herbst 2023) des Heidewehers ist in erster Linie durch die folgenden Entwicklungen geprägt.

Vom Frühsommer 2018 bis zum Herbst 2020 war – mit Ausnahme kurzer aquatischer Phasen – die Fläche des Ahlder Pool aufgrund stark reduzierter Niederschläge weitestgehend abgetrocknet. Während dieser ca. 2,5 Jahre hat sich eine Vegetation der Niedermoores und Sümpfe stark ausgebreitet, dominiert im Wesentlichen von *Agrostis canina* (Hunds-Straußgras), stellenweise mit hohen Deckungsgraden auch von *Hydrocotyle vulgaris* (Wassernabel) und den beiden Arten der Sumpfbirse, *Eleocharis multicaulis* (Ostseite) und *Eleocharis palustris* (Westrand) (Abb. 3). Erst ab Oktober/November 2020 füllte sich der Heideweiher allmählich wieder mit Wasser auf, das seit etwa Februar 2021 deutlich über Flur steht. Während in 2022 das Gewässer wieder vollständig trocken fiel, füllte es sich ab Juni 2023 wieder deutlich auf.

Nach dem Abschieben des stark organisch geprägten Oberbodens auf einem großen Teil der Gewässerfläche im September 2019 und dem Abfahren des Materials Ende Juni 2020 ist der helle Sandboden als ursprüngliches Bodensubstrat wieder zutage getreten. Der so entstandene neue Gewässergrund stellte sich in 2020 und 2021 noch weitgehend vegetationslos dar, jedoch wurden in 2022 und 2023 bereits kleine Bestände von *Hydrocotyle vulgaris*, *Agrostis canina*, *Eleocharis multicaulis* und auch *Littorella uniflora* und wenigen weiteren Arten auf den freien Sandflächen nachgewiesen. Tiefer gelegene Bereiche sind mit Detritus bedeckt. Der im Nordosten nicht abgeschobene Bereich (0,5 ha) zeigt aktuell noch den von *Agrostis canina* dominierten Bewuchs aus dem Zeitraum 2020–2022.

Als eine bisher in der Literatur kaum erwähnte Gefährdung ist in den vergangenen ca. zehn Jahren die Herbivorie deutlich verstärkt zu beobachten, die sich in Form von Trittspuren, Anhäufung von Faeces sowie durch unmittelbare Fraßschäden (u. a. an den Blütenstängeln der Wasser-Lobelia) manifestiert. Diese Herbivorie tritt in aquatischen Phasen vor allem durch Gänse und Enten, seltener auch Schwäne auf; in terrestrischen Phasen fanden wir Spuren der Weidetiere (Schafe und Rinder) und von Wildtieren (v. a. Rehe und Dachse). Diese Schäden haben deutlich abgenommen, seit im Herbst 2019 ein fester Zaun um die Kernfläche (inkl. der vier *Cladium*-Bestände) herum installiert wurde (Buchwald et al. 2022, 2023).

Bodenchemie

Von 2016 bis 2023 wurden im Untersuchungsgebiet Untersuchungen zu ausgewählten Parametern der Bodenchemie durchgeführt. Dabei wurden Bodenproben an sechs verschiedenen Standorten auf der Gewässerfläche in einer Tiefe von 10–20 cm entnommen und im Labor untersucht. Gemessen wurden der pH-Wert sowie die Gehalte an Phosphat und Magnesium.

Der pH-Wert liegt je nach Standort und Messung meist im Bereich zwischen 3,0 und 4,5 und somit im stark bis mäßig sauren Bereich. Die allgemeine Tendenz der Werte (seit 2016; mit Beginn der Kalkung) ist leicht abnehmend. Lediglich der Probepunkt im Westen des Gewässers (mit direkter Kalkung) erreichte abschließend einen pH-Wert von über 5. An den übrigen Probestellen (ohne direkte Kalkung) sind tendenziell Abnahmen festzustellen. In einzelnen Fällen lagen die pH-Werte sogar unterhalb von 3,0 und zeigten damit einen deutlichen Versauerungsprozess an.

Im März 2020 wurden einmalig Bodenwasserproben mit Saugkerzen (in 30–80 cm Tiefe) im Gebiet entnommen. Vor allem im Südosten des Gewässers konnten erhöhte Konzentrationen von Schwefel wie auch Calcium, Magnesium, Eisen und Aluminium gemessen werden (Remke & Brouwer 2020). Eine sehr gute Korrelation dieser Konzentrationen (Schwefel gegenüber Kationen) deutet auf eine im Untergrund stattfindende Pyritoxidation und einhergehende Versauerung hin (Singer & Stumm 1970, van Diggelen et al. 2020).

Die Bodenreaktion mit ihren verschiedenen Auswirkungen auf Konzentrationen löslicher Ionen und allgemein auf die Nährstoffdynamik hat einen elementaren Effekt auf das Vorkommen der Wasser-Lobelia und – in geringerem Maße – auch des Strandlings und anderer oligotropher Arten: bei pH-Werten unter ca. 5,0 kommt *Lobelia dortmanna* deutlich seltener vor, unterhalb von ca. 4,0 (Oberboden) sind keine dauerhaften Vorkommen in Mitteleuropa bekannt. Das syntope Vorkommen von *Cladium mariscus* zeigt, dass vor wenigen Jahrzehnten offenbar noch ein hinreichend hoher pH-Wert und ein ausreichendes Pufferungsvermögen des Ahlder Pool gegeben war, wie sie am Wuchsort der weitaus größten deutschen *Lobelia*-Population (Trauener Saal) weiterhin gegeben sind (Buchwald et al. 2020).

Die Werte für Magnesium sind zum großen Teil im Bereich zwischen 1,5 und 7,0 mg Mg/100 g Boden angesiedelt und damit als niedrig einzustufen; nur auf der direkt gekalkten Fläche liegen sie mit ca. 5–18 mg/100g) deutlich höher.

Derzeit ist noch keine durchgehende Auswirkung der im Juli 2020 erstmalig auch auf einem Teil der abgeschobenen Teilflächen erfolgten Ca-Mg-Kalkung zu erkennen. Solange die Ursache der Versauerung nicht im Detail untersucht ist, die pH-Werte derart niedrig sind und die Pufferung viel zu schwach ist, kann eine Bekalkung nicht schaden und ist als eine ‚no-regret-Maßnahme‘ anzusehen. Sehr wahrscheinlich reicht sie jedoch nicht aus, um das Gewässer mitsamt den umgebenden Flächen auf lange Sicht hin besser zu puffern.

Die Phosphor-Gehalte sind zum großen Teil zwischen 0,04 und 0,20 mg P/100g Boden angesiedelt. Auffällig hoch und häufig mit deutlichen Maxima bei den Hochsommerwerten liegen die Werte der gekalkten Teilfläche mit Konzentrationen von 0,25–0,85 mg/100 g Boden. Dieser hohe Wert dürfte durch die Düngung mit Festmist in angrenzenden Flächen bedingt sein.

Wasserchemie

Seit 2002 wurde der Ahlder Pool regelmäßig – wenn möglich mehrmals im Jahr – auf ausgewählte hydrochemische Parameter untersucht. Dabei wurden unter anderem Wasserproben für chemische Analysen entnommen und im Gelände pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffgehalt und -sättigung sowie Wassertemperatur gemessen. Seit 2016 fanden diese hydrochemischen Untersuchungen regelmäßig im Februar, Mai, August und November statt. Für Untersuchungszeitpunkte, an denen der Ahlder Pool bereits abgetrocknet war, liegen keine Ergebnisse vor (Buchwald et al. 2023). Seit der ersten Kalkung 2015 wird besonders die Auswirkung dieser Maßnahme auf die Wasserchemie des Ahlder Pools untersucht.

Die gemessenen pH-Werte zeigten starke Schwankungen, allerdings mit deutlich abnehmender Tendenz von ca. 5,8 bis unter 4,0. Von 54 gemessenen Einzelwerten (2002–2020) liegen 20 auf oder über 5,0 und 34 unter diesem Schwellenwert. Wesentliche Aufgabe aktueller und zukünftiger Aufwertungsmaßnahmen muss es also sein, die pH-Werte deutlich und dauerhaft in den Bereich zwischen 5 und 6 (ggf. sogar darüber) zu heben, ähnlich wie sie dauerhaft im Trauener Saal vorliegen.

Die Werte der Leitfähigkeit zeigen eine tendenzielle Zunahme, die auf einige relevante Ionen zurückgeführt werden kann (Protonen, Ammonium, Sulfat u. a.). Bis 2009 lagen die Werte fast ausschließlich unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (für saure Gewässer: oligotrophe Situation), seit 2010 dagegen darüber (eher mesotrophe Situation). Im Frühjahr 2020 konnten durch das Forschungszentrum B-WARE sogar Werte um 450–500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ gemessen werden (Buchwald et al. 2022)

Sowohl die niedrigeren pH-Werte vor allem im Frühjahr als auch die teils bereits im Winter steigenden Leitfähigkeiten lassen darauf schließen, dass vor allem das in den späten Wintermonaten oder im Frühjahr zuströmende Grundwasser Quelle der Versauerung ist. Ebenso ist wahrscheinlich, dass nicht eine Nährstoffanreicherung vorliegt, welche die höheren Werte der Leitfähigkeit verursacht, sondern andere Ionen als N- und P-Verbindungen zu den erhöhten Leitfähigkeitswerten führten und führen.

Die Werte für drei Stickstoff-Parameter zeigten einen überwiegend mesotrophen Bereich des Oberflächenwassers an, auch wenn einzelne Werte in den oligotrophen Bereich hineinreichten. Auffallend ist die Tatsache, dass zu manchen Zeitpunkten die Ammonium-Gehalte in der gleichen Größenordnung wie die Nitrat-Gehalte lagen oder sogar darüber – ein deutlicher Hinweis auf anaerobe und saure Bedingungen im Oberboden.

Die Konzentrationen von löslichem Phosphat und Gesamt-P sind fast durchweg im mesotrophen Bereich angesiedelt. Die betreffenden Grafiken zeigten starke Schwankungen an, wie bei den anderen Parametern offenbar bedingt durch unterschiedliche Witterungsverläufe, Wasserstände, Zeiträume von Abtrocknungsereignissen und damit letztlich auch unterschiedlicher Nährstoffdynamik. Durch die sehr wahrscheinlich starken Zunahmen von Schwefel im Oberflächenwasser wird Phosphat nicht mehr an Eisen gebunden, vielmehr nimmt Sulfat die Position des Phosphats ein. Dadurch ist Phosphat nicht mehr gebunden, sondern frei verfügbar für Wasserpflanzen und kann auch in den Wasserproben gemessen werden.

Die Werte der Calcium- und Magnesium-Konzentrationen sowie der Wasserhärte zeigten eine schwach steigende Tendenz, vor allem im Frühling und Herbst. Insgesamt handelt es sich um saures Oberflächenwasser mit (sehr) geringen Gehalten der Erdalkali-Ionen.

Entwicklung der Zielarten (*Cladium mariscus*, *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora*)

Schneidbinse (*Cladium mariscus*)

Vier kleine Populationen der Schneidbinse (synonym: Schneide) (*Cladium mariscus*) am Ostufer des Ahlder Pools wurden vor einigen Jahren mit Stacheldraht eingezäunt, um sie besser vor Fraßschäden durch Schafe, Rehe und andere Herbivore zu schützen. Um die Konkurrenzwirkung v. a. von Sumpf-Reitgras (*Calamagrostis canescens*), Sumpf-Straußgras (*Agrostis canina*) und Flatter-Binse (*Juncus effusus*) innerhalb der vier Schneide-Populationen zu reduzieren, wurden die Bestände dieser Konkurrenzarten im Rahmen der Bestandsaufnahmen und Pflegemaßnahmen im August der Jahre 2014 bis 2018 teilweise zurückgeschnitten oder soweit wie möglich herausgerissen. Die beiden nördlich gelegenen Bestände haben eine Größe von deutlich unter 10 m², die zwei größeren, weiter südlich gelegenen etwa 80 und (im SO gelegen) 30 m² Wuchsfläche. Diese beiden Bestände werden als aktuell ungefährdet eingestuft, jedoch wurden auch hier die Konkurrenzpflanzen etwas zurückgedrängt. Die Größe der Wuchsflächen hat sich in den vergangenen 10 Jahren kaum verändert, wohl aber die betreffenden Deckungsgrade (in %) sowie die Vitalität von *Cladium mariscus*.

Seit 2015 werden die Blütenstände der Art in den vier Beständen erfasst. 2017 waren es von Norden nach Süden 0, 3, 8 und 4 fertile Sprosse, im Folgejahr 7, 15 sowie ca. 150 und 80 fertile Sprosse in denselben Flächen. Sowohl 2019 als auch 2020 wurden keine fertilen Pflanzen von *Cladium mariscus* gefunden, bedingt durch die starke Abtrocknung des Oberbodens infolge der niederschlagsarmen Jahre 2018 bis 2020. Im Folgejahr 2021 führte der Ahlder Pool bis Juli Wasser, sodass die Anzahl fertiler Sprosse wieder ungefähr auf das Niveau aus dem Jahr 2018 steigen konnte mit 9, 6, 170 und 24 blühenden/fruchtenden

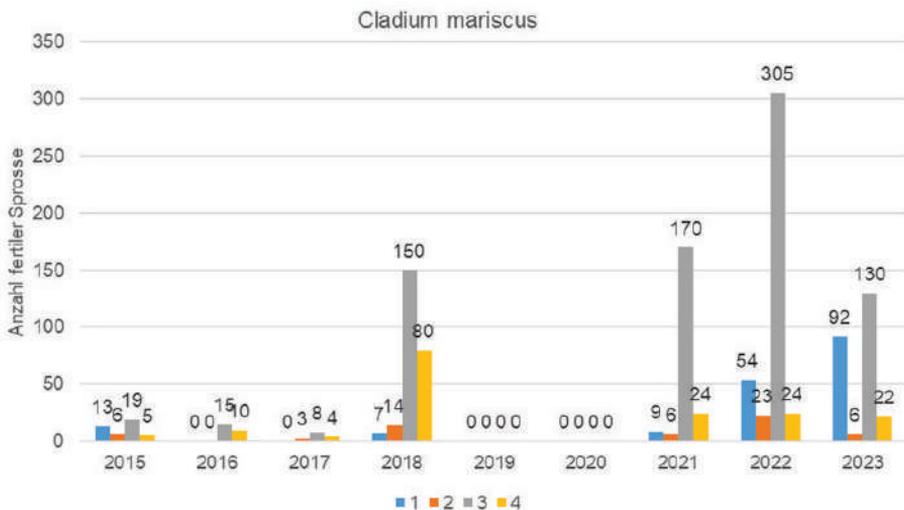


Abb. 6. Anzahl blühender/fruchtender Sprosse von *Cladium mariscus* auf den ‚Inseln‘ 1 bis 4 (2015–2023); Werte über 50 Individuen geschätzt, bis 50 Individuen gezählt.

Sprossen (von Norden nach Süden). Lediglich die Inseln 2 und 4 wiesen deutlich weniger fertile Sprosse auf im Vergleich zu 2018 mit damals 14 und 80 fertilen Sprossen. Da in 2022 das Gewässer erneut bis Mitte Mai mit Wasser gefüllt war und günstige Lebensbedingungen für die Schneidbinse bot, wurden mit 54, 23, 305 und 24 fertilen Sprossen die höchsten *Cladium*-Bestände für die Inseln 1 bis 3 festgestellt; auf Insel 3 hat sich die Anzahl fertiler Stängel im Vergleich zu 2018 sogar mehr als verdoppelt. Gegenüber dem Vorjahr wurde in 2023 in Bestand 1 eine deutliche Zunahme und in den drei anderen Beständen eine teils deutliche Abnahme der fertilen Sprosse verzeichnet (Abb. 6).

Die Größe der vier Wuchsflächen hat sich in den vergangenen 10 Jahren kaum verändert, wohl aber die betreffenden Deckungsgrade. Der Deckungsgrad von *Cladium mariscus* ist lediglich auf Insel 3 seit 2017 konstant. Auf den anderen Inseln haben die Deckungsgrade tendenziell in den Folgejahren abgenommen und sind seit 2019 nahezu stabil.

Zusätzlich wurden in den vier Wuchsflächen der Schneide regelmäßig Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Diese ergaben, dass in den Flächen weitere wertgebende Arten vorkommen (Tab. 1): *Drosera intermedia*, *Eleocharis multicaulis*, *Potentilla palustris*. Die Artenzusammensetzung ist gegenüber den Vorjahren weitestgehend konstant geblieben. Insgesamt sind die vier Bestände der Schneidbinse als stabil zu bezeichnen. Auf die Trockenjahre 2018 bis 2020 und 2022 haben sie erstaunlich stabil und vital reagiert mit Ausnahme des zwischenzeitlichen Ausfalls der Blühphase.

Tabelle 1. Vegetationsaufnahmen nach der erweiterten Braun-Blanquet-Skala in den vier Beständen der Schneidbinse (*Cladium mariscus*), August 2023; Reihenfolge: von Norden (1) nach Süden (4).

	1	2	3	4
Deckungsgrad Strauchschicht (%)	10	10	25	20
Deckungsgrad Moosschicht (%)	80	70	80	85
Deckungsgrad Krautschicht (%)	0	0	2	5
Artenzahl	11	12	12	15
Anzahl fertile Sprosse <i>Cladium</i>	92	6	ca. 130	22
<i>Cladium mariscus</i>	2a	2m	3	2a
<i>Lysimachia vulgaris</i>	2a	1	2a	2b
<i>Calamagrostis canescens</i>	3	3	2b	2m
<i>Agrostis canina</i>	2b	2b	3	3
<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	2a	2a	2a	2b
<i>Peucedanum palustre</i>	1	1	1	2a
<i>Molinia caerulea</i>	2m	2m	2b	3
<i>Sphagnum</i> spp.	2a	2a	2b	2b
<i>Eleocharis multicaulis</i>	2a	2a	2a	2a
<i>Frangula alnus</i> juv.	.	.	+	1
<i>Betula pubescens</i> juv.	.	.	1	1
<i>Juncus effusus</i>	2b	1	.	.
<i>Cirsium palustre</i>	.	.	.	+
<i>Potentilla palustris</i>	.	.	+	.
<i>Eriophorum angustifolium</i>	.	.	.	1
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	.	1	.	.
<i>Juncus bulbosus</i>	.	.	.	2m
<i>Polygonum mite</i>	.	1	.	.
<i>Drosera intermedia</i>	2m	.	.	.

Wasser-Lobelie (*Lobelia dortmanna*) und Strandling (*Littorella uniflora*)

Seit 2001 werden im Ahlder Pool Zählungen im Wuchsbereich des Strandlings (*Littorella uniflora*) und der Wasser-Lobelie (*Lobelia dortmanna*) durchgeführt. Die Population der Wasser-Lobelie erlitt in den Jahren von 2001 (ca. 5500 Individuen) bis 2006 (keine Individuen) einen drastischen Rückgang. Erst ab 2008 hat sich die Population der Wasser-Lobelie wieder erholt und ist bis 2010 in ihrer Individuenzahl deutlich angestiegen. Im darauffolgenden Jahr kam es jedoch wieder zu einem Einbruch, so dass in den Jahren 2011, 2012, 2013 und 2015 jeweils nur einige/wenige Individuen (insgesamt max. 29) der Art gezählt werden konnten. Seit 2016 ist die Population in der aktuellen Vegetation jedoch vollständig erloschen.

Aus diesem Grund wurde im Ostteil des Pools eine Versuchsfläche für die Wiederansiedlung von *Lobelia dortmanna* eingerichtet (Abb. 7). Am 25. August 2017 wurden aus dem nahegelegenen Heidegebiet „Bergvennen“ (NL; nahe Nordhorn) zwei Eimer mit ca. 70 fertilen und ca. 20 sterilen Wasser-Lobelien aus einem der dortigen Heideweiher mit *Lobelia*-Massenbestand entnommen.



Abb. 7. Experiment zur Wiederansiedlung der Wasser-Lobelie im Ahlder Pool. Links die Lage der beiden Versuchskäfige im abgetrockneten Gewässer (25.08.2017), rechts einzelne Lobelien im Käfig (vertieft, gekalkt; 13.08.2018) (Fotos: M. Willen).

Vor der Wiederansiedlungsmaßnahme wurden auf der Ostseite des Ahlder Pools Vegetationsaufnahmen vorgenommen. Es wurden zwei Flächen mit geringem Deckungsgrad der Moos- und Krautschicht ausgewählt und Bodenproben genommen. Die Flächengröße beträgt jeweils 1 m². Auf der Hälfte der beiden Flächen wurde jeweils in einer Tiefe zwischen 3 bis 5 cm der Oberboden samt Vegetation entfernt (Bereich „unten“). Die andere Hälfte der Flächen wurde jeweils unverändert belassen (Bereich „oben“). Zusätzlich wurde die eine Fläche gekalkt (Ost) und die andere (West) ungekalkt belassen. Auf jeweils der Hälfte der Flächen wurden 15 fertile und 5 sterile Lobelien z. T. gebündelt verpflanzt (auf der östlichen und westlichen Fläche also jeweils insgesamt 40 Individuen). Die Quadrate wurden jeweils mit einem Gitterkäfig zum Schutz vor Fraß abgedeckt. Seit 2017 werden in den Käfigen Vegetationsaufnahmen nach Braun-Blanquet durchgeführt. 2018 konnten noch auf allen vier Teilflächen Individuen der Wasser-Lobelie nachgewiesen werden. Im August 2019 wuchsen nur

auf der abgeschobenen, also tiefer liegenden Teilfläche des östlich gelegenen Käfigs noch 15 Exemplare der Art, die offenbar die extrem lange Abtrocknung des Oberbodens 2018/19 auf gekalktem Untergrund überstanden hatten. Im Untersuchungsjahr 2020 konnten in keiner der vier Teilflächen mehr Exemplare der Wasser-Lobelia nachgewiesen werden (Buchwald et al. 2022, 2023). Offenbar verhalten sich die beiden Charakterarten der Strandlingsvegetation im Experiment sehr unterschiedlich. Während *Lobelia dortmanna* bei den höheren Kalkgehalten und der besseren Wasserversorgung am besten wuchs, letztlich – wahrscheinlich aufgrund der anhaltenden Trockenheit – nach zwei Jahren aber doch nicht mehr bestehen konnte, überlebte *Littorella uniflora* in beiden gekalkten Flächen und vereinzelt auch in der ungekalkten, nicht abgeschobenen Teilfläche bis 2022 und zeigt damit, dass sie auch längere Trockenphasen unbeschadeter übersteht als *Lobelia*.

Zählungen des Strandlings wurden seit 2010 durchgeführt. In den Jahren von 2010 bis 2015 war die Population weitgehend konstant. Die Wuchsfläche betrug etwa 120 bis 190 m². Im Jahr 2016 ging die Populationsgröße jedoch stark zurück (Abb. 8). In den Jahren 2021 und 2022 ist die Wuchsfläche mit etwa 11 m² etwa gleichgeblieben, im Vergleich zu 2020 hat sich die Population damit halbiert. Die Ursache dürfte darin liegen, dass einige *Littorella*-Individuen aufgrund des dichten Vegetationsteppichs v. a. aus Gräsern (*Agrostis canina* u. a.) und Torfmoosen auf der nicht-abgeschobenen Fläche nur sehr schlecht sichtbar waren und häufig erst durch sorgfältiges Durchsuchen der dichten Pflanzendecke entdeckt wurden. Im Rahmen von Zählungen wurden in 2022 mit 1102 *Littorella*-Pflanzen mehr als doppelt so viele Individuen im 5 m breiten Übergangsbereich als im restlichen abgeschobenen (454 Individuen) sowie nicht abgeschobenen Bereich (476 Individuen) erfasst. Offenbar gelingt es dem Strandling in zunehmendem Maße, die abgeschobenen Sandbereiche von der nicht abgeschobenen Fläche aus (durch vegetative und generative Ausbreitung) und – weitaus seltener – entfernt von dieser aus der Samenbank heraus zu besiedeln. Dabei wurden in 2022 insgesamt 2032 *Littorella*-Individuen gezählt, die sich im Folgejahr allerdings wieder stark

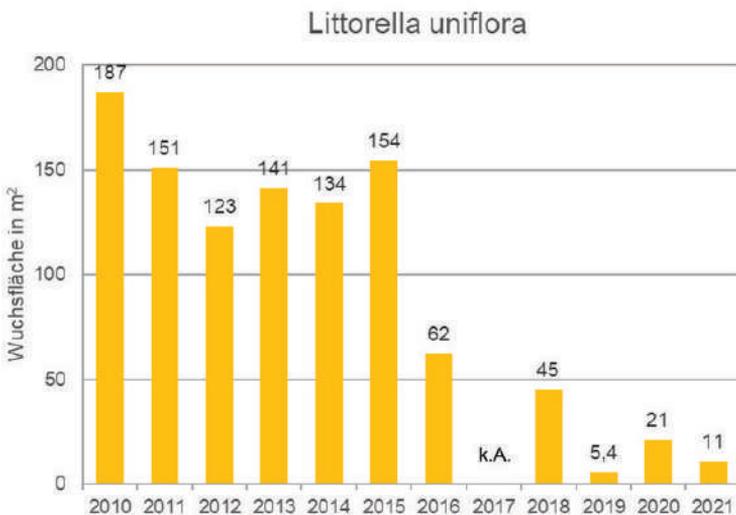


Abb. 8. Geschätzte Wuchsfläche des Strandlings in m² (2010–2021).

reduzierten auf 523 Individuen (ca. 10 m²). Für das Weiterbestehen der Strandlingspopulation sind gezielte Maßnahmen notwendig, von denen vor allem die Stabilisierung höherer Wasserstände besonders dringend ist.

Aktuelle Flora

Im Vergleich zu vergangenen Jahrzehnten (Altehage 1957, Vahle 1990) ist die Flora des Ahlder Pool deutlich verarmt, bedingt vor allem durch die deutliche Versauerung des Oberbodens und des Wassers sowie die ausgeprägten, teils frühen und lang anhaltenden Trockenphasen des Frühjahrs und Sommers.

Aktuell nachgewiesen sind u. a. die folgenden Pflanzenarten:

- Sumpf-Straußgras (*Agrostis canina*)
- Sumpf-Reitgras (*Calamagrostis canescens*)
- Schmalblättriges Wollgras (*Eriophorum angustifolium*)
- Vielstengelige Sumpfbirse (*Eleocharis multicaulis*)
- Schneidbinse (*Cladium mariscus*)
- Schnabelsegge (*Carex rostrata*)
- Hirsensegge (*Carex panicea*)
- Grünliche Gelbsegge (*Carex demissa*)
- Zwiebel-Binse (*Juncus bulbosus*)
- Strandling (*Littorella uniflora*)
- Mittlerer Sonnentau (*Drosera intermedia*)
- Rundblättriger Sonnentau (*Drosera rotundifolia*)
- Sumpf-Johanniskraut (*Hypericum elodes*)
- Wassernabel (*Hydrocotyle vulgaris*)
- Torfmoos (*Sphagnum* spp.)

Es handelt sich ausschließlich um Helophyten feuchter bis nasser Standorte, die mit Hilfe tiefreichender Wurzeln und/oder durch Regeneration aus der individuenreichen Diasporenbank auch längere Trockenphasen des Oberbodens zu überstehen vermögen; wie die Sukzession auf den jüngst abgeschobenen Flächen zeigt, sind hier in erster Linie *Agrostis canina*, *Eleocharis multicaulis*, *Hydrocotyle vulgaris* und *Juncus bulbosus* die „Gewinner“. Als Amphiphyten sind dagegen *Littorella uniflora* und – eingeschränkt – *Hypericum elodes* einzuordnen, die eine recht große Toleranz gegenüber starken Wasserstandsschwankungen zeigen.

Nicht mehr nachgewiesen sind u. a. die folgenden Pflanzenarten:

- Wasser-Lobelie (*Lobelia dortmanna*)
- Flutende Binse (*Isolepis fluitans*)
- Kleiner Wasserschlauch (*Utricularia minor*)
- Moorlilie (*Narthecium ossifragum*)
- Rosmarinheide (*Andromeda polifolia*)
- Pillenfarn (*Pilularia globulifera*)

Hier handelt es sich i. W. um Amphiphyten und Hydrophyten, die angesichts des weitgehend veränderten Wasserregimes keine geeigneten Wuchsbedingungen auf dem oberflächlich abgetrockneten Gewässerboden mehr finden.

Fazit und Empfehlungen für zukünftige Untersuchungen und Maßnahmen

Die ökologische Situation des Ahlder Pool stellt sich aktuell als außerordentlich kritisch dar. Seit 2016 konnten keine Individuen der Wasser-Lobelia mehr nachgewiesen werden. Der kleine Anstieg der Populationsgröße im Jahr 2010 hat offensichtlich nicht lange angehalten. Die Population ist seit acht Jahren komplett erloschen.

2008/2009 wurden in der Samenbank des Ahlder Pools ausreichend große Zahlen von keimfähigen Diasporen nachgewiesen (Neugart & Buchwald 2009). Die Keimung und Etablierung dieser Individuen waren in den vergangenen zehn Jahren jedoch weitgehend oder vollständig verhindert. Bessere Wachstumsbedingungen durch Anhebung des pH-Werts und Reduktion der Torfmoos-Teppiche sind kurz- und mittelfristig sicherlich die wichtigste Bedingung für die dauerhafte Erhaltung der Population im Ahlder Pool. Wie das Experiment mit der Ansiedlung von Lobelia-Adultpflanzen zeigt, hat diese Charakterart der Brachsenkraut-Lobelien-Gesellschaft (*Isoëto-Lobelietum*) und im weiteren Sinne der Strandlingsrasen (*Littorelletea uniflorae*) nur eine Überlebenschance bei ausreichend feuchtem bis überschwemmtem Oberboden und ausreichend gepufferten Standortverhältnissen (pH optimal: 5–6).

Die Population des Strandlings hat sich im Ahlder Pool in den vergangenen Jahren auf einem niedrigen Niveau eingependelt. Erfreulich haben sich bereits im Jahr 2020 einige Individuen des Strandlings auf der im Herbst 2019 abgeschobenen Fläche angesiedelt, die sich bis 2023 mit gewissen witterungsbedingten Schwankungen fortsetzte. Hier ist mit einer weiteren Ausbreitung zu rechnen. Gesamt betrachtet wird jedoch deutlich, dass die Population des Strandlings, trotz der leichten Zunahme auf den abgeschobenen Flächen, gegenüber den 2010-er Jahren stark abgenommen hat. *Littorella* kommt mit einer etwas höheren Trophiestufe als *Lobelia* zurecht, doch setzen auch ihr die Lichtkonkurrenz durch ausgedehnte Torfmoos-Rasen sowie niedrige pH-Werte, die lang anhaltende Trockenheit des Oberbodens sowie die Konkurrenz durch ausbreitungsstarke und wuchskräftige Gefäßpflanzen wie *Eleocharis multicaulis*, *Agrostis canina* sowie *Hydrocotyle vulgaris* deutlich zu. Inwieweit sich der Strandling mittel- und langfristig gegenüber diesen Konkurrenzarten behaupten kann, bleibt abzuwarten.

Aufgrund der langen Trockenphasen in den Jahren 2018 bis 2020 hat sich auf dem sandigen Substrat eine recht dichte Vegetation mit starker Dominanz von Sumpf-Straußgras (*Agrostis canina*) und deutlich erkennbarer organischer Auflage entwickelt (Abb. 9). Der Eintrag der Nährstoffe durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung im südlichen Emsland, den Eintrag von Festmist für den Weidevogelschutz in der direkten Umgebung, den direkten Eintrag über Kot der Weidetiere und der Wasservögel in das Gewässer und durch die Nähe der beiden Autobahnen fördert zudem konkurrenzstarke, teils nitrophile Pflanzenarten, welche konkurrenzschwächere Arten wie den Strandling und die Wasser-Lobelia verdrängen können. Durch die intensive Nutzung in der Landschaft gelangen Stickoxide und Ammonium in den Boden und in das Gewässer, welche zur Überdüngung und zur Versauerung beitragen.

Im Rahmen des LIFE-Projekts „Atlantische Sandlandschaften“ hat der Landkreis Emsland verschiedene Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen durchgeführt. Im September 2019 erfolgte das Abtragen der organischen Auflage und des Oberbodens des Ahlder Pools mit Ausnahme des NO-Teils. Ziel dieser Maßnahmen war es, die Bestände der Arten *Lobelia dortmanna*, *Littorella uniflora*, *Eleocharis multicaulis* und der seit vielen Jahren verschwundenen Art *Isolepis fluitans* im FHH-Gebiet Ahlder Pool zu fördern. In erster Linie hoffte man, dass sich die Wasser-Lobelia erneut etablieren und der Rückgang des Strandlings aufgehalten werden kann. Leider konnte der abgeschobene Oberboden erst ca. ein dreiviertel Jahr später

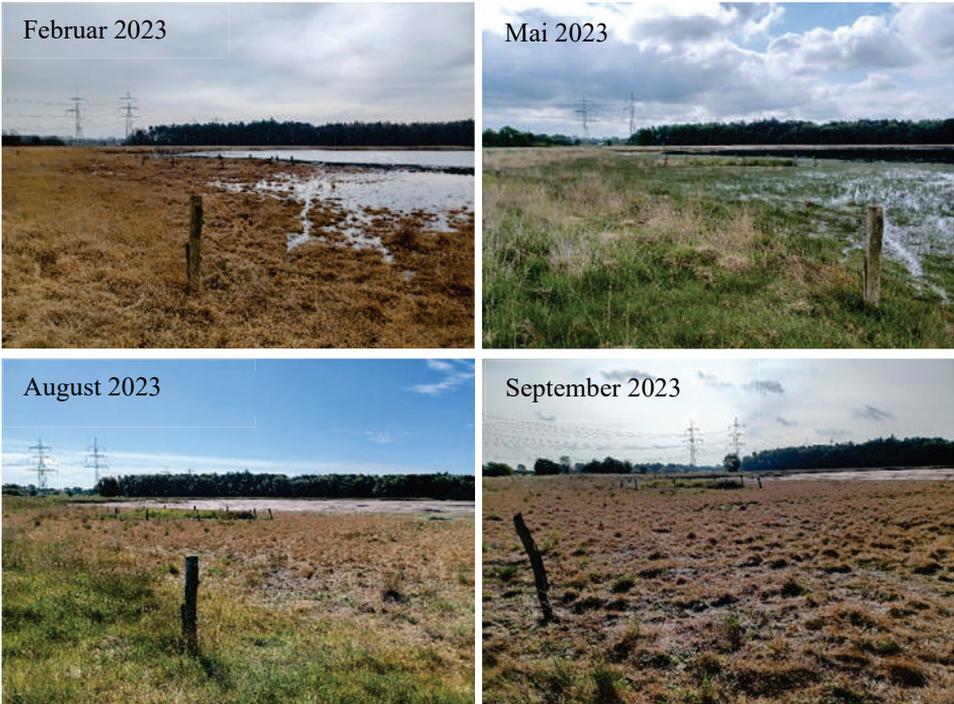


Abb. 9. Ahlder Pool im aktuellen Zustand 2023 (Fotos: M. Willen).

entfernt werden; in diesen ca. neun Monaten hatte er in bodenchemischer Hinsicht noch große Auswirkungen auf die Chemie des Oberbodens in der Weise, dass Schwefel-Verbindungen in großer Menge und mit sehr niedrigen pH-Werten ins Oberflächenwasser eindringen konnten.

Durch das saure Milieu wird bei hohen und konstanten Wasserständen über Flur und einer ausreichenden Zufuhr von Kohlendioxid das Wachstum von flutenden Torfmoos-Teppiche begünstigt, welche ebenfalls den Strandling und die Wasser-Lobelie aufgrund der Lichtkonkurrenz verdrängen. Dazu beschreibt Runge (1991) vom NSG „Heiliges Meer“ einen regelmäßigen Wechsel von dichten Torfmoos-Rasen (bei höheren Wasserständen) und dem Wiederauftauchen der oligotraphenten Vegetation (*Lobelia*, *Littorella*) bei sommerlicher Abtrocknung, wie er offensichtlich auch im Ahlder Pool noch vor 2–3 Jahrzehnten zu beobachten war (Vahle 1990, 2019). Diese dauerhaft nassen Bedingungen sind allerdings aufgrund des Klimawandels kaum noch zu erwarten.

Die Wasserregulierung im Südwesten des Ahlder Pools ist vor einigen Jahren fertiggestellt worden und mittlerweile funktionsfähig. Sie soll das Wasser im Frühjahr und gegebenenfalls Frühsommer halten können und darüber hinaus die Möglichkeit geben, das Wasser bei Bedarf abzulassen (etwa im Zeitraum Juli und August, ggf. September). Das starke Aufkommen von terrestrischen Konkurrenzarten kann so durch hohe Wasserstände im Winter und Frühjahr verhindert werden.

In den vergangenen Jahren häufen sich die terrestrischen Phasen mit früher und/oder lange anhaltender Abtrocknung des Oberbodens (vgl. NLWKN 2020a). Dies bewirkt sehr wahrscheinlich eine Versauerung des Ahlder Pools und seiner Umgebung, da in Folge der Abtrocknung das bestehende Vorkommen von Pyrit (FeS_2) oxidiert, Schwefelsäure (H_2SO_4) gebildet wird und so zu einer Versauerung von Grundwasser und Boden führt. In den Ahlder

Pool strömt in den Wintermonaten das flache Grundwasser aus der Umgebung in das Gewässer ein (Remke & Brouwer 2020). Der Eintrag von Schwefel über das flach streichende Grundwasser und die Auswaschung von Kationen aus den umliegenden Böden ist nach den zwei sehr trockenen Jahren 2018 und 2019 wahrscheinlich sehr hoch gewesen. Leider bestehen keine Daten über die Qualität oder Quantität dieses flachen Grundwasserzuströms. Ein weiteres Problem der Versauerung stellt die sehr hohe Aluminium-Konzentration dar, da das durch die Schwefelsäure aus den Bodenteilchen gelöste Aluminium für viele Wasserpflanzen, einschließlich der Zielarten, toxisch wirkt (Remke & Brouwer 2020). Die Auslaugung der umliegenden Böden ist wahrscheinlich schon sehr weit fortgeschritten, da nicht nur Calcium und Magnesium, sondern auch Aluminium und Eisen in hohen Konzentrationen gemessen wurden (van Diggelen et al. 2020).

Seit 2015 wird auf die angrenzenden Flächen ein Dolomitkalk-Gemisch (ca. 55 % Ca und 45 % Mg) ca. zwei Mal pro Jahr mit 2 t pro ha aufgebracht (Buchwald et al. 2022). Dabei sind die Einflüsse der Kalkungen durchaus unterschiedlich: Während der pH-Wert des Wassers keine Veränderungen zeigte, waren die Basengehalte erkennbar erhöht. Die Kalkung blieb dagegen an den meisten Probestellen der Gewässerfläche ohne erkennbare Wirkung auf den Oberboden.

Die Trophiestufe des Heideweiher muss seit etwa 15 Jahren (oder länger) als weitgehend mesotroph und damit als zu hoch für die autochthone oligotrophente Vegetation eingestuft werden. Der pH-Wert liegt meistens im Bereich von 4,0 bis 4,5 (zeitweise sogar darunter) und hat sich weder im Wasserkörper noch im Oberboden durch die Kalkung wesentlich verändert (s. o.).

Während der aquatischen Phasen kommt es zum Nährstoffeintrag durch Wasservögel (Enten, Gänse, selten Schwäne). Zudem sind in früheren Jahren die Rinder und Schafe der umgebenden Weiden nur zeitweise ausgezäunt gewesen. Sie haben wiederholt während der Blüh- und Fruchtphase von Lobelie und Strandling auf der Gewässerfläche gestanden. Dadurch ist es zu starken Verbißschäden an den empfindlichen Pflanzen und wahrscheinlich auch zu lokalen Nährstoff-Anreicherungen gekommen. Die zuständige Schäferei hat dafür bereits den gesamten Ahlder Pool mit einem Festzaun eingefasst, so dass die Tiere nicht mehr unkontrolliert auf die Fläche gelangen können. Mit dem installierten Zaun kann sichergestellt werden, dass während der Vegetationsperiode (April - September) keine direkte Beweidung erfolgt, um Trittschäden, Eutrophierung des Gewässers durch Kot und Urin und das direkte Befressen der gefährdeten Pflanzenbestände durch die Nutztiere zu vermeiden. Nur im Herbst wird ein Zugang auf die Flächen möglich sein, um ggf. aufkommende Gräser zu beweideten. Zudem soll ein Wildwechsel ermöglicht werden, indem Tore in den Zaun eingebaut werden (Buchwald et al. 2022).

Eine Evaluation dieser bereits erfolgten Maßnahmen ist von Seiten der Universität Oldenburg im Zusammenwirken mit dem Landkreis Emsland und dem NLWKN Niedersachsen sowie mit Beratung des B-WARE Forschungszentrum (NL) auch für die kommenden Jahre vorgesehen. Bisher fehlt eine umfassende geochemische Analyse des Oberbodens, der tieferen Bodenhorizonte sowie des Grundwasserkörpers, die auch die bisher nicht gemessenen Gehalte der Schwefelverbindungen und der relevanten Konzentrationen an Kohlensäure und Hydrogencarbonat im Oberflächen- und Grundwasser einschließt. Dabei ist es besonders wichtig, die Ursachen der flächenhaften Versauerung im Ahlder Pool und den näher und weiter umgebenden Flächen zu analysieren. Als mögliche Ursachen kommen hier u. a. großflächige Absenkungen des Grundwasserspiegels nördlich der Autobahn A30 nicht nur durch die trockenen Sommer der letzten Jahre, sondern auch durch eine starke Beanspruchung

des bestehenden Grundwasserköpers, eine zunehmende Zahl niederschlagsarmer Frühjahre und die atmogenen Einträge saurer Substanzen von den beiden nahegelegenen Autobahnen in Frage. Zudem sollten die Hauptquellen, die für den mesotrophen Charakter des Ahlder Pools verantwortlich sind, identifiziert werden. Mögliche Quellen sind die atmogenen Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft wie auch dem Verkehr, der Eintrag von Nährstoffen über das Grundwasser aus der direkten Umgebung (Festmistgaben in direkter Umgebung) oder auch über tiefere Aquifer aus der umliegenden Landwirtschaft. Erst wenn eine umfassende Analyse der Einflussfaktoren vorliegt, kann eine abschließende Diagnose der ökologischen Situation des Ahlder Pools und seiner Umgebung erfolgen. Sie ist vor allem unverzichtbar für fundierte Empfehlungen zur nachhaltigen Sanierung und damit für Pflege und Entwicklung des aktuell stark beeinträchtigten Ökosystems.

2.2 Exkursionsziel Borkener Paradies

Einleitung

Im Bereich des Emstales sind in verschiedenen Schutzgebieten landschaftlich reizvolle Relikte einer vorindustriellen Hudelandschaft erhalten geblieben, zu deren Bestandteilen u. a. Hudewälder und unterschiedliche Formen von Sandmagerrasen gehören (Pott & Hüppe 1991). Das ca. 30 ha große NSG Borkener Paradies ist dabei neben anderen Gebieten wie z. B. dem Versener Paradies, der Meppener Kuhweide oder dem Biener Busch ein herausragendes Beispiel, weil hier auf engem Raum und durch einen Rundweg gut erschlossen eine Vielzahl unterschiedlicher Vegetationstypen in charakteristischer Anordnung betrachtet werden kann (Abb. 10). Dabei sind alle Übergänge zwischen geschlossenem Wald über halb-offene, parkartige Abschnitte bis hin zu Magerrasen und offenen Dünenbereichen zu finden.

Das Borkener Paradies liegt in einer Mäanderschleife der Ems, welche in den 1930er Jahren im Zuge von Begrädnungsmaßnahmen vom Hauptflusslauf abgetrennt wurde (Burrichter et al. 1980). Das Gebiet weist eine Höhenlage zwischen ca. 9 und 16 m ü. NN auf (LBEG Kartenserver 2024). Der mittlere Hochwasserstand der Ems betrug im Zeitraum 2007–2017 am unweit des Gebietes liegenden Pegel Versen-Wehrdurchstich 10,23 m mit einem Höchststand bei 11,4 m. Extremwerte erreichten im Jahr 1946 sogar 12,17 m ü. NN (NLWKN 2020b).

Die Geologie des Gebietes ist von saalezeitlichem Grundmoränenmaterial geprägt, welches während der Weichsel-Eiszeit und im Holozän sowohl fluviale als auch äolische Umlagerungen erfahren hat. Das Emstal wird in diesem Abschnitt durch mehrere Meter hohe Terrassen begrenzt, in die sich der Fluss eingetieft hat. Das Borkener Paradies liegt dabei auf



Abb. 10. Parkartiges Vegetationsmosaik im Borkener Paradies aus aufgelichtetem Wald (vorwiegend *Quercus robur*), Gebüsch (*Prunus spinosa*, *Craetagus laevigata*) und artenreichen Sandmagerrasen im Überflutungsbereich der Ems (Foto: C. Pepler-Lisbach, Mai 2023).

einem von der Emsschleife umflossenen Terrassenkern. Durch fluviatile Umlagerungsprozesse entstanden in den tieferen, gelegentlich noch überfluteten Gebietsteilen tonig-schluffige Feinsandablagerungen mit besserer Basenversorgung. Die höher gelegenen Teile werden durch rein sandige, basenarme Flugsandablagerungen geprägt, die zu Dünenzügen mit zum Teil noch rezenter Dynamik aufgeweht wurden. Direkt am Ufer der Emsschleife befindet sich zudem ein holozäner, sandiger Uferwall. Die Böden variieren, den Ablagerungen und Geländeformen entsprechend, von Gleyen und Braunen Auenböden in den Senken bis hin zu humusarmen Lockersyrosemen in den Dünenbereichen (Burrichter et al. 1980, LBEG 2024).

Nutzungsgeschichte

Die vorindustrielle Nutzung im Emstal war bis ins 19. Jahrhundert weithin durch die Hudewirtschaft bestimmt (Pott & Hüppe 1991). Seit der Jungsteinzeit wurde das Vieh hauptsächlich durch die Wälder ernährt, im Sommer durch Hude und Mastnutzung, im Winter durch Laubheugewinnung. Diese Nutzungsweise mündete seit dem Mittelalter in die gemeinschaftliche Bewirtschaftung der Allmenden bzw. Marken, auf denen die Hudewirtschaft auf den später überwiegend stark degradierten und entwaldeten Flächen meist bis ins 19. Jahrhundert andauerte. Urkundlich ist die Bewirtschaftung der Allmenden im Meppener Raum seit dem 14. Jahrhundert nachgewiesen (Burrichter et al. 1980). Ende des 18. Jahrhunderts setzten die Markenteilungen ein und viele Allmenden wurden aufgegeben und in andere Nutzungen überführt. Das Borkener Paradies, welches von den Bauern der Markengemeinde Borken (ca. 4 km weiter östlich, wie damals das Borkener Paradies rechts der Ems gelegen) bewirtschaftet wurde, entging der Markenteilung bis ins 20. Jahrhundert. Noch zu Beginn der 1980er Jahre war das Gebiet im Besitz der Gemeinde Borken mit sieben hude- und eintriebsberechtigten Bauern. Der Grund dafür ist in der abseitigen Lage und der schlechten Intensivierbarkeit des Gebietes zu suchen. Im Jahr 1985 ging das Gebiet in den Besitz des Landes Niedersachsen über (Pott & Hüppe 1991). Derzeit wird es von Rindern und Pferden beweidet. Ein Vergleich der aktuellen Gehölzverbreitung mit den Vegetationskarten bei Burrichter et al. (1980) und Pott & Hüppe (1991) zeigt allerdings, dass sich die Gehölze in den letzten Jahrzehnten stellenweise ausbreiten haben und Teile des Gebietes zuwachsen.

Auswirkungen der Hudewirtschaft

Die durch die Hudewirtschaft ausgelösten Vegetationsveränderungen führen zunächst zu einer Auflichtung der Wälder, später zur Auflösung der Waldflächen in eine strauchreiche, parkartige Landschaft und schließlich zur Bildung größerer, nur noch teilweise von einzelnen Bäumen oder Baumgruppen bestandenen Triftweiden (Pott & Hüppe 1991). Durch diese Degradationsprozesse entsteht ein Mosaik charakteristischer Vegetationstypen, welches durch mehr oder weniger geschlossene Wälder, Gebüsche, Säume und unterschiedliche Ausprägungen von Extensivgrünland aufgebaut wird (Abb. 11). Bei nachlassendem Beweidungsdruck kommt es dabei immer auch zu gegensätzlich verlaufenden Regenerationsprozessen. Diese werden häufig ausgelöst durch interne Wechselwirkungen, indem im Schutz bewehrter Sträucher (im Borkener Paradies insbesondere *Prunus spinosa*) die Baumregeneration punktuell ermöglicht wird und die dabei neu entstehenden Gehölzgruppen die Offenvegetation wieder verdrängen können (Abb. 12). So wird eine fortwährende Vegetationsdynamik erzeugt, die sich im heutigen Vegetationsmosaik als Momentaufnahme äußert. Im Borkener Paradies sind die genannten Prozesse beispielhaft erkennbar (Burrichter et al. 1980).

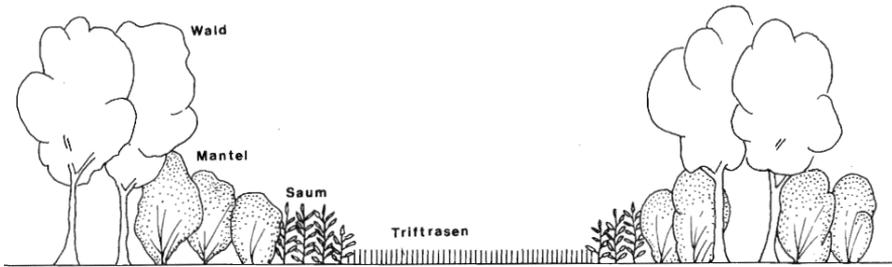


Abb. 11. Schematische Darstellung der zonenartigen Anordnung des Vegetationsmosaiks in Hudegebieten wie dem Borkener Paradies (aus Burrichter et al. 1980).

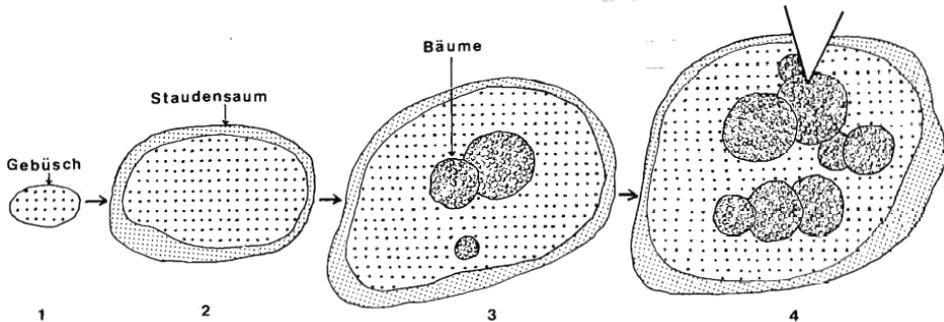


Abb. 12. Schematische Darstellung der Bildung eines Regenerationskomplexes aus einer Gebüsch-Initiale von *Prunus spinosa* (aus Burrichter et al. 1980). 1–4: unterschiedliche Entwicklungsstadien.

Flora und Vegetation

Die Vegetation des Borkener Paradieses ist eingehend von Burrichter et al. (1980) und Pott & Hüppe (1991) untersucht und dargestellt worden. Die folgenden Ausführungen stützen sich weitgehend auf diese Arbeiten und auf die in ihnen publizierten Vegetationsaufnahmen. Dabei wird an dieser Stelle nicht auf die Wasser- und Verlandungsvegetation der Ems bzw. der Altwässer eingegangen, da diese auf der Exkursionsroute nicht näher betrachtet werden. In den genannten Arbeiten finden sich jedoch auch dazu ausführliche Beschreibungen.

Die Vegetation im Borkener Paradies wird, abgesehen vom beweidungsbedingten Störungsregime und den fortwährenden Sukzessionsprozessen, maßgeblich vom Relief beeinflusst. Die Höhenlage über der Ems steuert neben der Wasserverfügbarkeit vor allem auch die Nährstoff- bzw. Basenversorgung der Standorte. Dabei weisen die von den Ems-hochwässern noch erfassten Bereiche (bis ca. 12 m ü. NN) deutlich günstigere Bedingungen auf, was sich besonders deutlich in der Vegetation der Offenbereiche widerspiegelt.

Die Vegetation des gehölzarmen Offenlandes

Die von Dünenzügen aufgebauten höher gelegenen Teile des Gebietes werden durch sehr ton- und humusarme, saure Sandböden charakterisiert. Durch Wind- oder Trittanrisse und Verwehungen kommt es immer noch stellenweise zur Bildung offener Bodenbereiche, die zunächst von *Carex arenaria* und *Corynephorus canescens* als wichtigste ausdauernde Arten

des *Spergulo-Corynephoretum* Libbert 1933 (Silbergras-Rasen, Tab. 2, Spalte 1) besiedelt werden. Als annuelle Arten treten *Spergula morisonii* und *Teesdalia nudicaulis* hinzu, die allerdings im Hochsommer nur noch in Resten zu sehen sind. Im Zuge der Festlegung der Dünenbereiche, auch durch biologische Krustenbildung durch Cyanobakterien und Mikroalgen (Zerbe 2019) werden die Offenbereiche im *Spergulo-Corynephoretum cladonietosum* (Abb. 13) vor allem durch unterschiedliche Kryptogamen geschlossen, neben Moosen (u. a. *Polytrichum piliferum*, *P. juniperinum*, *Racomitrium canescens*) auch verschiedene Flechtenarten, insbesondere aus der Gattung *Cladonia* (u. a. *C. arbuscula*, *C. portentosa*, *C. furcata*). Hinzu treten schließlich weitere Phanerogamen wie *Rumex acetosella*, *Agrostis vinealis*, *Festuca filiformis* und *Rumex acetosella*. Auf den Kuppenbereichen finden sich stellenweise größere mit *Calluna vulgaris* bewachsene Flächen (Abb. 13), die von der Gesamtartenzusammensetzung eher noch den Silbergrasfluren ähneln als den „klassischen“ Heidegesellschaften (*Vaccinio-Genistetalia* Schubert 1960). An Gehölzen finden sich auf den Dünen insbesondere einzelnstehende, ältere Stiel-Eichen (*Quercus robur*) und deren verbissener Jungwuchs.

An trittbeeinflussten Wegen mit weitgehend festgelegtem Boden, oft in den unteren Höhenbereichen und dadurch besser basenversorgt, fallen im Frühjahr größere Bestände von *Aira praecox* auf (*Airetum praecocis* Krausch 1967, Tab. 2, Spalte 2).



Abb. 13. Flechtenreicher Silbergrasrasen (*Spergulo-Corynephoretum cladonietosum*) auf bodensauren Dünenstandorten im Borkener Paradies mit einzelnen Flecken von *Calluna vulgaris* (Foto: C. Pepler-Lisbach, August 2023).

Tabelle 2. Pflanzengesellschaften der Magerrasen und des Wirtschaftsgrünlandes im Borkener Paradies. Vegetationsaufnahmen aus Pott & Hüppe (1991), Tabelle gekürzt.

1: *Spergulo-Corynephoretum* 4a: *Lolio-Cynosuretum luzuletosum*
 2: *Airetum praecocis* 4b: *Lolio-Cynosuretum typicum*
 3: *Diantho-Armerietum*

Gesellschaft	1	2	3	4a	4b		1	2	3	4a	4b
Zahl der Aufnahmen	10	12	7	6	9		10	12	7	6	9
<i>Spergula morisonii</i>	V				IV	V	.
<i>Corynephorus canescens</i>	V	II	I	.	.				II	III	.
<i>Cladonia chlorophaea</i>	IV	II	.	.	.				I	II	.
<i>Cladonia portentosa</i>	III				III	.	.
<i>Cladonia arbuscula</i>	III	+	.	.	.						
<i>Achillea millefolium</i>									V	V	V
<i>Aira praecox</i>	.	V	I	I	.				V	V	V
									V	V	V
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>									V	V	V
<i>Plantago lanceolata</i>									V	V	V
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	IV	IV	.	.	.				IV	IV	V
<i>Dicranum scoparium</i>	IV	V	.	I	II				V	V	III
<i>Cladonia furcata</i>	III	III	.	.	.				III	V	V
<i>Cornicularia aculeata</i>	I	II	.	.	.				III	II	V
<i>Racomitrium canescens</i>	II	III	.	.	.				III	IV	V
<i>Cladonia mitis</i>	II	III	.	.	.				IV	II	III
									III	II	II
<i>Carex arenaria</i>	V	V	V	I	.				IV	I	III
<i>Polytrichum juniperinum</i>	III	V	II	.	.				III	I	V
<i>Agrostis vinealis</i>	III	V	II	.	.				III	I	V
<i>Scleranthus perennis</i>	+	IV	III	.	.			II	V	V	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	I	V	III	.	.				V	V	
<i>Polytrichum piliferum</i>	III	I	II	.	.				I	V	IV
									IV	V	
<i>Dianthus deltoides</i>	.	.	V	.	.				IV	V	
<i>Galium verum</i>	I	.	V	I	.				IV	V	
<i>Sedum reflexum</i>	.	.	IV	.	.				IV	II	
<i>Carex caryophylla</i>	.	.	III	.	.						
<i>Sedum sexangulare</i>	.	.	III	.	.			I	V	.	
<i>Trifolium campestre</i>	.	.	III	.	.			+	I	V	.
<i>Viola tricolor</i>	.	.	III	.	.				IV	.	
<i>Sedum acre</i>	.	.	III	.	.				IV	.	
<i>Anthoxanthum aristatum</i>	.	.	III	.	.						
<i>Erophila verna</i>	I	.	III	.	.				I	V	
<i>Cerastium arvense</i>	.	.	V	.	III				I	III	
									I	.	III
<i>Bellis perennis</i>						
<i>Cynosurus cristatus</i>						
<i>Aphanes microcarpa</i>	.	.	I	.	.						

Das arten- und blütenreiche *Diantho-Armerietum* Pötsch 1962 ist im Gebiet ebenfalls an deutlich besser basenversorgte Standorte gebunden, oft mit einer scharfen Grenze im Gelände abgesetzt vom *Spergulo-Corynephoretum*, welches in den höher gelegenen Bereichen dominiert. Es repräsentiert die unterhalb von ca. 11 bis 12 m ü. NN gelegenen geschlossenen Sandmagerrasen, deren Böden durch die gelegentlichen Ems-Hochwässer basenreicher und, teilweise in Verbindung mit höheren Humus- und Tongehalten, etwas besser wasserversorgt sind. Dies äußert sich physiognomisch in den saftigeren Grüntönen des Bewuchses, der sich deutlich von den fahlen Farben der trocken-mageren Silbergrasrasen abhebt (Abb. 14).



Abb. 14. Sandmagerrasen im Borkener Paradies. Das *Diantho-Armerietum* besiedelt die tiefergelegenen Bereiche, das *Spergulo-Corynephoretum* die höher gelegenen Dünenkuppen (Foto: C. Pepler-Lisbach, August 2023).

Das *Diantho-Armerietum* zeichnet sich durch zahlreiche Arten aus (Tab. 2, Spalte 3). Neben z. T. basiphilen Magerrasenarten beteiligen sich auch einige Arten des mesophilen Grünlandes am Aufbau der Bestände. Wichtige Grasartige sind z. B. *Festuca rubra*, *F. filiformis*, *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum* und *Carex caryophyllea*. Einen besonders auffälligen Blütenaspekt bilden im Mai *Ranunculus bulbosus*, *Cerastium arvense* und *Viola tricolor*, begleitet von Anuellen wie *Cerastium semidecandrum*, *Vicia lathyroides* oder *Myosotis discolor* (Abb. 15). Später folgen u. a. *Galium verum*, *Dianthus deltooides*, *Thymus serpyllum*, *Pseudolysimachion spicatum*, *Leontodon saxatilis* und die Sukkulente *Sedum acre*, *S. rupestre* und *S. sexangulare* (Abb. 16). Unter den Kryptogamen sind Flechten und viele der akrokarpen Laubmoose nur noch selten zu finden, dafür hat vor allem *Rhytidadelphus squarrosus* höhere Anteile. Charakteristisch für das *Diantho-Armerietum* an der Ems ist das Fehlen von *Armeria elongata*, deren Verbreitungsgebiet westlich nur bis zur Weser reicht (Jeckel 1984).

Weiderasen des Wirtschaftsgrünlandes (*Lolio-Cynosuretum* Tüxen 1937) sind vor allem in tiefer oder nahe des Ems-Ufers gelegenen Bereichen zu finden, treten aber auch unter dem Einfluss früherer Düngung (Burrichter et al. 1980) vor allem im Norden und Osten des Gebietes auf (Tab. 2, 4a und 4b, Abb. 17). Bezeichnend sind hier zusätzlich vorkommende Arten des Wirtschaftsgrünlandes wie *Lolium perenne*, *Phleum pratense*, *Trifolium repens*, *Prunella vulgaris* und *Cerastium holosteoides*. Gleichzeitig fallen eine Reihe auffälliger Magerrasenarten aus, z. B. *Galium verum*.

Die Bestände des *Diantho-Armerietum* wie auch die des *Lolio-Cynosuretum* sind oft durchsetzt von Schlehen-Jungwuchs, welcher durch Wurzelaufläufer vom Rand der Gehölzgruppen aus ins Offenland vordringt und dort durch Verbiss mehr oder weniger stark zurückgehalten wird. Hier sind fließende Übergänge zu den Gebüschern bzw. Waldmänteln zu beobachten. In feuchten Rinnen finden sich vereinzelt Flutrasen in die Weideflächen eingestreut.



Abb. 15. *Diantho-Armerietum*, Frühlingsaspekt mit *Viola tricolor*, *Ranunculus bulbosus*, *Cerastium arvense* und *Erodium cicutarium* (Foto: C. Pepler-Lisbach, Mai 2023).



Abb. 16. *Diantho-Armerietum*, Sommerspekt, u. a. mit *Dianthus deltoides* und *Galium verum* (Foto: C. Pepler-Lisbach, August 2023).



Abb. 17. Mesophiler Weiderasen (*Lolio-Cynosuretum*, u.a. mit *Bellis perennis*) mit angrenzenden nitrophilen Säumen und mesophilen Gebüschen (*Crataego-Prunetum*) im Borkener Paradies (Foto: C. Pepler-Lisbach, Mai 2023).

Die Vegetation der Wälder und Gebüsche

Zum charakteristischen Vegetationsmosaik der Hudelandschaft gehören neben den offenen Magerrasen auch Gebüsche und Hudewälder. Dabei finden sich alle Übergänge als Ausdruck einer dynamischen Situation, die aus fortwährend stattfindenden Degradations- und Regenerationsprozessen resultiert (Burrichter et al. 1980). Auf den trockeneren Dünenbereichen fehlen Wälder heute weitgehend bzw. bestehen aus fragmentarischen Ausprägungen des Eichen-Birkenwaldes (*Betulo-Quercetum* Tüxen 1937). Die im Überflutungsbereich der Ems liegenden Wälder sind hudebedingte Ausprägungen eines Stieleichen-Hartholzauwaldes (*Quercu-Ulmetum* Issler 1924) mit dominierender *Quercus robur*. Neben einzelnen breitkronigen, typischen Hudewald-Eichen (Abb. 18) besteht die Baumschicht stellenweise auch aus jüngeren Baumexemplaren oder wird von Strauch-dominierten Gehölzgruppen unterbrochen. Als weitere Baumarten kommen *Carpinus betulus*, *Fagus sylvatica*, *Acer campestre*, *Alnus glutinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Malus sylvestris* und *Ulmus minor* vor (s. auch Pott & Hüppe 1991). An Straucharten finden sich vor allem *Crataegus laevigata*, *C. monogyna*, *Rhamnus cathartica*, *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *Euonymus europaeus*, *Salix purpurea* sowie die invasive *Prunus serotina*. Die Krautschicht des Stiel-Eichen-Auwaldes ist im Borkener Paradies eher artenarm. Es treten u.a. *Rubus caesius*, *Geum urbanum*, *Viola reichenbachiana*, *Glechoma hederacea*, *Geranium robertianum*, *Dryopteris filix-mas*, *Filipendula ulmaria*, und *Rumex sanguineus* auf (s. auch Burrichter et al. 1980). Die Waldmäntel im Übergang zu den angrenzenden, offenen Weiderasen werden von Beständen des *Crataego-Prunetum spinosae* Hueck 1931 (inkl. *Corno-Prunetum* Wittig 1976) gebildet, in denen meist die Schlehe (*Prunus spinosa*) dominiert (Abb. 19). Die Schlehengebüsche treten allerdings nur auf den tiefer gelegenen, basenreichen Böden auf. Auf den Dünen, in

Kontakt zu den Silbergrasrasen, sind solche Waldmäntel nicht ausgebildet. Neben *Prunus spinosa* beteiligen sich auch die oben genannten Straucharten des Auwaldes in wechselnden Mengenverhältnissen an diesen Gebüsch (Pott & Hüppe 1991). Insbesondere *Prunus spinosa* kann durch Wurzelbrut weit in die angrenzenden Weiderasen vordringen. Andernorts treten an den Gehölzrändern nitrophile Saumgesellschaften auf (Abb. 17), mit Arten wie *Urtica dioica*, *Chaerophyllum temulum*, *Torilis japonica*, *Fallopia dumetorum* oder *Ceratocarpus claviculata*.

Naturschutz

Das Borkener Paradies ist bereits seit 1937 Naturschutzgebiet. In den folgenden Jahrzehnten kam es zu einigen Modifikationen des Grenzverlaufs. Vor allem im Osten des Gebietes gingen Flächen u. a. durch Flurbereinigungsmaßnahmen verloren (Burrichter et al. 1980). Das NSG ist ebenfalls Bestandteil des über 8.000 ha großen FFH-Gebietes 013 Ems, das sich von der Landesgrenze zu Nordrhein-Westfalen bis nach Papenburg erstreckt. Wertbestimmend sind hier vor allem die Lebensraumtypen 91F0 (Hartholzauewälder) und 2330 (Dünen mit offenen Grasflächen mit *Corynephorus* und *Agrostis*), welche im Gebiet zu großen Teilen mit gutem oder mittlerem Erhaltungszustand auftreten (Landkreis Emsland 2021: Karte 3). Außerdem sind Flächen den LRT 9190 (Alte bodensaure Eichenwälder), 2310 (Trockene Sandheiden) und 6430 (Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des *Magnopotamions* oder *Hydrocharitions*) zugeordnet. An gefährdeten Gefäßpflanzen (nach Garve 2004) sind u. a. zu nennen: *Butomus umbellatus* (3), *Carex caryophylla* (2T), *Cynosurus cristatus* (3), *Dianthus deltoides* (3), *Malus sylvestris* (3), *Pseudolysimachion spicatum* (2), *Ranunculus aquatilis* (3), *Rhamnus cathartica* (3), *Scleranthus perennis* (3), *Thymus serpyllum* (3), *Ulmus minor* (3), *Vicia lathyroides* (3) (Pott & Hüppe 1990, eigene Beobachtungen).

Das im Eigentum des Landes befindliche Gebiet wird von der Staatlichen Moorverwaltung betreut, die auch die Beweidung des Gebietes mit Rindern und Pferden organisiert.



Abb. 18. Beweideter Stieleichen-Hartholzauwald (*Quercus-Ulmetum*) im Borkener Paradies (Foto: C. Pepler-Lisbach, Mai 2023).



Abb. 19. Hartholzauwald (*Quercus-Ulmetum*) mit vorgelagertem Schlehengebüsch (*Crataego-Prunetum*) und angrenzendem Sandmagerrasen (*Diantho-Armerietum*) im Borkener Paradies (Foto: C. Pepler-Lisbach, Mai 2023).

2.3 Exkursionziel Versener Heidesee

Einleitung

Der rapide Landschaftswandel hat v. a. seit Mitte des 20. Jahrhunderts aufgrund verschiedener Entwicklungen in Nordwestdeutschland einen gravierenden Rückgang oligo- und mesotropher Stillgewässer und ihrer kennzeichnenden Arten und Lebensgemeinschaften bewirkt. Ehemals weit verbreitete, landschaftstypische Biotoptypen wie z. B. Heideweiher und nährstoffarme Geest-Seen sind inklusive ihrer charakteristischen Pflanzenarten davon besonders betroffen (u. a. Witte 1982, Vahle 1990a, Raabe & van de Weyer 1998). Mehrere Rote Listen verdeutlichen diese Entwicklung (u. a. Metzging et al. 2018, Garve 2004). Europäische Richtlinien wie die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL, Europäische Kommission 1992), nationale Naturschutzgesetze sowie (inter-)nationale Konventionen haben das Ziel, dieser negativen Entwicklung entgegenzuwirken. Neben neu angelegten Artenschutzgewässern (u. a. Raabe & van de Weyer 2005, Becker 2015) können bei Gewährleistung Wenn eine naturnahe Folgenutzung gewährleistet ist, können auch Bodenabbaugewässer geeignete Sekundärlebensräume für Arten oligo- und mesotropher Gewässer sein (u. a. Werneke et al. 2018, Seelen et al. 2021). Dies soll am Beispiel des Versener Heidesees, eines fischfreien Sandabbaugewässers in Nordwestdeutschland, aufgezeigt werden.

Geographische Lage; Pflege

Der etwa 16 ha große, im Landkreis Emsland bei Meppen gelegene Versener Heidesee (Abb. 20) ist rund 30 Jahre alt. Es handelt sich um ein künstliches Sand-Abtragungsgewässer, das im Zuge der Herstellung der Emsland-Autobahn A31 Anfang der 1990er Jahre entstand und nach Beendigung der Arbeiten für Zwecke des Naturschutzes erhalten werden sollte (Böckermann et al. 2022). Der Versener Heidesee hat sich dank einiger günstiger Bedingungen wie dem Fehlen von Zu- und Abflüssen, der Abwesenheit direkt angrenzender landwirtschaftlicher Nutzflächen sowie einer an naturschutzfachlichen Zielen ausgerichteten Pflege in kurzer Zeit zu einem herausragenden Lebensraum von bundesweiter Bedeutung entwickelt - insgesamt 30 gefährdete Pflanzenarten der Roten Listen Niedersachsen und Deutschland kommen hier vor.

Auf Betreiben des Naturschutzvereins „Land Unter e. V.“ erfolgte 2008 die Ausweisung als Naturschutzgebiet (NSG, Nr. WE 266) mit dem Namen „Versener Heidesee“ (NLWKN 2016). Der See selbst ist dem Lebensraumtyp (LRT) 3110 („Oligotrophe, sehr schwach mineralische Stillgewässer der Sandebenen (*Littorelletalia uniflorae*)“) gemäß der FFH-RL (Europäische Kommission 1992) zuzuordnen. Er ist bis heute frei von Fischen und damit einer fischereilichen Nutzung, nicht frei zugänglich und wird extensiv mittels Schafbeweidung gepflegt (Böckermann et al. 2022). Seine Ufer wurden weitgehend naturnah mit ausgedehnten Flachwasserzonen gestaltet, die insbesondere an der Ostseite sehr breit ausgebildet sind. Der vermutlich bis zu 28 m tiefe See befindet sich im Eigentum der Staatlichen Moorverwaltung Weser-Ems des Landes Niedersachsen. Er ist umgeben von Sand- und Moorheiden, die den LRT 4010 (Feuchte Heiden mit Glockenheide) und 4030 (Trockene Heide) der FFH-RL (Europäische Kommission 1992) angehören. Das insgesamt 40 Hektar große Gesamtareal wird durch die A 31 im Westen, die B 402 im Osten, schmale Waldbestände und einen mehrere Meter breiten Entwässerungsgraben begrenzt. Einen direkten Kontakt zu intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen gibt es nicht. Der See hat weder Zu- noch Abflüsse und speist



Abb. 20. Der Versener Heidesee (Foto: T. Böckermann).

sich allein aus Grund- und Regenwasser. Je nach Menge von Niederschlag und Verdunstung schwankt die Größe seiner Oberfläche in den Sommermonaten von Jahr zu Jahr erheblich um ein bis zwei Hektar.

Der Versener Heidesee befindet sich mitten im ehemaligen Verbreitungsgebiet atlantischer Heideweier, das sich von Nordbelgien über die Niederlande und Nordwestdeutschland bis Dänemark und Polen erstreckte (Vahle 1990a). Im Landkreis Emsland und der angrenzenden Grafschaft Bentheim gab es einst rund 300 dieser oligotrophen und meistens sehr flachen Gewässer. Heute ist nicht einmal mehr eine Handvoll von ihnen übrig (Böckermann 2011a). Heideseen derartiger Tiefe hat es im Emsland allerdings nicht gegeben, wohl aber mehrere Hektar große flache Heideweier wie das Tinner Steinmeer bei Haren; die beiden natürlich entstandenen, noch naturnahen Geest-Heidessen liegen im Landkreis Cuxhaven (Buchwald et al. 2022).

Der Versener Heidesee wird seit rund 25 Jahren vom ehrenamtlich tätigen Naturschutzverein „Land Unter e. V.“ betreut und ganzjährig mit rund 45 Bentheimer Landschafen (plus Nachzucht sind es im Sommer 80 bis 100 Tiere) und Niederländischen Landziegen beweidet (Land Unter e. V. 2020). Der Verein bewirtschaftet die Flächen mit dem Ziel, möglichst optimale Lebensbedingungen für die seltenen, oligo- bis mesotraphenten Pflanzenarten zu schaffen und zu erhalten. Zeitpunkt und Dauer der Beweidung werden kleinräumig variiert und immer der aktuellen Situation angepasst. Hauptzweck der Beweidung war ursprünglich das Offenhalten der Seeufer, um im Winter nordischen Sing- und Zwergschwänen den freien An- und Abflug in ihr Nachtquartier zu ermöglichen. Erst mit der Zeit wurde deutlich, dass sich gefährdete, kennzeichnende Pflanzenarten der Heideweier im Untersuchungsgebiet angesiedelt hatten, da sie von der Beweidung der Ufer profitierten (Böckermann et al. 2022).

Das Bentheimer Landschaft eignet sich hervorragend zur Pflege der selten gewordenen Heidelandschaften und Magerrasen. Das Entstehungsgebiet des Bentheimer Landschaftes bestand einst zu einem erheblichen Teil aus Heide, Heidemooren und Magerrasen (Böckermann 2011b). Vergleicht man das deutsch-niederländische Hauptverbreitungsgebiet der Heideweiher-Arten *Lobelia dortmanna*, *Cicendia filiformis*, *Hypericum elodes* und *Littorella uniflora* mit dem Entstehungsgebiet des Bentheimer Landschaftes, so ergibt sich eine deutliche Übereinstimmung.

Das Naturschutzgebiet „Versener Heidesee“ ist Bestandteil des ehemals 200 km² umfassenden grenzübergreifenden Bourtangere Moores in Deutschland und den Niederlanden und bestand vor der Ausbaggerung zu einem großen Teil aus entwässertem Hochmoor, das sich auf umfangreichen Sandschichten gebildet hatte. Allerdings stand in diesem Bereich des Bourtangere Moores der Sand stellenweise sehr hoch an und bildete Sandköpfe, die aus dem Moor herausragten. Im 3,1 km Luftlinie entfernten Groß Fullen gab es in der Vergangenheit einen seit langem erloschenen Bestand von *Lobelia dortmanna* (Lübben 1973). Bei der Entstehung des Versener Heidesees sind vermutlich fluviatile, tonig-schluffige Schichten teilweise freigelegt worden, die in einigen Rinnen und Mulden des ehemaligen Versener Moores früher vorkamen (Holze 1958). Dies spiegelt sich in seinen hydrochemischen Eigenschaften wider.

Untersuchungen 2000–2020: Methodik

Die floristische Inventarisierung der Wasser- und Ufervegetation des Versener Heidesees erfolgte kontinuierlich zwischen 2000 und 2020 zu verschiedenen Jahreszeiten v. a. durch Tobias Böckermann. Die Wasservegetation wurde durch Schnorcheln und Betauchen der Flachwasserbereiche sowie mit Hilfe von Teleskop- und Wurfharke v. a. durch Ralf Becker (Oldenburg) untersucht. Die Nomenklatur in diesem Exkursionsbericht folgt hinsichtlich der Gefäßpflanzen Metzging et al. (2018) sowie in Bezug auf die Armleuchteralgen (*Characeae*) der Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (2016). Die Angaben zum jeweiligen Gefährdungsstatus der einzelnen Taxa beziehen sich auf folgende Rote Listen (RL): Regionalisierte RL der Farn- und Blütenpflanzen von Niedersachsen und Bremen (Garve 2004), RL der Farn- und Blütenpflanzen von Deutschland (Metzging et al. 2018), RL der Armleuchteralgen von Niedersachsen und Bremen (Vahle 1990b) sowie RL der Armleuchteralgen Deutschlands (Korsch et al. 2013).

Für die hydrochemischen Analysen wurden zwischen 2016 und 2020 im dreimonatigen Rhythmus Wasserproben entnommen. Die Entnahme erfolgte an zwei Probestellen im ufernahen Flachwasser im nordöstlichen Bereich des Sees. Die Messungen von pH-Wert und Leitfähigkeit wurde direkt im Gewässer durchgeführt. Im Labor wurden TP, PO₄-P, NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N, TN, Ca und Mg nach den geltenden DIN-Vorschriften für Wasseruntersuchungen bestimmt (Wasserchemische Gesellschaft 1993a, b, 2000). Berücksichtigt wurden ergänzend bereits im Jahr 2009 analysierte Wasserproben (vgl. Böckermann et al. 2022).

Ergebnisse

Hydrochemie

Die Gesamt-Stickstoff-Konzentration (TN) schwankt seit 2016 zwischen 0,54 mg/l und 0,98 mg/l mit einem Mittelwert von 0,75 mg/l. Im Jahr 2009 hatte der TN-Mittelwert mehrerer Proben noch 0,90 mg/l betragen (vgl. u. a. Becker & Böckermann 2017). Insgesamt ist

hinsichtlich TN eine leicht abnehmende Tendenz zu verzeichnen. Die Nitrat-Stickstoff-Werte (NO₃-N) bewegten sich bei einem Mittelwert von 0,25 mg/l zwischen 0,11 und 0,40 mg/l, die Ammonium-Stickstoff-Werte (NH₄-N) bei einem Mittelwert von beinahe 0,10 mg/l zwischen 0,03 und 0,27 mg/l (Einzelheiten siehe Böckermann et al. 2022).

Die Gesamtposphor-Konzentration befand sich mit einem Mittelwert von 0,026 mg/l insgesamt auf niedrigem Niveau und ist im Untersuchungszeitraum von 0,067 mg/l im August 2016 auf 0,016 mg/l im Dezember 2020 stark gesunken. Die Werte von Ortho-Phosphat schwankten zwischen dem Maximum von 0,033 mg/l im August 2016 und dem Minimum von 0,008 mg/l.

Die Leitfähigkeit erwies sich zwischen 2016 und 2020 bei einem Mittelwert von 172 µS/cm und einer Amplitude zwischen 162 und 188 µS/cm als recht konstant. Im Jahr 2009 hatte der Mittelwert der Leitfähigkeit noch 162 µS/cm betragen. Der pH-Wert oszillierte im Untersuchungszeitraum zwischen 7,1 und 9,3 mit einem Mittelwert von 8,2; im August 2009 war noch ein pH-Wert von 6,5 gemessen worden (Becker & Böckermann 2017). Hinsichtlich der Parameter Calcium, Magnesium und Gesamthärte zeigte der Versener Heidesee im Untersuchungszeitraum nur sehr geringe Schwankungen und erwies sich als recht kalkarmes, aber durch Basen gepuffertes, alkalisches Stillgewässer.

Insgesamt kennzeichnen die untersuchten Parameter den Versener Heidesee als meso- (bis oligo-)trophes, gut gepuffertes Stillgewässer (vgl. u. a. Lawa 1999, Pott & Remy 2008).

Flora und Vegetation

Dank der Schafbeweidung sind die Ufer des Sees überwiegend frei von Gehölzen und hochwüchsigen Röhrichtarten, so dass der überwiegend aus West bis Südwest wehende Wind vor allem auf der Ostseite eine starke Wirkung erzielen kann. Die vorherrschenden Westwinde halten mit Hilfe der Wellenbewegungen die ausgedehnten sandigen Flachwasserbereiche am Nord- und Ostufer des Sees weitgehend frei von Feinsedimenten und organischen Ablagerungen. Dadurch bedingt konnte sich v. a. in diesem Bereichen eine besonders artenreiche Vegetation mit Characeen und zahlreichen gefährdeten *Littorelletea*-Arten entwickeln (Böckermann et al. 2022). Insgesamt wurden im Versener Heidesee inklusive seiner Uferbereiche bisher 153 Taxa der Farn- und Blütenpflanzen und der Armleuchteralgen nachgewiesen. Darunter befinden sich die in Tabelle 3 angeführten 30 gefährdeten Arten der Roten Listen (Vahle 1990b, Garve 2004, Korsch et al. 2013, Metzging et al. 2018). Herausragende floristische Elemente sind die sehr großen Populationen von *Baldellia ranunculoides* (Gewöhnlicher Igelschlauch), *Cicendia filiformis* (Fadenenzian) und *Nitella hyalina* (Schimmernde Glanzleuchteralge) sowie ein 2020 neu entdeckter kleiner Bestand von *Luronium natans* (Froschkraut), einer gemäß den Anhängen II und IV der FFH-RL streng geschützten Art. Außerdem konnte in den letzten Jahren eine große Population der Wasser-Lobelia (*Lobelia dortmanna*) etabliert werden. Auf ausgewählte, überwiegend sowohl in Niedersachsen als auch in Deutschland stark gefährdete Arten und ihre Bestandsentwicklungen wird im Folgenden näher eingegangen.

Littorelletea-Arten prägen i.W. die Vegetation der ufernahen Flachwasserbereiche, während in tieferen Gewässerzonen v. a. Arten der Characeen und der Gattung *Potamogeton* dominieren. Bestandsbildend sind in weiten Teilen des Versener Heidesees fünf Arten der Characeen sowie *Potamogeton alpinus* und stellenweise *Pilularia globulifera* und *Littorella uniflora*. Aufgrund der relativ nährstoffarmen Standortbedingungen und des fehlenden Fischbesatzes liegt die maximale untere Makrophytengrenze im Versener Heidesee bei 8,0 m Tiefe (Jansing & Jansing 2019).

Tabelle 3. Nachweise ausgewählter gefährdeter Pflanzenarten im Versener Heidesee.

RL N = Rote Liste Niedersachsen/Bremen - Region Tiefland (Garve 2004), RL D = Rote Liste Deutschland (Metzing und al. 2018): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, - = nicht gefährdet, * = Art nicht in der RL aufgeführt. Angabe der Bestandsgrößen in Anzahl der Individuen/Horste: 1 = 1 Expl., 2 = 2–5, 3 = 6–25, 4 = 26–50, 5 = 51–100, 6 = 101–1.000, 7 = 1.001–10.000, 8 = >10.000.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	RL N	RL D	Bestandsgröße 2020
<i>Baldellia ranunculoides</i>	Gewöhnlicher Igelschauch	2	2	8
<i>Carex panicea</i>	Hirsen-Segge	3	V	7
<i>Chara virgata</i>	Feine Glanzleuchteralge	3	-	8
<i>Cicendia filiformis</i>	Fadenenzian	2	2	8
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Geflecktes Knabenkraut	3	3	1
<i>Drosera intermedia</i>	Mittlerer Sonnentau	3	3	8
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rundblättriger Sonnentau	3	3	8
<i>Eleocharis multicaulis</i>	Vielstängelige Sumpfbirse	2	2	5
<i>Gentiana pneumonanthe</i>	Lungenenzian	2	2	6
<i>Helichrysum luteoalbum</i>	Gelbweißes Ruhrkraut	2	2	4
<i>Hypericum elodes</i>	Sumpffjohanniskraut	2	2	4
<i>Juncus filiformis</i>	Fadenbinse	3	V	7
<i>Littorella uniflora</i>	Strandling	2	2	8
<i>Luronium natans</i>	Froschkraut	2	2	3
<i>Lobelia dortmanna</i>	Wasser-Lobelia	1	1	7
<i>Lycopodiella inundata</i>	Sumpf-Bärlapp	3	3	7
<i>Lycopodium clavatum</i>	Keulen-Bärlapp	3	3	0
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	Wechselblütiges Tausendblatt	2	2	2
<i>Nitella flexilis</i>	Biegsame Glanzleuchteralge	3	3	8
<i>Nitella hyalina</i>	Vielästige Glanzleuchteralge	*	1	8
<i>Nitella opaca</i>	Dunkle Glanzleuchteralge	0	3	8
<i>Nitella translucens</i>	Schimmernde Glanzleuchteralge	2	2	8
<i>Osmunda regalis</i>	Königsfarn	3	3	3
<i>Pilularia globulifera</i>	Pillenfarn	2	2	8
<i>Potamogeton alpinus</i>	Alpenlaichkraut	V	3	8
<i>Potamogeton gramineus</i>	Grasartiges Laichkraut	2	2	3
<i>Potamogeton nodosus</i>	Knoten-Laichkraut	3	V	3
<i>Potamogeton obtusifolius</i>	Stumpfblättriges Laichkraut	3	3	6
<i>Potamogeton</i> c.f. <i>polylongifolius</i>	Knöterich-Laichkraut	3	3	3
<i>Rhynchospora alba</i>	Weißes Schnabelried	3	3	4

Baldellia ranunculoides (Igelschlauch)

Das Vorkommen des Igelschlauchs am Versener Heidesee wurde 2008 erstmals entdeckt. Seitdem hat sich die Art v. a. entlang des Ost- und Nordufers stark ausgebreitet (Abb. 21). Infolge der Dürrejahre 2018 und 2019 erfolgte aufgrund stark gefallener Wasserstände vorübergehend ein leichter Bestandsrückgang. 2020 und in den Folgejahren waren wieder deutlich mehr als 10.000 Individuen vorhanden (Böckermann et al. 2022).

Der Igelschlauch besiedelt vornehmlich die sandigen Flachwasserbereiche bis ca. 0,5 m Tiefe, in denen er v. a. mit *Pilularia globulifera*, *Littorella uniflora*, *Lobelia dortmanna*, *Chara virgata* und *Eleocharis palustris* ssp. *palustris* vergesellschaftet ist. Die Art dringt im Versener Heidesee entlang der Abbruchkanten auch in größere Tiefen von bis zu ca. 2 m vor und bildet teilweise dichte Rasen, oft gemeinsam mit *Nitella opaca*, *N. hyalina* und *Chara virgata*. *Baldellia ranunculoides* ist als konkurrenzschwache Art oligo- bis mesotropher Gewässer sowohl in Niedersachsen als auch in Deutschland aufgrund massiver Bestandsrückgänge stark gefährdet. Die Art ist in Deutschland mit Vorkommen in weniger als 60 Rasterfeldern sehr selten und müsste nach Metzging et al. (2018: 25) ohne die Erfolge gezielter Artenschutzmaßnahmen in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen bundesweit eigentlich als vom Aussterben bedroht bewertet werden. Im westlichen Niedersachsen liegen die Schwerpunkt-Vorkommen des Igelschlauchs v. a. in Heideweihern und neu angelegten Kleingewässern in der Grafschaft Bentheim sowie in feuchten Dünentälern auf Borkum (u. a. Garve 2007, Petersen2000, Becker unveröff.). Die Bestände im Weser-Ems-Gebiet sind gemäß den Ergebnissen von Bestandskontrollen gegenüber den bei Garve (2007) dargestellten Wuchs-orten auf dem Festland stark zurückgegangen (Fuhrmann, pers. Mitt., Meyer-Spethmann pers. Mitt.).

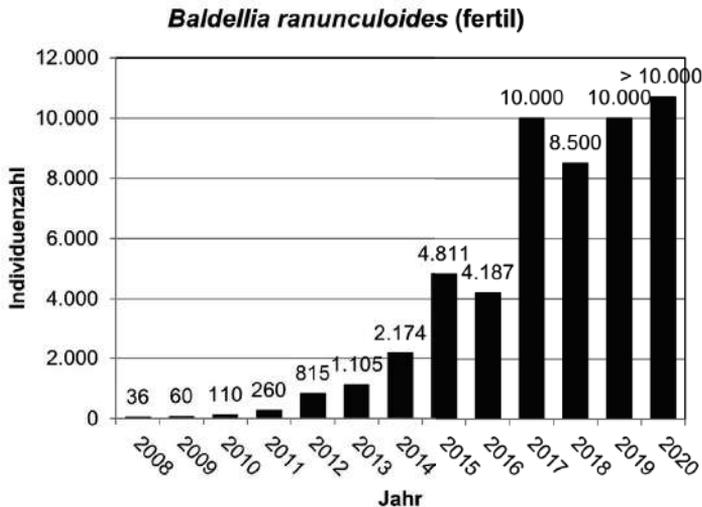


Abb. 21. Bestandsentwicklung von *Baldellia ranunculoides* (2008 bis 2020) im Versener Heidesee. Gezählt wurden nur blühende Exemplare.

Littorella uniflora (Strandling)

Littorella uniflora wurde 2010 erstmals im Versener Heidesee nachgewiesen - so wie die meisten anderen Heideweiherarten am Nordostufer. 2014 besiedelte der Strandling eine Gesamtfläche von 14 Quadratmetern, 2019 besiedelte bereits ca. 620 m² (Böckermann et al. 2022). Die Wuchsorte von *Littorella uniflora* im Versener Heidesee sind v. a. auf die Flachwasserbereiche zwischen 0 und 30 cm Tiefe beschränkt, in denen die Art überwiegend mit *Pilularia globulifera*, *Eleocharis palustris* ssp. *palustris* und *Chara virgata* vergesellschaftet ist. In den sehr trockenen Sommern 2018 und 2019 fiel das Seeufer großflächig trocken und gab große Teppiche des Strandlings frei. *Littorella uniflora* wird von den Schafen in diesem trockengefallenen Zustand manchmal gefressen, übersteht das aber offenbar gut. Deutlich mehr Probleme hatte die Art mit der sehr extremen Trockenheit 2019, in deren Zuge Dutzende Quadratmeter über viele Wochen gänzlich ohne Feuchtigkeit blieben und zum Teil abstarben. *Littorella uniflora* ist sowohl in Deutschland als auch in Niedersachsen stark gefährdet und gehört zu den prioritären Arten für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen in Niedersachsen (NLWKN 2011).

Lobelia dortmanna (Wasser-Lobelie)

Lobelia dortmanna (Abb. 22) gilt sowohl in Deutschland als auch in Niedersachsen als vom Aussterben bedroht. In Norddeutschland existieren aktuell nur noch vier etablierte Vorkommen der Art. Darüber hinaus sind zwei weitere, vor wenigen Jahren nach dem Erlöschen der dortigen Ursprungspopulationen angesalbte, kleine Bestände am Silbersee und am Ahlder Pool bekannt, wobei inzwischen auch das Vorkommen im Ahlder Pool erloschen ist (Buchwald et al. 2022). Die Wasser-Lobelie zählt in Niedersachsen zu den wenigen Arten der Farn- und Blütenpflanzen mit höchster Priorität für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen (NLWKN 2011). Die Standortbedingungen im Versener Heidesee erschienen für einen Ansiedlungsversuch günstig.



Abb. 22. Blühendes Exemplar von *Lobelia dortmanna* im Versener Heidesee (Foto: T. Böckermann).

Deshalb beantragte und erhielt T. Böckermann 2013 bei der Unteren Naturschutzbehörde des Landkreises Emsland die Genehmigung für einen Ansalbungsversuch. Gleichzeitig genehmigte die zuständige „Landschaap Overijssel“ in Dalfsen/Niederlande am 16.09.2013 die Entnahme von Samenkapseln der Wasserlobelie im Naturreservat Bergvennen, das direkt an der deutsch-niederländischen Grenze bei Nordhorn liegt und mit mehreren hunderttausend Individuen einen der größten Lobelien-Bestände der Region beherbergt (Weeda et al. 2012). Die Entnahme von 30 Samenkapseln war für den Standort unbedeutend, Samenmaterial aus dem Emsland war nicht verfügbar. Den ‚Makel‘ einer möglicherweise nicht ausreichend autochthonen Herkunft sahen die Initiatoren angesichts einer Entfernung von nur 34 Kilometern Luftlinie als zu vernachlässigen an (Böckermann et al. 2022).

Die Samen aus Bergvennen wurden nicht direkt in den Versener Heidensee ausgebracht, aus Sorge, sie könnten in dem windexponierten Gewässer nicht zur Keimung kommen. Stattdessen wurden sie in Marmeladengläsern mit Regenwasserfüllung auf Sand ausgesät und überwinterten frostfrei auf der Fensterbank. Im Laufe der Zeit verdunstete das Wasser zeitweise, was für wechselnde Wasserstände sorgte. Der Sand fiel dank gezielter Bewässerung aber nie ganz trocken. Die Samen trieben eine Zeitlang auf der Wasseroberfläche und keimten, einige schwammen frei im Wasser und schlugen erst Wurzeln im Sand, als der Wasserstand niedrig war (Böckermann et al. 2022).

Im August 2014 konnten die ersten sechs daraus entstandenen Lobelien-Rosetten ausgepflanzt werden, wegen des starken Wellenschlages und der Gefahr des Ausspülens am Ostufer erhielten sie Standorte zwischen *Eleocharis palustris* ssp. *palustris*. Im Juni 2015 kamen die ersten zwei Individuen zur Blüte, 2016 waren es 25; bis 2018 wurden insgesamt 44 Rosetten aus der in den Gläsern weiter betriebenen Aufzucht (nach zwei Jahren ließen sich an einst gekeimten Individuen weitere Samen ernten) im See ausgepflanzt.

Nach dem Dürresommer 2018 kamen im Versener Heidensee im September 2018 schon 360 Lobelien zur Blüte - sie profitierten offensichtlich von den niedrigen Wasserständen, die auch solche Individuen freilegte, die sich unbemerkt im tieferen Wasser entwickelt hatten. 2018, 2020 und 2023 konnte die Unterwasserblüte von *Lobelia dortmanna* samt Samenbildung beobachtet werden. 2019 sank der Wasserstand des Sees noch tiefer als 2018. In diesem Jahr kamen mindestens 1550 Lobelien zur Blüte, 2020 bei durchschnittlich deutlich höherem Wasserstand ca. 1.600 Exemplare und 2022 genau 2235 (Abb. 23). Ein großer Teil der Population war zur Blütezeit für die Beweidung durch einen mobilen Elektrozaun gesperrt, da Schafe und vor allem Ziegen gelegentlich an (vor allem Blütenständen von) Lobelien fressen. 2023 war der Wasserstand im See extrem hoch, so dass die meisten Lobelien nicht zur Blüte kamen. Stichprobenerfassungen legen nahe, dass ihre Zahl insgesamt aber weiter deutlich gestiegen ist.

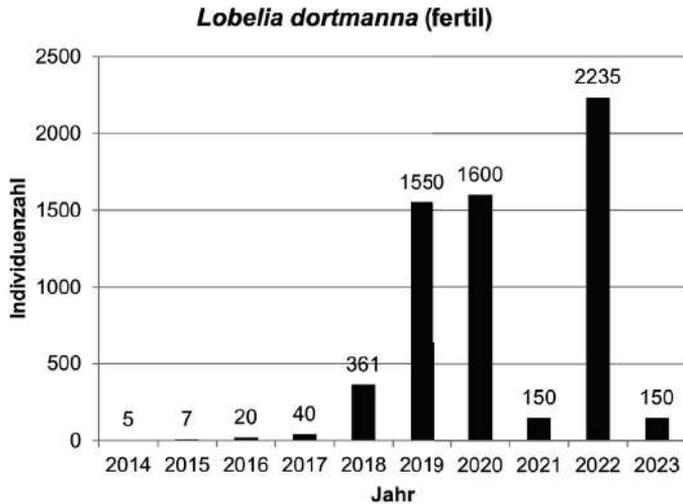


Abb. 23. Bestandsentwicklung (nur fertile Exemplare!) von *Lobelia dortmannia* am Versener Heidesee zwischen 2014 (Erstsiedlung) und 2023.

Pilularia globulifera (Pillenfarn)

Der Pillenfarn bildet v. a. in den Flachwasserbereichen großflächige Bestände, in denen er u. a. mit *Littorella uniflora*, *Eleocharis palustris* ssp. *palustris*, *Baldellia ranunculoides*, *Nitella hyalina*, *N. flexilis* und *Chara virgata* vergesellschaftet ist. *Pilularia globulifera* dringt im Versener Heidesee aber auch in größere Tiefen entlang der Abbruchkante vor und wächst dort gemeinsam mit u. a. *Nitella opaca*, *N. hyalina*, *Ranunculus peltatus* ssp. *peltatus* und *Potamogeton alpinus*. *Pilularia globulifera* wurde am Versener Heidesee erstmals 2011 nachgewiesen und hat sich bis 2016 stark ausgebreitet. Seitdem ist die Bestandsgröße weitgehend konstant, weil der Pillenfarn durch starke Stürme aus dem Sediment gerissen und somit dezimiert wird. Im Herbst 2016 fraßen Gastvögel im Südostteil des Sees sämtliche Wasserpflanzen, bevorzugt *Pilularia globulifera*, dessen Bestand sich aber im Folgejahr davon erholte (Böckermann et al. 2022).

Während der Pillenfarn in seinem Hauptverbreitungsgebieten im südwestlichen Niedersachsen und in Nordrhein-Westfalen ehemals v. a. oligotrophe, natürliche Gewässer mit sandigem Untergrund besiedelte, kommt die Art heute überwiegend in anthropogen entstandenen oligo- bis mesotrophen Artenschutz- und Abgrabungsgewässern vor (Kaplan & Prolingheuer 1989, Hellberg & Cordes 1990). *Pilularia globulifera* hat sich auch im Weser-Ems-Gebiet in den letzten Jahren in zahlreichen neu angelegten Artenschutzgewässern und in naturnah gestalteten Regenrückhaltebecken neu etablieren können.

Luronium natans (Froschkraut)

Das Froschkraut wurde im Versener Heidesee 2020 erstmals mit einem kleinen Bestand von 12 Individuen in Flachwasserbereichen des Süd- und Südwestufers bis in 0,6 m Tiefe nachgewiesen (Böckermann et al. 2022). Die Art ist hier v. a. mit *Eleocharis palustris* ssp. *palustris* sowie mit *Baldellia ranunculoides* vergesellschaftet.

Luronium natans ist eine streng geschützte Art mit atlantischer Verbreitung, die in den Anhängen II und IV der Europäischen FFH-RL aufgeführt ist. Das Froschkraut ist sowohl in Deutschland als auch in Niedersachsen stark gefährdet und gehört zu den höchst prioritären

Arten für Erhaltungs- und Entwicklungsmaßnahmen in Niedersachsen (NLWKN 2011, Meyer-Spethmann et al. 2021). Die Art verzeichnete sowohl in Niedersachsen als auch in Deutschland in den letzten Jahrzehnten erhebliche Bestandsrückgänge (Garve 2007, NetPhytD & BfN 2013). Der Verbreitungsschwerpunkt der Art befindet sich in Deutschland im westlichen Niedersachsen sowie im Nordwesten Nordrhein-Westfalens und in Teilen Sachsens (NetPhytD & BfN 2013). Niedersachsen besitzt aus gesamtdeutscher Sicht eine sehr hohe Verantwortung für die Erhaltung dieser Art (NLWKN 2011).

Myriophyllum alterniflorum (Wechselblütiges Tausendblatt)

Auch diese Art wurde im Herbst 2020 von T. Böckermann und R. Becker erstmalig mit wenigen Individuen im Versener Heidesee nachgewiesen. *Myriophyllum alterniflorum* ist in Deutschland stark gefährdet und in Niedersachsen gefährdet. Die Art kommt in Niedersachsen v. a. in oligo- bis mesotrophen Stillgewässern sowie in naturnahen Bächen der Geest- und Heidelandschaften vor.

Potamogeton gramineus (Gras-Laichkraut)

Das in Niedersachsen stark gefährdete Gras-Laichkraut wurde 2011 am Südostufer des Versener Heidesees in Form vereinzelter, angespülter Individuen nachgewiesen (Schabelreiter, pers. Mitt.). In der Folgezeit gelangen trotz wiederholter Nachsuche keine weiteren Nachweise.

Cicendia filiformis (Fadenenzian)

Der Fadenenzian wurde 2016 erstmals durch H.-C. Vahle am Nordostufer des Versener Heidesees an einem von Herbst bis Frühjahr überstauten oder zumindest dauerfeuchten Sandufer mit einem Bestand von 100 Individuen entdeckt. Vermutlich kam die Art schon etwas länger vor, wurde aber übersehen. Im Dürrejahr 2018 zählte und berechnete Vahle einen Bestand von ca. 72.000 Individuen. *Cicendia filiformis* kam nun auch in Bereichen vor, die in den Vorjahren üblicherweise noch durch Wasser bedeckt waren. 2019 stieg der Bestand weiter an, der Wasserstand war infolge der zweiten Dürre nacheinander noch weiter gesunken und schuf hervorragende Keimungsbedingungen auf feuchtem Sand direkt an der zurückgezogenen Wasserlinie. Stellenweise fand sich der Fadenenzian zwischen trockengefallenen Pflanzen von *Baldellia ranunculoides*, *Lobelia dortmanna* sowie in *Littorella uniflora*-Rasen. Bis 2023 hatte sich *Cicendia filiformis* am östlichen Seeufer mehrere hundert Meter weiter in Richtung Süden ausgebreitet (Böckermann et al. 2022).

Es dürfte sich um einen der größten deutschen Bestände des europaweit bedrohten und sowohl in Deutschland als auch in Niedersachsen stark gefährdeten Fadenenzians handeln. Weber (1995: 415) gibt *Cicendia filiformis* für das Emsland als einst „stellenweise häufig und sehr gesellig“ an. Die Art ist im Weser-Ems-Gebiet sehr selten und v. a. auf Sandabbau-gewässer sowie auf wechselfeuchte Uferbereiche von neu angelegten Artenschutzgewässern beschränkt. Als Pionierart wird sie im Laufe fortschreitender Sukzession bei ausbleibenden Pflegemaßnahmen oder sonstigen Störungen zur Schaffung von Offenböden schnell von konkurrenzkräftigeren Taxa verdrängt. Der britische Freshwater Habitats Trust (2015) hat in einem Faktenpapier die Bedeutung extensiver Beweidung für die Erhaltung von Fadenenzian-Beständen hervorgehoben: Sie soll demnach vor allem in den Wintermonaten erfolgen und an geeigneten Standorten für eine niedrige und eher schütterere Pflanzendecke sorgen.

Gentiana pneumonanthe (Lungenenzian)

Der Lungenenzian tauchte 2009 erstmals mit damals drei Individuen und sechs Blütenkelchen auf (Abb. 24). Im August 2019 fanden sich an mehreren wechselfeuchten Wuchsorten rund um den See insgesamt 600 Blüten, darunter auch 20 weiße. Im Jahr 2020 konnten pro Tag maximal 712 Blüten nachgewiesen werden (Böckermann et al. 2022). Der Lungenenzian bevorzugt im Untersuchungsgebiet dauerfeuchte, im Winter überstaute Uferbereiche auf Sand. *Gentiana pneumonanthe* ist am Versener Heidesee v. a. mit *Molinia caerulea*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus articulatus*, *J. bulbosus* ssp. *bulbosus*, *Drosera intermedia* sowie punktuell auch mit *Eleocharis multicaulis* und *Hypericum elodes* vergesellschaftet. Der Lungenenzian wird von den Schafen gern gefressen und bildet deshalb am Versener Heidesee nur kleine Exemplare von maximal 20 bis 25 cm Höhe (inklusive Blüte) aus. Wenn möglich, werden große Bestände der Art zur Blütezeit durch variable Zäunung vor Verbiss geschützt. Anfänglich erfolgte auch eine Samementnahme am See selbst und Aussaat in allen drei durch Zäune unterteilten Weidebereichen. So konnte sichergestellt werden, dass bei Wechselbeweidung zur Zeit der Blüte und Samenreife stets Lungenenziane Samen bilden konnten. 2021 keine Zählung, 2022 und 2023 hoher Wasserstand, so dass viele Exemplare nicht zur Blüte kamen.

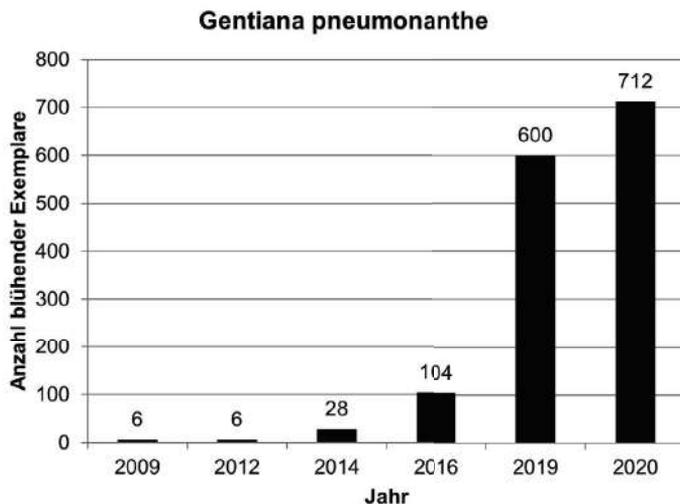


Abb. 24. Bestandsentwicklung von *Gentiana pneumonanthe* am Versener Heidesee zwischen 2009 und 2020.

Hypericum elodes (Sumpf-Johanniskraut)

Das Sumpf-Johanniskraut besitzt als typische Heideweiherr-Art seinen niedersächsischen Verbreitungsschwerpunkt im Südwesten des Weser-Ems-Gebietes (Garve 2007). Im Versener Heidesee bildet *Hypericum elodes* bisher lediglich kleine Bestände in wechselfeuchten Bereichen am Ost- und Nordwestufer zusammen mit u. a. *Molinia caerulea*, *Eriophorum angustifolium*, *Juncus articulatus*, *J. bulbosus* ssp. *bulbosus* und *Drosera intermedia*.

Eleocharis multicaulis (Vielstängelige Sumpfsimse)

Eleocharis multicaulis ist eine charakteristische Art der Strandlingsgesellschaften, die in Niedersachsen ihren Verbreitungsschwerpunkt ebenfalls im südwestlichen Weser-Ems-Gebiet besitzt (Garve 2007). Die Art ist v. a. in periodisch trockenfallenden Bereichen von oligo-, meso- oder dystrophen Heide- und Moorgewässern anzutreffen (u. a. Vahle 1990a). Am Versener Heidesee bildet die Vielstängelige Sumpfsimse einen größeren Bestand in nur temporär überfluteten Bereichen des Ost- und des Nordufers zusammen mit v. a. *Molinia caerulea* und *Juncus articulatus* aus.

Helichrysum luteo-album (Gelbweißes Ruhrkraut)

Helichrysum luteo-album (Synonym: *Pseudognaphalium luteo-album*) besitzt nach Garve (2007) in Niedersachsen nur wenige zerstreute Vorkommen in insgesamt 18 Messtischblättern mit Schwerpunkt im westlichen Weser-Ems-Gebiet. Die Art kommt dort v. a. von wechsel-nassen Standorten im Bereich von Abgrabungs- und naturnahen Kleingewässern vor (u. a. Täuber 1999, Becker 2015). Am Versener Heidesee existiert nur ein kleiner Bestand mit weniger als 50 Individuen im Bereich im Sommer trockenfallender Strandlingsrasen. Nach eigenen Beobachtungen hat sich die Art in den letzten Jahren im Weser-Ems-Gebiet jedoch stark ausgebreitet und besiedelt neben wechselfeuchten Uferbereichen insbesondere Pflasterritzen sowie z. T. auch gestörte Offenböden im Bereich von Bauflächen oder an Straßenrändern. Die Art wird von den Schafen gefressen und kommt am Heidesee nur selten zur Blüte (Böckermann et al. 2022).

Nitella hyalina (Vielstängelige Glanzleuchteralge)

Nitella hyalina ist zwar eine global verbreitete, aber weltweit sehr seltene Art der Armleuchteralgen. Sie ist in Deutschland vom Aussterben bedroht (Korsch et al. 2013) und kam bundesweit in den letzten Jahren nur in drei Wuchsgewässern vor (Becker 2016a, Becker & Böckermann 2017). Über den Versener Heidesee hinaus konnten 2020 im nordwestlichen Niedersachsen vier neue Wuchsgewässer der Art nachgewiesen werden (Becker et al. 2021). In der Roten Liste von Niedersachsen und Bremen (Vahle 1990b) ist *N. hyalina* bisher nicht enthalten. Trotz intensiver Inventarisierungen in den Vorjahren konnte sie im Versener Heidesee erstmals 2015 in Flachwasserbereichen nachgewiesen werden (Becker & Böckermann 2017). Die 2015 zunächst noch kleinflächigen und auf den südöstlichen Seebereich beschränkten Bestände breiteten sich in den Folgejahren sehr schnell über den gesamten Versener Heidesee aus (Böckermann et al. 2022). *Nitella hyalina* bedeckt inzwischen mit z. T. ausgedehnten Unterwasserrasen große Flächen von mehreren Hundert Quadratmetern, insbesondere in den lichtdurchfluteten, sandigen Flachwasserbereichen zwischen 0,3 und 2 m Tiefe (Abb. 25). Sie ist v. a. mit *Chara virgata*, *Nitella opaca*, *N. flexilis*, *Pilularia globulifera*, *Eleocharis palustris* ssp. *palustris* und *Baldellia ranunculoides* vergesellschaftet (Becker & Böckermann 2017). Im Versener Heidesee besiedelt die Vielstängelige Glanzleuchteralge, tiefere Bereiche ab 1,2 m und bildet dort ausdauernde Bestände aus, während sie im Flachwasser stets annuell auftritt und jeweils im Frühjahr neu auskeimt. Aufgrund ihrer Seltenheit ist für *Nitella hyalina* die Erarbeitung und Umsetzung eines bundesweiten Artenschutzprogramms erforderlich (Becker 2016b).



Abb. 25. Bestand von *Nitella hyalina* und *Pilularia globulifera* im Flachwasserbereich des Versener Heidesees (Foto: R. Becker).

Nitella opaca (Dunkle Glanzleuchteralge)

Gemäß den aktuellen Roten Listen der Characeen ist die Dunkle Glanzleuchteralge in Niedersachsen und Bremen ausgestorben (Vahle 1990b) und in Deutschland gefährdet (Korsch et al. 2013). *Nitella opaca* ist im Weser-Ems-Gebiet selten, konnte in den vergangenen Jahren aber in mehreren neu entstandenen Abgrabungs- und Artenschutzgewässern nachgewiesen werden (Becker 2008, 2010b, Becker & Wolff 2016a). Neben dem Versener Heidesee gelangten 2020 zwei weitere Neufunde in Nordwestdeutschland in Baggerseen bei Heede und Neermoor (Becker et al. 2021). Die Dunkle Glanzleuchteralge besitzt in Deutschland ihren Verbreitungsschwerpunkt v. a. in oligo- und mesotrophen Gewässern (Becker & Wolff 2016a). Da sie in der Lage ist, neben ephemeren Kleingewässern auch Standorte mit geringer Lichtintensität besiedeln zu können, bildet die Art in tieferen Seen oft die untere Makrophytengrenze und dringt in Deutschland bis zu einer maximalen Tiefe von 33,4 m vor (Van de Weyer & Krautkrämer 2009, Becker & Wolff 2016a).

Die Dunkle Glanzleuchteralge bildet im Untersuchungsgewässer sehr große und z. T. flächige Bestände in allen Bereichen des Sees. Sie muss sich daher schon vor Jahren im Versener Heidesee etabliert haben und wurde wahrscheinlich aufgrund ihrer Phänologie bisher übersehen. *Nitella opaca* ist in Flachwasserbereichen zwischen 0,5 und 1,2 m Tiefe v. a. mit *Chara virgata*, *Pilularia globulifera*, *Ranunculus peltatus* ssp. *peltatus* und *Baldellia ranunculoides* vergesellschaftet. In tieferen Zonen bildet sie Einartbestände oder kommt zusammen mit u. a. *Nitella hyalina*, *N. translucens*, *N. flexilis*, *Pilularia globulifera* und *Potamogeton alpinus* vor (Böckermann et al. 2022).

Nitella translucens (Schimmernde Glanzleuchteralge)

Die Schimmernde Glanzleuchteralge ist eine typische Wasserpflanzenart Nordwestdeutschlands, die früher v. a. in landschaftstypischen Heideweiern und Flachseen verbreitet war (Becker 2008, Becker & Doege 2016). Populationen der Art existieren aktuell auch in neu angelegten Kompensations- und Artenschutzgewässern; in tiefen Seen sind Vorkommen von *Nitella translucens* eher die Ausnahme (Vahle 1990b, Becker 2010b, Raabe 2017, Becker et al. 2021). In Niedersachsen und Bremen sowie in Deutschland ist *N. translucens* stark gefährdet.

Im Versener Heidesee wurde die Art erstmals 2008 durch L. Starmann (†) nachgewiesen. Während 2009 nur wenige Exemplare gemeinsam mit *Nitella flexilis* im damals noch sehr vegetationsarmen See nachgewiesen konnten (Becker, eigene Daten), umfasste der Bestand von *N. translucens* 2013 bereits eine Fläche von mehreren hundert Quadratmetern. Die Art ist vorrangig auf die tieferen Seebereiche zwischen 2 und 4 m Tiefe beschränkt, wo sie großflächige Dominanzbestände ausbildet oder zusammen mit *Nitella opaca*, *N. hyalina*, *N. flexilis*, *Chara virgata* und *Potamogeton alpinus* vorkommt (vgl. auch Becker et al. 2021). *Nitella translucens* bildet im Versener Heidesee in 8,0 m Tiefe die untere Makrophytengrenze (Jansing & Jansing 2019). In Flachwasserbereichen existieren demgegenüber nur kleinere Bestände.

Nitella flexilis (Biegsame Glanzleuchteralge)

Nitella flexilis ist sowohl in Niedersachsen als auch in Deutschland gefährdet (Vahle 1990b, Korsch et al. 2013). Sie ist die häufigste Art der Characeen im Weser-Ems-Gebiet (Becker 2008, 2010b). Die Biegsame Glanzleuchteralge besitzt eine relativ weite ökologische Amplitude und ist hinsichtlich ihres Vorkommens nicht ausschließlich auf nährstoffarme Gewässer beschränkt (Becker & Wolff 2016b, Doege et al. 2016). Gleichwohl ist sie eine charakteristische Art für oligotrophe Gewässer und für neu entstandene Sandabbauergewässer in Nordwestdeutschland. Im Versener Heidesee wurde sie bereits 2009 zahlreich nachgewiesen. *Nitella flexilis* besiedelt dort v. a. tiefere Gewässerbereiche ab 1,5 m Tiefe, ist aber auch in den Flachwasserzonen gemeinsam mit anderen Characeen häufig anzutreffen.

Chara virgata (Feine Armleuchteralge)

Die Feine Armleuchteralge ist gemäß der Niedersächsischen Roten Liste der Armleuchteralgen als gefährdet einzustufen (Vahle 1990b), bundesweit gilt sie aktuell als ungefährdet (Korsch et al. 2013). Im Versener Heidesee wurde *Chara virgata* erstmals 2012 ausschließlich im von Wasservögeln bevorzugten südlichen und südöstlichen Flachwasserbereich des Versener Heidesees in bis zu 3 m Tiefe nachgewiesen. In den Folgejahren breitete sich die Art schnell im gesamten See aus. Die Feine Armleuchteralge bildet v. a. in Flachwasserbereichen gemeinsam mit *Nitella hyalina*, *N. flexilis* und z. T. auch *N. opaca* großflächige Unterwasser- rasen, ist aber auch entlang der ostseitigen Abbruchkante bis in ca. 4,5 m Tiefe bestandsbildend (Becker & Böckermann 2017).

Neben den Farn- und Blütenpflanzen und den Characeen bietet das Areal des Versener Heidesees auch für weitere, in dieser Publikation nicht detailliert behandelte Organismengruppen einen geeigneten Lebensraum. Beispielhaft seien zwei Pilzarten genannt: die in einem Teilbereich der Sandheide vorkommende, in Niedersachsen gefährdete Heide-Koralle

(*Clavaria argillacea*) sowie der am See im feuchten Sand wachsende Kegelige Saftling (*Hygrocybe conica*), der zwar nicht auf der Roten Liste steht, aber in Niedersachsen bisher in Weser-Ems noch nicht nachgewiesen wurde (DGfM 2020).

Die Bestände vieler der gefährdeten Arten im und am Versener Heidesee haben sich in den vergangenen 15 Jahren erheblich vergrößert oder sind konstant geblieben, für einzelne Taxa sind jedoch auch Rückgänge festzustellen. So ist der sehr kleine, 2009 noch vorhandene Bestand von *Lycopodium clavatum* inzwischen erloschen. Auch *Lycopodiella inundata*, *Drosera intermedia* und *D. rotundifolia* nehmen langsam in ihren Beständen ab, weil offene, wechselfeuchte Rohböden, die beim Bau des Sees entstanden waren, langsam zuwachsen und die von "Land Unter" in Zukunft mit dem gezielten Abschieben von quadratmetergroßen Parzellen per Traktor oder Hand als Artenhilfsmaßnahme neu geschaffen werden (Böcker-mann et al. 2022).

Bewertung; Herausforderungen

Der Versener Heidesee hat sich aufgrund der relativ geringen Nährstoffkonzentrationen, der Ausbildung von breiten Flachwasserzonen sowie der extensiven Pflege der Uferzonen und der umgebenden Heideflächen zu einem Gewässer von herausragender, bundesweiter Bedeutung für den Naturschutz entwickelt. Darüber hinaus ist es mit Hilfe der Naturschutz- gebietsverordnung gelungen, potenziell konkurrierende Nutzungsansprüche wie v. a. eine fischereiliche Nutzung, Fischbesatz und Freizeitnutzung effizient auszuschließen und damit verbundene mögliche Beeinträchtigungen der Wasser- und Ufervegetation zu vermeiden. Mit *Lobelia dortmanna* und *Nitella hyalina* haben sich im Versener Heidesee zwei in Deutschland vom Aussterben bedrohte Pflanzenarten mit individuenreichen Beständen neben 12 weiteren stark gefährdeten Taxa etablieren können. Darüber hinaus gilt *Nitella opaca* in Niedersachsen als ausgestorben. Die hohe Wertigkeit von Abgrabungsgewässern mit TP-Gehalten $< 0,035$ mg/l für gefährdete Makrophyten und für die Biodiversität belegen auch Untersuchungen aus den Niederlanden (Seelen et al. 2021).

Aufgrund der dargelegten hydrochemischen Ergebnisse ist der Versener Heidesee als mesotrophes Gewässer zu charakterisieren, das hinsichtlich der Nährstoffgehalte z. B. mit dem Wollingster See vergleichbar ist (vgl. Buchwald et al. 2023). Allerdings deuten sowohl die untere Makrophytengrenze von > 8 m als auch das Vorkommen von großen Populationen oligotropher Arten wie u. a. *Baldellia ranunculoides* und *Lobelia dortmanna* oder den Characeen *Nitella hyalina*, *N. translucens* und *N. opaca*, die in Nordwestdeutschland häufig in oligotrophen Gewässern anzutreffen sind (Doege et al. 2016, Becker et al. 2021), auf Übergänge zu einem oligotrophen See hin.

Armleuchteralgen waren v. a. bis Mitte des 20. Jahrhunderts ebenso wie zahlreiche Arten der *Littorelletea* charakteristische Elemente der Vegetation vieler ehemals oligotrophen Gewässer Norddeutschlands (u. a. Vahle 1990b, Vöge 1992, Becker 2008). Da viele Characeen eine Präferenz für oligo- bis mesotrophe Gewässer besitzen (u. a. Doege et al. 2016), erfuhren zahlreiche Taxa in den vergangenen Jahrzehnten, bedingt durch einen Verlust vieler Stillgewässer und eine zunehmende Eutrophierung, gravierende Bestandsrückgänge (u. a. Vahle 1990b, Becker 2008). Andererseits wurden durch die Herstellung von Bodenabbau- und Artenschutzgewässern mit naturnaher Folgenutzung in den letzten Jahren auch neue geeignete Sekundärlebensräume für Armleuchteralgen geschaffen (u. a. Raabe & van de Weyer 2005, Becker 2010, Seelen et al. 2021). Der Versener Heidesee stellt in dieser Hinsicht für Nordwestdeutschland eine herausragende Besonderheit dar. Dies betrifft nicht nur die Anzahl von insgesamt fünf Arten der *Characeae* in einem kalkarmen Stillgewässer,

die ehemals nur vom Großen Meer bei Emden übertroffen wurde und gegenwärtig nur in feuchten, kalkreichen Dünentälern Borkums erreicht wird (Becker et al. 2021). Herausragend ist vielmehr die Dominanz der Armeleuchteralgen im Versener Heidesee, die sich in den letzten Jahren verstärkt hat, sowohl in den Flachwasserzonen als auch in tieferen Bereichen. 2020 erreichten Characeen in den meisten Flachwasserbereichen des Sees bis in etwa 2,5 m Tiefe oft Deckungswerte von über 70 %. Dies dürfte neben den guten hydrochemischen Bedingungen auch in der Abwesenheit von Fischen begründet sein (vgl. u. a. Oldorff & Kirschey 2017, Werneke et al. 2018). *Nitella hyalina*, die bundesweit sehr selten ist und sich im Versener Heidesee wahrscheinlich mittels Eintrag von Diasporen durch Wasservögel seit 2015 etablieren konnte (s. u.), hat sich inzwischen über den ganzen See ausgebreitet und bildet eine sehr große Population (Böckermann et al. 2022).

Von besonderer Bedeutung ist ebenso die erfolgreiche Ansiedlung der Wasser-Lobelia, die in mehreren anderen norddeutschen Wuchsgewässern trotz gezielter Managementmaßnahmen erloschen ist oder nur noch kleine Restbestände bildet (u. a. Buchwald et al. 2022).

Für das in der vorliegenden Publikation betrachtete, bei seiner Entstehung zunächst völlig vegetationsfreie Sekundärgewässer, erscheinen generell zwei Haupteintragswege für die heute präsenzte Vegetation plausibel: Der Eintrag von Diasporen, Hibernakeln bzw. Pflanzenteilen durch Wasservögel und die Reaktivierung der beim Bau des Sees freigelegten Diasporenbank. Für *Littorella uniflora* gibt es z. B. Hinweise darauf, dass die Diasporen mindestens 50 Jahre keimfähig bleiben (John & Richert 2011). Auch Arten der *Characeae* können über mehrere Jahrzehnte in der Diasporenbank überdauern (u. a. Krause 1997, Blindow & Van de Weyer 2016). In Bezug auf *Nitella translucens* konnte Raabe (2017) für einen ehemaligen, nach Verfüllung wieder freigelegten Heideweiher in Nordrhein-Westfalen nachweisen, dass Diasporen der Art mehr als 100 Jahre keimfähig bleiben können. Die Verbreitung von submersen Gefäßpflanzen und Characeen durch Zoochorie wurde bereits vielfach belegt, auch über größere Entfernungen (u. a. Bonis & Grillas 2002, Santamaria & Klaasen 2002, Charalambidou & Santamaria 2005, Erbar & Leins 2018). Auf dem Versener Heidesee überwintern regelmäßig bis zu 10.000 Stockenten und bis zu 150 nordische Sing- und Zwergschwäne. Außerdem wird das Gewässer von Zwergtauchern, Reiherenten und Graugänsen als Brutbiotop genutzt. Eine untergeordnete Vektorfunktion können auch die Benthemer Landschaft des Vereins „Land Unter e.V.“, die temporär auch außerhalb des Versener Heidesees andere Biotope beweidet, einnehmen und Pflanzensamen in ihrer Wolle in das Untersuchungsgebiet eingetragen haben. Für die Sicherung der hohen Wertigkeit des Versener Heidesees und seiner wertvollen Wasser- und Ufervegetation ist die Erhaltung bzw. eine Optimierung der aktuell vorhandenen hydrochemischen Standortbedingungen sowie der extensiven Pflege durch Schafbeweidung zwingend erforderlich. Dazu bedarf es eines gezielten, aktiven Handelns, um folgende existierende Probleme zu lösen:

- a) Der Eintrag von atmosphärischem Stickstoff durch Straßenverkehr (v. a. durch die benachbarte A31) und intensive Landwirtschaft wird die Bedingungen im See auf Dauer negativ verändern und zu einer Nährstoffanreicherung führen. Wie Becker & Böckermann (2017) darlegten, ergaben sich aufgrund von Stickstoffmessungen im benachbarten NSG Wesuweer Moor mittlere Ammoniak-Konzentrationen von 5,0 µg/m³ sowie eine errechnete Gesamtstickstoff-Deposition von 28,2 kg N pro Hektar und Jahr (Landkreis Emsland 2013). Diese Werte übersteigen die für oligo- und mesotrophe Gewässer als unbedenklich geltenden „critical loads“ von jährlich maximal 3 bis 10 kg N/ha (Bobbink & Hettelingh

2011) um das Mehrfache. Daher sind sofortige Maßnahmen zur Minimierung der auf den Versener Heidesee einwirkenden Stickstoffeinträge auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen erforderlich (vgl. Becker 2016b, Becker & Böckermann 2017).

- b) Die Bedrohung durch den wachsenden Wolfsbestand könnte die Schafhaltung und damit die Fortführung der erfolgreichen Pflegemaßnahmen im NSG Versener Heidesee sowie weiterer durch den Verein „Land Unter e. V.“ beweideter Naturschutzflächen in der Region unmöglich machen. Die Erlöse aus der Schafhaltung reichen gerade auf Grenzertragsstandorten wie der Heide trotz Fördergelder und ggfs. Entschädigungszahlungen bei Wolfsrissen in keiner Weise aus, um die erheblichen Schäden und vor allem den massiv steigenden Zeitaufwand für die Landschaftspflege bei Anwesenheit von Wölfen auszugleichen. Ganz zu schweigen von den Folgen für die Psyche der Schafhalter. Ohne Schutzmaßnahmen ist aber keine Weidetierhaltung mehr möglich – allein am Heidesee haben wolfsabweisende Zäune rund 50.000 Euro gekostet. Dennoch erfolgten 2019 und 2024 Wolfsübergreifungen am Heidesee. Die Schafhaltung ist deshalb trotz Schutzmaßnahmen elementar gefährdet.
- c) In den Jahren 2018 bis 2020 (und später 2022) herrschte im Emsland eine ausgesprochene Trockenheit. Die dritte Dürre in Folge nach 2018 und 2019 verursachte zwar nicht unmittelbar Schäden an den herausragenden Pflanzenarten des Versener Heidesees, beeinflusste aber die Vegetation der umgebenden Heidelandschaft. Zahlreiche Exemplare von *Calluna vulgaris*, *Erica tetralix* und *Empetrum nigrum* starben auf manchen Teilflächen vollkommen ab. Vor allem *Calluna vulgaris* dient als Hauptnahrungspflanze für die Schafe, sie gilt als durch den Klimawandel besonders gefährdet. Welche Folgen langfristige Bestandsveränderungen bei *C. vulgaris* auf Beweidungsprojekte haben werden, wird sich erweisen müssen.
- d) Vor dem Hintergrund der in Gesetzen und internationalen Konventionen geregelten Verpflichtung zur Erhaltung gefährdeter Arten und Lebensgemeinschaften sind v. a. für besonders stark gefährdete Taxa spezifische Schutz- und Monitoringkonzepte erforderlich. Zum Schutz von *Nitella hyalina* und *N. translucens* in Deutschland hat Becker (2016b: 182ff.) bereits die kurzfristige Implementierung und Umsetzung eines Characeen-Schutzprogrammes gefordert und erforderliche Inhalte und Maßnahmen detailliert beschrieben. Eine Realisierung ist bis heute nicht erfolgt. Mit *Nitella opaca* gilt eine weitere Art der Armleuchterlagen in Niedersachsen als ausgestorben und bedarf spezifischer Schutzmaßnahmen. Für einige Arten der Farn- und Blütenpflanzen wie z. B. *Lobelia dortmanna* werden analoge Artenschutzkonzepte bereits in Nordwestdeutschland umgesetzt (z. B. Buchwald et al. 2022, 2023). Auch für die FFH-Art *Luronium natans* führt das Land Niedersachsen regelmäßig Monitoringuntersuchungen durch (NLWKN 2011, Meyer-Spethmann et al. 2021). Aufgrund der besonderen Bedeutung des Weser-Ems-Gebietes für die dauerhafte Sicherung der Bestände von *Lobelia dortmanna*, *Baldellia ranunculoides*, *Luronium natans*, *Nitella hyalina* und *N. translucens* wird empfohlen, für diese vorrangigen Zielarten entsprechende Schutz- und Monitoringkonzepte zu etablieren bzw. die Taxa in bereits laufende Projekte zu integrieren.

Literatur

- Altehave, C. (1957): Der „Ahlder Pool“ im Kreise Lingen als wichtige atlantische Florenstätte Nordwestdeutschlands. – Veröff. Naturw. Ver. Osnabrück 28: 22–106.
- Arts, G.H.P. & Buskens, R.F.M. (1998): The vegetation of soft-water lakes in the Netherlands in relation to human influence and restoration measures, with special attention to the association *Isoëto-Lobelietum*. – Mitt. Arbeitsgem. Geobot. in Schleswig-Holstein u. Hamburg 57: 111–120.
- Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.) (2016): Armelechteralgen. Die Characeen. Deutschlands. – Springer Verlag: 618 pp.
- Becker, R. (2008): Die Armelechteralgen (*Characeae*) des Weser-Ems-Gebietes. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 19: 43–55.
- Becker, R. (2010a): Bemerkenswerte Vorkommen gefährdeter Pflanzenarten in der Stadt Oldenburg (Oldb). – Drosera 2009: 5–16.
- Becker, R. (2010b): Bemerkenswerte Characeen-Funde in Nordwest-Deutschland. – Abh. Naturwiss. Ver. Bremen 46/3: 409–418.
- Becker, R. (2011): Erstfund der Vielästigen Glanzlechteralge *Nitella hyalina* (D.C.) Agardh in Niedersachsen. – Ber. Bot. Arbeitsgem. Südwestdtschl., Beih. 3: 5–10.
- Becker, R. (2015): Entwicklung naturnaher Stillgewässer- Hotspots für die Biologische Vielfalt. – In: Stadt Oldenburg (Hrsg.): Artenvielfalt und Biotopschutz in Oldenburg: 36–43.
- Becker, R. (2016a): *Nitella hyalina*. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands: 443–455. Heidelberg, Springer Verlag.
- Becker, R. (2016b): Gefährdung und Schutz von Characeen. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands: 149–191. Heidelberg, Springer Verlag.
- Becker, R. & Doege, A. (2016): *Nitella translucens*. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands: 493–505. Heidelberg, Springer Verlag.
- Becker, R. & Wolff, P. (2016a): *Nitella opaca*. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands: 463–477. Heidelberg, Springer Verlag.
- Becker, R. & Wolff, P. (2016b): *Nitella flexilis*. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armelechteralgen. Die Characeen Deutschlands: 421–434. Heidelberg, Springer Verlag.
- Becker, R. & Böckermann, T. (2017): Neufund von *Nitella hyalina* (DC.) Agardh (Vielästige Glanzlechteralge) in Deutschland. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 27: 19–26.
- Becker, R., Fuhrmann, K., Sinkowski, M., Meyer-Spethmann, U. & Willen, M. (2021): Verbreitung, Populationsentwicklung und Schutz besonders gefährdeter Armelechteralgen (*Charales*, *Characae*) in Nordwestdeutschland. – Drosera 40: 81–100.
- Blindow, I. & van de Weyer, K. (2016): Ökologie der Characeen. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): Armelechteralgen – Die Characeen Deutschlands: 79–95. Heidelberg, Springer.
- BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2007): Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt. Polykopie. – Berlin: 179 pp.
- Bobbink, R. & Hettelingh, J.P. (Hrsg.) (2011): Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. – Proceedings of an expert workshop Noorwijkerhout, 23–25 June 2010.
- Böckermann, T. (2011a): Die Heideweiher – ein kostbarer Teil der emsländischen Kulturlandschaft. – Jahrbuch des Emsländischen Heimatbundes 57: 223–240.
- Böckermann, T. (2011b): Das Bentheimer Landschaf. Geschichte und Zukunft einer alten Nutztier rasse. – Emsländischer Heimatbund, Meppen 2011: 29–47.
- Böckermann, T., Becker, R. & Willen, M. (2022): Der Versener Heidesee – vom Baggersee zum fischfreien Hotspot für gefährdete Pflanzenarten in Nordwestdeutschland. – Drosera 40 (1/2): 37–54.
- Bonis, A. & Grillas, P. (2002): Deposition, germination and spatio-temporal patterns of charophyte propagule banks: a review. – Aquatic Bot. 72: 235–248.
- Buchwald, R., Reinhold, A. & Willen, M. (2022a): Die Perle unter den Heidewiehern Nordwestdeutschlands: der Trauener Saal (Lüneburger Heide). – Drosera 40: 1–13.
- Buchwald, R., Remke, E., Schreiber, U. & Willen, M. (2022b): Der Ahlder Pool im Landkreis Emsland – ein Heideweiher mit Zukunft? – Drosera 40: 15–35.
- Buchwald, R., Nielsen, E. & Willen, M. (2023a): Monitoring von *Lobelia dortmanna* (Wasser-Lobelie) und *Littorella uniflora* (Strandling) im Naturschutzgebiet Ahlder Pool (Landkreis Emsland). – Unveröff. Forschungsbericht, Oldenburg.

- Buchwald, R., Nielsen, E. & Willen, M. (2023b): Monitoring von Kennarten oligotropher Stillgewässer (*Lobelia dortmann*, *Littorella uniflora*) im Trauener Saal, Heidekreis. – Unveröff. Forschungsbericht, Oldenburg.
- Buchwald, R., Nielsen, E. & Willen, M. (2023c): Monitoring von Kennarten oligotropher Stillgewässer (*Lobelia dortmann*, *Littorella uniflora*, *Isoetes lacustris*) im Wollingster See. Lkr. Cuxhaven. – Unveröff. Forschungsbericht, Oldenburg.
- Burrichter, E., Pott, R., Raus, T. & Wittig, R. (1980): Die Hudelandschaft „Borkener Paradies“ im Emstal bei Meppen. – Abh. Landesmuseum Naturk. Münster i. Westfalen 42(4): 1–69.
- Charalambidou, I. & Santamaria, L. (2005): Field evidence for the potential of waterbirds as dispersers for aquatic organisms. – *Wetlands* 25 (2): 252–258.
- Doege, A., van de Weyer, K., Becker, R. & Schubert, H. (2016): Bioindikation mit Characeen. – In: Arbeitsgruppe Characeen Deutschlands (Hrsg.): *Armluchteralgen. Die Characeen Deutschlands*. Springer Verlag: 97–137.
- DGfM (Deutsche Gesellschaft für Mykologie) (2020): *Hygrocybe conica* (Schaeff.) P. Kumm. 1871. – URL: <http://niedersachsen.pilze-deutschland.de/organismen/hygrocybe-conica-schaeff-p-kumm-1871-1> [Zugriff am 07.05.2020].
- DWD (Deutscher Wetterdienst) (2023): *Vieljährige Mittelwerte*. – URL: https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/vielj_mittelwerte.html [Zugriff am 05.04.2021].
- Erbar, C. & Leins, P. (2018): *Wie mobil sind Pflanzen?* – Centre for Organismal Studies (COS) Heidelberg – Biodiversität und Pflanzensystematik, Universität Heidelberg. HDJBO, Bd 3: 33.
- Europäische Kommission (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, Abl. EG Nr. L 206/7 v. 22.7.1992, geändert durch Richtlinie 97/62/EG des Rates v. 27. 10.1997, Abl. EG Nr. L 305/42 (FFH RL).
- Freshwater Habitats Trust (2015): *Creating ponds for Yellow Centaury *Cicendia filiformis**. – URL: https://freshwaterhabitats.org.uk/wp-content/uploads/2013/09/Yellow-Centaury_v2-Feb15.pdf [Zugriff am 21.05.2020].
- Garve, E. (2004): Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. 5. Fassung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 24: 1–76.
- Garve, E. (2007): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen*. – Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 43: 1–507.
- Hellberg, F. & Cordes, H. (1990): Vergesellschaftung und Ökologie von Littorelletea-Arten im Raum Bremen unter besonderer Berücksichtigung der Niederungen des Bremer Beckens. – *Drosera* 90 (1/2): 1–22.
- Holze, H. (1958): *Boden- und Moorkarte des Emslandes. 1:5000*. – Beiheft zu Blatt „Neu Versen“. Herausgegeben vom Amt für Bodenforschung Hannover im Februar 1958.
- Institut für Agrarökologie in Rheinland-Pfalz (2017): *Biodiversitätstaxis 2.0. Vernetzung verinselter Biotope*. – URL: <http://biodiversitaetstaxis.de/index.php> [Zugriff am 21.05.2020].
- Jansing, S. & Jansing, U. (2019): *Untersuchung des Unterwasserlebens im Naturschutzgebiet Versener Heidesee*. – Unveröffentlicher Bericht: 12 pp + Anhang.
- Jeckel, G. (1984): Syntaxonomische Gliederung, Verbreitung und Lebensbedingungen nordwestdeutscher Sandtrockenrasen (*Sedo-Scleranthetea*). – *Phytocoenologia* 12(1): 9–153.
- John, H. & Richert, E. (2011): Hydrochorie ausgewählter Arten der Strandlings- und Zwergbinsengesellschaften (*Littorelletea*, *Isoëto-Nanojuncetea*) im Erzgebirge. – *Tuexenia* 31: 87–104.
- Kaplan, K. & Prolingheuer, T. (1989): Zur Verbreitung, Ökologie und Vergesellschaftung des Pillenfarns (*Pilularia globulifera* L.) im südwestlichen Niedersachsen und nordwestlichen Westfalen. – *Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen* 15: 59–72.
- Kollmann, J. (2019): Stillgewässer. – In: Kollmann, J., Kirmer, A., Tischew, S., Hölzel, N. & Kiehl, K.: *Renaturierungsökologie*: 151–170. Springer Spektrum.
- Korsch, H., Doege, A., Raabe, U. & van de Weyer, K. (2013): Rote Liste der Armluchteralgen (*Charophyceae*) Deutschlands. 3. Fassung. – *Hausknechtia*, Beih. 17: 1–32.
- Krause, W. (1997): *Charales (Charophyceae)*. – In: Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H., Mollenhauer, D. (Hrsg.): *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Bd. 18. – G. Fischer Verlag: 202 pp.
- LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (1999): *Gewässerbewertung – stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für die Erstbewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien*. – Kulturbuch-Verlag, Berlin: 68 pp.

- Landkreis Emsland (2013): Erfassung der Stickstoffbelastungen aus der Tierhaltung zur Erarbeitung innovativer Lösungsansätze für eine zukunftsfähige Landwirtschaft bei gleichzeitigem Schutz der sensiblen Moorlandschaft (ERNST), Abschlussbericht. – URL: <https://www.lwk-niedersachsen.de/download.cfm/file/198,cd073628-a8ce-e8ad-078de28448f8ddc4~pdf.html> [Zugriff am 28.10.2016].
- Landkreis Emsland (2021): Managementplanung (MaP) für das FFH-Gebiet 013 „Ems“ und EU-VSG V16 „Emstal von Lathen bis Papenburg“. – URL: <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/ffh-gebiete/ffh-gebiet-013-ems-197136.html#Sicherheit>. [Zugriff am 11.05.2024].
- Land Unter e. V. (2016): Der Versener Heidesee. – URL: <http://www.bentheimer-landschaf.de/unserschutzzgebiete/der-versener-heidesee/> [Zugriff am 06.10.2016].
- Land Unter e. V. (2020): Das Bentheimer Landschaf. – URL: <http://www.bentheimer-landschaf.de/aktuelles/> [Zugriff am 07.05.2020].
- Lübben, U. (1973): Zur Verbreitung und Ökologie der Wasser-Lobelia (*Lobelia dortmanna* L.) in der Bundesrepublik Deutschland. – Mitt. Floristischsoz. Arbeitsgem N. F. 15/16: 28–40.
- Meisel, S. (1959): Die Naturräumlichen Einheiten auf Blatt 70/71 Cloppenburg/Lingen. – Selbstverlag Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen: 29 pp.
- Metzing, D., Hofbauer, G., Ludwig, G. & Matzke-Hajek, G. (2018): Rote Listen gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(7): 1–784.
- Meyer-Spethmann U., Linders, H.W. & Täuber, T. (2021): Bestandsentwicklung und Ökologie der FFH-Art *Luronium natans* in Niedersachsen zwischen 2002 und 2018. – Drosera 40: 55–80.
- NetPhyD, BfN (Netzwerk Phytodiversität Deutschlands e.V. & Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (2013): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. – Bonn-Bad Godesberg: 912 pp.
- Neugart, C. & Buchwald, R. (2009): Untersuchung der Diasporenbank des NSG „Ahlder Pool“ im Vergleich zum Wollinster See unter besonderer Berücksichtigung der Strandlings (*Littorelletea*)-Arten, Abschlussbericht 2009. – Unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag des NLWKN Hannover, Oldenburg.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2011): Prioritätenlisten der Arten und Lebensraum-/Biototypen mit besonderem Handlungsbedarf. – Hannover: 33 pp.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2016): Naturschutzgebiet „Versener Heidesee“. – URL: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/naturschutz/schutzgebiete/einzelnen_naturschutzgebiete/naturschutzgebiet-versener-heidesee-45672.html [Zugriff am 06.10.2016].
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2020a): Grundwasserbericht Niedersachsen. Sonderausgabe zur Grundwasserstandssituation in den Trockenjahren 2018 und 2019. – Hannover: 36 pp.
- NLWKN (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz) (2020b): NLWKN Pegelonline. Pegeldaten Versen-Wehrdurchstich für den Zeitraum 2007-2017. – URL: <https://www.pegelonline.nlwkn.niedersachsen.de/Karte> [Zugriff am 11.05.2024].
- Oldorf, S. & Kirschey, T. (2017): Benthivorous fishes interaction with submerged vegetation – a simple enclosure experiment. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 27: 63–80.
- Petersen, J. (2000): Die Dünenalvegetation der Wattenmeer-Inseln der südlichen Nordsee. Eine pflanzensoziologische und ökologische Vergleichsuntersuchung unter Berücksichtigung von Nutzung und Naturschutz. – Husum: 205 pp.
- Pott, R. & Hüppe, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Westf. Museum Naturkd. Münster: 313 pp.
- Pott, R. & Remy, D. (2008): Gewässer des Binnenlandes. – Ulmer Verlag, Stuttgart: 255 pp.
- Raabe, U. (2017): Zur Verbreitung der Schimmernden Glanzleuchteralge (*Nitella translucens*) in Westfalen. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 27: 53–62.
- Raabe, U. & van de Weyer, K. (1998): Effizienzkontrollen von Artenschutzgewässern in NRW. – LÖBF-Mitteilungen 3: 77–89.
- Raabe, U. & van de Weyer, K. (2005): Zur floristischen Bedeutung und Entwicklung von Artenschutzgewässern in Nordrhein-Westfalen. – Abh. Westfälischen Museum Naturkd. 67(3): 91–112.

- Remke, E. & Brouwer, E. (2020): Grundlagen Empfehlungen zu kurzfristigen und langfristigen Maßnahmen und Untersuchungen am Ahlder Pool, Niedersachsen (D). – Unveröffentlichter Schlussbericht; Nijmegen (NL).
- Riedmüller, U., Mischke, U. & Hoehn, E. (2013): Bewertung von Seen mit Hilfe allgemeiner physikalisch-chemischer Parameter. Seentypspezifische Hintergrund- und Orientierungswerte für die Parameter Gesamtphosphor und Sichttiefe. Seenbewertung gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Im Auftrag und unter fachlicher Begleitung der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser – Expertenkreis Seen. Stand 6. März 2013: 10 pp.
- Runge, F. (1991): Die Pflanzengesellschaften des Naturschutzgebietes Heiliges Meer und ihre Änderungen in den letzten 90 Jahren. – Beiheft Natur und Heimat 51: 1–89.
- Santamaria L. & Klaasen, M. (2002): Waterbird-mediated dispersal of aquatic organisms – an introduction. – Acta Oecol. 23(3): 115–119.
- Seelen L.M.S, Teurlincx, S., Bruinsma, J., Huijsmans, T.M.F., van Donk, E., Lürling, M. & de Senerpont Domis, L.N. (2021): The value of novel ecosystems: Disclosing the ecological quality of quarry lakes. – Sci. Total Environ. 769: 1–11.
- Singer, P.C. & Stumm, W. (1970): Acidic Mine Drainage: The Rate-Determining Step. – Science 167(3921): 1121–1123.
- Täuber, T. (1999): Neu- und Wiederfunde von Arten der Zwergbinsen-Gesellschaften in Niedersachsen. Teil 2: Landkreise Aurich, Wittmund, Leer, Friesland und Cloppenburg. – Florist. Rundbr. 33(2): 135–145.
- Vahle, H.-C. (1990a): Grundlagen zum Schutz der Vegetation oligotropher Stillgewässer in Nordwestdeutschland. – Naturschutz Landschaftspflege Niedersachsen 22: 1–157.
- Vahle, H.-C. (1990b): Armeleuchteralgen (*Characeae*) in Niedersachsen und Bremen – Verbreitung, Gefährdung und Schutz. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 10(5): 85–130.
- Vahle, H.-C. (2019): Lobelien-Seen in Europa. – Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz 9: 7–14.
- van de Weyer, K. & Krautkrämer, V. (2009): *Nitella opaca* (Bruzellius) Agardh im Steinbruch Messinghausen (Sauerland) – mit einer Übersicht der maximalen Makrophyten-Tiefengrenzen in Deutschland. – Rostocker Meeresbiologische Beiträge 22: 57–64.
- van Diggelen, J., Verstijnen, Y., Roelofs, J.G.M. & Smolders, F.(2020): A unique phenomenon in ‘de Groene Waterparel’. The presence of cat clay leads to *Littorelletea* vegetation in farm ditches. – Landschap 37(2): 87–97.
- Vöge, M. (1992): Tauchuntersuchungen an der submersen Vegetation in 13 Seen Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung der Isoetiden-Vegetation. – Limnologica 22: 82–96.
- von Drachenfels, O. (2012): Einstufungen der Biotoptypen in Niedersachsen Regenerationsfähigkeit, Wertstufen, Grundwasserabhängigkeit, Nährstoffempfindlichkeit, Gefährdung. – Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Heft 1/12.
- von Drachenfels, O. (2020): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der gesetzlich geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie, Stand Februar 2020. – Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs, Heft A/4, 1–331.
- Wasserchemische Gesellschaft in der GDCH, DIN (Hrsg.) (1993a): DIN EN ISO 38405. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Anionen (Gruppe D). – Beuth-Verlag, Berlin.
- Wasserchemische Gesellschaft in der GDCH, DIN (Hrsg.) (1993b): DIN EN ISO 38406. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung, Kationen (Gruppe E). – Beuth-Verlag, Berlin.
- Wasserchemische Gesellschaft in der GDCH, DIN (Hrsg.) (2000): DIN EN ISO 7980. Wasserbeschaffenheit. – Beuth-Verlag, Berlin.
- Weber, H.E. (1995): Flora von Südwest-Niedersachsen und dem benachbarten Westfalen. – H. Th. Wenner Verlag, Osnabrück: 770 pp.
- Weeda, E.J., Horsthuis, M., Jansen, A. & van Tweel-Groot, L. (2012): Exkursion 4: Heideseen und -sümpfe in Nordost-Twente. – Tuexenia, Beiheft 5: 69–88.
- Welk, E. (2002): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. – Schriftenr. Vegetationskd. Heft 37: 1–337.

- Werneke, U., Kosmac, U., van de Weyer, K., Gertzen, S. & Mutz, T. (2018): Zur naturschutzfachlichen Bedeutung eines fischfreien Sees. Zehn Jahre Monitoring eines Abgrabungsgewässers am Niederrhein. – *Natur in NRW* 3/2018: 27–32.
- Witte, A. (1982): Das Altenoyther Feld mit seinen Schlatts. Ein atlantisch-nordisches Niedermoor Nordwestdeutschlands im Zustand von 1955. – *Oldenburger Jahrb.* 82: 265–341.
- Wöldecke, K. (1995): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Großpilze. 2. Fassung. – *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen* 15(5): 101–132.
- Zerbe, S. (2019): Renaturierung von Ökosystemen im Spannungsfeld von Mensch und Umwelt. – Springer, Berlin: 730 pp.